

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

GUSTAVO HENRIQUE ZAIA ALVES

**Padrões de espacialidade no uso dos recursos alimentares pela ictiofauna de  
dois riachos neotropicais com diferentes aspectos de preservação**

Maringá  
2011

GUSTAVO HENRIQUE ZAIA ALVES

**Padrões de espacialidade no uso dos recursos alimentares pela ictiofauna de dois riachos neotropicais com diferentes aspectos de preservação**

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

Área de concentração: Ciências Ambientais

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Norma Segatti Hahn

Maringá  
2011

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

A474p

Alves, Gustavo Henrique Zaia, 1986-

Padrões de espacialidade no uso dos recursos alimentares pela ictiofauna de dois riachos neotropicais com diferentes aspectos de preservação / Gustavo Henrique Zaia Alves. -- Maringá, 2011.

34 f. : il.

Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--  
Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2011.

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Norma Segatti Hahn

1. Peixes de água doce – Ecologia trófica – Riachos urbano e rural – Maringá – Paraná (Estado). 2. Ictiofauna de água doce – Alimentação – Riachos neotropicais. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 22. ed. -597.1764098162  
NBR/CIP - 12899 AACR/2

## FOLHA DE APROVAÇÃO

GUSTAVO HENRIQUE ZAIA ALVES

### **Padrões de espacialidade no uso dos recursos alimentares pela ictiofauna de dois riachos neotropicais com diferentes aspectos de preservação**

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

#### COMISSÃO JULGADORA

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Norma Segatti Hahn  
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof. Dr. Almir Manoel Cunico  
Universidade Federal do Paraná

Prof. Dr. Fábio Amodêo Lansac-Tôha  
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá

Aprovada em: 10 de junho de 2011.

Local de defesa: Anfiteatro Prof. “Kesheyu Nakatani”, Nupélia, Bloco G-90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, por ter me dado essa oportunidade de aprimorar meus conhecimentos acadêmicos e por sempre ter me dado força nos momentos mais difíceis e sabedoria para escolher o caminho certo nas minhas decisões.

Agradeço aos meus pais, Ricardo e Bebel, por sempre me apoiarem e acreditarem em mim e no meu trabalho, e por não medirem esforços para que eu realizasse tudo o que almejei. Agradeço pelo amor e carinho que sempre tivemos uns pelos outros, e pela compreensão, diálogo e respeito que sempre houve entre nós.

À minha irmã Marília, pelo apoio e por compartilhar, como ninguém, todos meus momentos de alegria e tristeza.

À minha namorada Paula, pelo amor, carinho e compreensão em todas as horas. Pelo incentivo, companheirismo e palavras sábias nos momentos mais pertinentes.

Agradeço de forma especial a minha orientadora Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Norma Segatti Hahn, que desde a graduação nunca mediu esforços para me ensinar, e ajudar a sempre trilhar o caminho certo, assim como uma mãe ensina um filho a caminhar. Com toda certeza aprendi os primeiros passos acadêmicos com ela, os quais pretendo passar a diante com toda bondade, sabedoria e humildade, a exemplo da professora Norma.

À Dr<sup>a</sup>. Rosemara Fugi (Rô), sempre prestativa e disposta a ajudar, pela iniciação no laboratório e pelas discussões instigantes que nos fazia pensar e buscar o conhecimento.

Aos companheiros de laboratório Raffael, Luciano, Marlene, Andréia, Michele, Isadora, Natália, Gêuza, Gisele, Sandra, Graziela, Camila, Juliana e Maria Júlia, e às “agregadas” Patrícia (Pati), Ana Lúcia (Aninha), por todas as risadas, todas as festas e todos os estômagos analisados, enfim por todos os momentos que compartilhamos.

Aos colegas de sala, por terem feito parte da minha formação, pelas idéias trocadas em aula, e é lógico pelos churrascos!

Ao meu amigo de anos e de todas as horas Raffael, que me aguenta desde a graduação, agradeço pela amizade sincera e o pelo apoio nos momentos tristes e de alegria.

Aos meus amigos “extras-acadêmicos” Gilberto, Eduardo e Pessin que foram fundamentais durante esses dois anos, sempre me apoiando e contribuindo nos momentos de descontração.

Ao Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura – Nupélia, pela estrutura e logística para o desenvolvimento deste trabalho.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Continentais (PEA).

Aos professores do Programa de Pós-graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais (PEA), pelas aulas, pela acessibilidade, pelos ensinamentos e pela amizade.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão de bolsa de estudos.

A todos envolvidos no projeto “Identificação de potenciais bioindicadores em ecossistemas aquáticos urbanos: resposta de três grupos de organismos e gradientes de estresse”, em especial aos Professores Dr. Ângelo Antônio Agostinho (UEM) e Dr. Almir Manoel Cunico (UFPR) pela disponibilização dos dados abióticos e material biológico, sem os quais não seria possível o desenvolvimento deste trabalho.

À Aldenir e Jocemara, da secretaria do Programa de Pós-graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais (PEA), sempre muito atenciosas e prestativas.

Aos amigos da biblioteca setorial do Nupélia: Salete e João, sempre muito prestativos e atenciosos.

E, por fim, para não cometer nenhuma injustiça, agradeço a todos que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho e para a minha formação como profissional e como pessoa.

## Padrões de espacialidade no uso dos recursos alimentares pela ictiofauna de dois riachos neotropicais com diferentes aspectos de preservação

### RESUMO

Este estudo teve por objetivo analisar o padrão longitudinal na organização trófica da ictiofauna, a fim de inferir sobre a qualidade ambiental de dois riachos com diferentes graus de antropização. Ambos os riachos são de primeira ordem e estão localizados no município de Maringá, PR, na sub-bacia hidrográfica do rio Pirapó. As coletas dos peixes foram realizadas bimestralmente entre julho de 2007 e junho de 2008, em três trechos amostrais (cabeceira, região intermediária e foz) de cada riacho. Foram capturados 5016 indivíduos no total, pertencentes a cinco ordens, sete famílias e 15 espécies, que foram sendo alteradas no sentido cabeceira-foz. No riacho rural os recursos alimentares mais consumidos foram principalmente os invertebrados aquáticos e terrestres, além de vegetais e detritos, explorados de forma balanceada ao longo do perfil longitudinal. Destaca-se, contudo, uma acentuada alteração espacial na composição dos invertebrados aquáticos, evidenciando maior variedade de organismos-alimento. No riacho urbano, os principais recursos explorados foram insetos aquáticos e detritos, sendo a composição taxonômica uniforme, destacando-se nos conteúdos estomacais, Chironomidae e Oligochaeta (indicadores de má qualidade ambiental) em toda a extensão do riacho, indicando que a macrofauna é menos diversa e mais homogênea. Os valores de amplitude de nicho trófico (índice de Levins) foram, no geral, baixos ao longo de ambos os riachos e diferenças significativas não foram detectadas entre os trechos do mesmo riacho e nem entre os dois riachos. A maioria dos pares de espécies apresentaram baixos valores de sobreposição alimentar (índice de Pianka) e a ictiofauna foi organizada em grupos tróficos (análise de agrupamento, distância Euclidiana), mostrando que os peixes se segregam troficamente. Os resultados encontrados nesse estudo sugerem que o riacho rural ainda mostra características de conservação. Embora nem todos os tipos de análises tenham sido abrangentes o suficiente para detectar tal característica, a dieta da ictiofauna, por si só, teve o alcance esperado e mostrou-se eficiente para inferir sobre a qualidade dos riachos, se considerarmos que a alteração nos táxons de invertebrados aquáticos e a constância de invertebrados terrestres na dieta da ictiofauna constituem-se em importantes fatores para avaliação ambiental.

**Palavras-chave:** Peixes. Alimentação. Perfil longitudinal. Riachos urbano e rural. Ecologia trófica.

## Spatial patterns in the use of food resource by the fish fauna from two neotropical streams with different aspects of preservation

### **ABSTRACT**

This study aimed to analyze the longitudinal pattern on the trophic organization, in order to infer the environmental quality of two streams with distinct characteristics, a rural stream and an urban stream. Both streams are of first order and are located in Maringá, PR, Pirapó river sub-basin. The fish samples were taken bimonthly between July/2007 and June/2008, at three sites (head, middle-region and mouth) in each stream. 5016 individuals were captured, belonging to five orders, seven families and 15 species, which were added in the upstream-downstream direction, regardless of the stream. In rural stream the most consumed feeding resources were mainly aquatics and terrestrial invertebrates, as well as plants and detritus, exploited in a balanced manner along the longitudinal profile. It is noteworthy, however, a marked spatial change in the aquatic invertebrates composition, showing a larger diversity of food-organisms. In urban stream, the main exploited resources were aquatic invertebrates and detritus, being the taxonomic composition uniform, highlighting in the stomachs contents, Chironomidae and Oligochaeta (indicators of poor environmental quality) in the entire length of the stream, indicating that the macrofauna is less diverse and more homogeneous. The niche breadth values (Levins' index) were, in general, low along both streams and no significant differences were detected between the stretches of the same stream and not even between the two streams. The most of the species' pairs presented low values of feeding overlap (Pianka's index) and the fishes were organized into trophic groups (grouping analysis, Euclidian distance), showing that the fishes trophically segregate themselves. The results found in this study suggest that the rural stream still show conservation characteristics. Although not all types of testing has been extensive enough to detect such a feature, the ichthyofauna diet, for itself, had the expected range and was efficient to infer about the quality of the streams, if we consider that change in aquatic invertebrate taxa and the constancy of terrestrial invertebrates in fish diet constitute important factors for environmental assessment.

**Keywords:** Fishes. Feeding. Longitudinal profile. Urban and rural stream. Trophic ecology.



Dissertação elaborada e formatada conforme as  
normas da publicação científica *Neotropical  
Ichthyology*. Disponível em:  
<<http://www.ufrgs.br/ni/>>

## SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	10
2	MATERIAL E MÉTODOS.....	12
2.1	Área de estudo .....	12
2.2	Amostragem .....	13
2.3	Análise da dieta .....	14
2.4	Análise dos dados .....	15
2.5	Análise estatística .....	16
3	RESULTADOS .....	17
3.1	Composição da ictiofauna .....	17
3.2	Dieta .....	17
3.3	Grupos tróficos .....	25
4	DISCUSSÃO.....	27
	REFERÊNCIAS .....	30

## 1 INTRODUÇÃO

Os riachos são corpos de água mais suscetíveis às ações antrópicas (Araújo, 1998; Luiz *et al.*, 1998; Lee, 2000; Oliveira & Bennemann, 2005; Borba *et al.*, 2008; Esteves *et al.*, 2008) por terem dimensões reduzidas em relação aos rios. Em seu estado natural, estes ambientes são caracterizados por apresentarem uma espacialidade geralmente bem definida (parâmetros químicos, físicos e biológicos), ao longo do percurso longitudinal, ao contrário dos riachos impactados que tendem a perder essa complexidade. Esse modelo de variação longitudinal foi conceituado por Vannote *et al.* (1980) sob a denominação de *River Continuum Concept* (RCC), o qual tem sido amplamente utilizado na compreensão da dinâmica e estrutura das comunidades presentes nesses ecossistemas (Angermeier & Karr, 1983). Sumariamente, o modelo considera que a abundância relativa de vários tipos de alimento varia de maneira previsível ao longo dos riachos, assim como a das guildas de consumidores as quais estão intimamente correlacionadas com a distribuição de seus recursos alimentares preferenciais (Angermeier & Karr, 1983).

Diversos autores têm reforçado a importância de considerar a espacialidade em estudos de comunidades ictíicas para riachos tropicais (Peres Neto *et al.*, 1995; Uieda & Barreto, 1999; Winemiller *et al.*, 2008), pelo fato desses ambientes revelarem grande variação local nos microhabitats, um padrão longitudinal de zonação e diferenças inter-regionais em sua fauna (Winemiller *et al.*, 2008). A grande maioria dos trabalhos desenvolvidos nesses ambientes foi conduzida objetivando avaliar a estrutura ictiofaunística, em termos de abundância, riqueza e biomassa das espécies, ao longo do gradiente longitudinal, além de terem como foco, os riachos da mata atlântica (Sabino & Castro, 1990; Vilella *et al.*, 2004) e os da região amazônica (Knöppel, 1970; Bojsen & Barriga, 2002).

Entretanto, a organização trófica dos peixes, que segundo Uieda & Motta (2007), pode revelar propriedades fundamentais, permitindo o entendimento das inter-relações e previsão da dinâmica desses pequenos corpos de água, tem tido pouco destaque na literatura ictiológica (Oliveira & Bennemann, 2005). Os trabalhos existentes revelam que existe um incremento no número de grupos tróficos, bem como mudanças nos tipos de grupos tróficos no sentido cabeceira → foz em riachos com pouca, ou nenhuma influência antrópica (Angermeier & Karr, 1983; Uieda & Motta, 2007).

Apesar do extenso desflorestamento em áreas tropicais, não existe consenso a respeito desse impacto sobre assembléias de peixes de riachos, ou até mesmo sobre o processo de estruturação em comunidades de peixes de riachos tropicais (Bojsen & Barriga, 2002; Esteves *et al.*, 2008). Alguns estudos constataram o impacto do desflorestamento (Angermeier & Karr, 1983; Castro & Casatti, 1997; Bojsen & Barriga, 2002) e da urbanização (Boet *et al.*, 1999; Paul & Meyer, 2001; Cunico *et al.*, 2006) sobre a ictiofauna, porém os mecanismos pelos quais os peixes respondem às mudanças em suas potenciais fontes de alimento permanecem ainda desconhecidos (Esteves *et al.*, 2008).

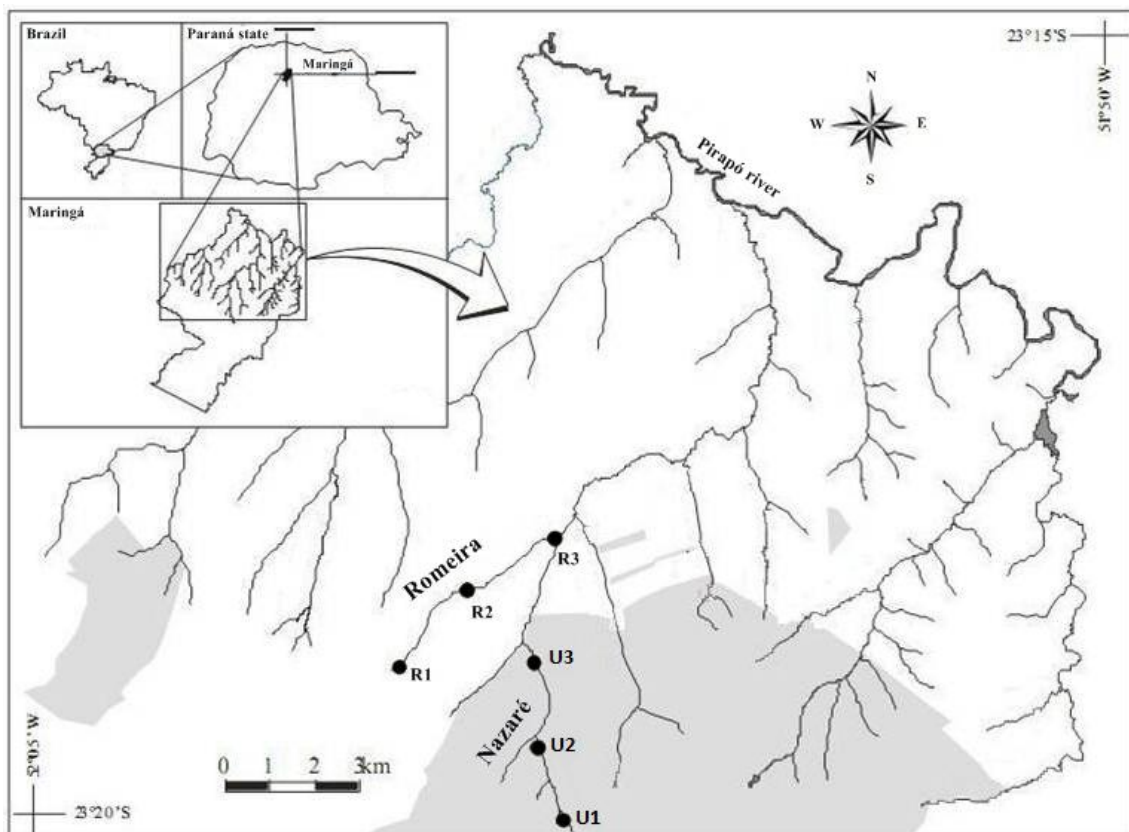
Riachos urbanos, ou próximos a grandes centros, apresentam características peculiares em relação à estrutura trófica, como constatado por Oliveira & Bennemann (2005) para a ictiofauna do riacho Cambé, na cidade de Londrina, Paraná, Brasil. Os autores constataram alterações na composição trófica e tipos de alimentos consumidos pelos peixes em cinco pontos de coleta, ao longo do gradiente longitudinal, e relacionaram esse fato ao grau de degradação ambiental de cada trecho.

Neste estudo, serão investigados dois riachos de primeira ordem, com diferentes estados de preservação de suas características naturais. Um deles no perímetro rural, em área predominantemente agrícola, sem interferência urbana direta e o outro em área totalmente urbanizada, localizados no município de Maringá, Paraná, Brasil. Embora, estejam de alguma forma, impactados acredita-se que no primeiro, a ictiofauna ainda conserve características originais de sua dinâmica trófica ao longo do percurso longitudinal. Assim, objetivou-se através de dados da dieta de 15 espécies, amplitude de nicho trófico, sobreposição alimentar e determinação de guildas, analisar o padrão longitudinal na organização trófica dos peixes, a fim de averiguar se estes atributos permitem inferir sobre a qualidade ambiental de tais riachos.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 Área de estudo

Este estudo foi conduzido em dois riachos de primeira ordem (Strahler, 1957) (Romeira e Nazaré), localizados no município de Maringá, Paraná, e pertencentes à sub-bacia hidrográfica do rio Pirapó, bacia do rio Paraná, Brasil (Fig. 1). Esta sub-bacia está inserida na região fisiográfica denominada Terceiro Planalto Paranaense, no polígono delimitado pelas latitudes 22°30' e 23°30' Sul e longitudes 51°15' e 52°15' Oeste, com uma área de drenagem de aproximadamente 5.076 km<sup>2</sup> (Peruço, 2004). O clima predominante na região é subtropical, assegurando chuvas abundantes no verão e inverno seco, com temperaturas médias anuais superiores a 20° C.



**Fig. 1.** Localização da área de estudo, indicando os três trechos amostrais dos riachos Romeira e Nazaré, representados respectivamente pela cabeceira (R1 e U1), região intermediária (R2 e U2) e foz (R3 e U3). Áreas em cinza delimitam áreas urbanizadas.

Os riachos selecionados para este estudo possuem morfologia e variações de fluxo semelhantes, porém diferentes fontes de alterações antrópicas. O riacho rural está em área agrícola e não tem interferência urbana direta. Este riacho apresenta cobertura de dossel em quase toda sua extensão e suas águas apresentam baixos valores de condutividade e nitrogênio total, além de altos níveis de oxigênio dissolvido (Tabela 1), o que indica bom estado de preservação. O riacho urbano está totalmente inserido no perímetro urbano, apresenta alguns trechos canalizados passando por baixo de avenidas da cidade e recebe esgoto e lixo. Além disso, possui pouca vegetação marginal e suas águas apresentam altos valores de condutividade e nitrogênio total (Tabela 1), indicando que o ambiente está poluído.

**Tabela 1.** Caracterização das variáveis abióticas referentes a cada trecho amostral dos riachos rural (R1, R2 e R3) e urbano (U1, U2 e U3), sub-bacia hidrográfica do rio Pirapó, bacia do rio Paraná (PR), Brasil. Valores entre parênteses se referem ao desvio padrão das médias geradas para cada variável. Dados obtidos por Cunico (2010).

Características do habitat	Rural			Urbano		
	R1	R2	R3	U1	U2	U3
<b>Variáveis estruturais</b>						
Largura (m)	1,34 (0,05)	1,96 (0,21)	2,83 (0,19)	1,86 (1,06)	3,05 (0,28)	4,27 (0,16)
Dossel	23,94 (1,13)	24,79 (0,24)	24,93 (0,07)	21,19 (8,45)	21,67 (1,78)	8,59 (0,93)
Troncos	0,29 (0,51)	0,53 (0,46)	0,26 (0,39)	1,43 (2,07)	-	-
Galhos e folhas	12,40 (5,05)	7,86 (3,75)	8,40 (2,97)	12,88 (7,57)	11,30 (5,05)	2,83 (1,76)
Troncos/galhos/folhas das margens	2,39 (1,87)	2,73 (2,00)	3,19 (1,59)	1,44 (1,57)	1,10 (0,75)	0,85 (0,63)
<b>Variáveis físico-químicas</b>						
Condutividade ( $\mu\text{S/s}$ )	91,53 (2,07)	121,17 (9,50)	85,55 (4,35)	325,00 (20,16)	319,00 (21,61)	222,17 (7,60)
Oxigênio dissolvido (mg/L)	8,07 (0,57)	8,02 (0,78)	8,50 (0,59)	7,22 (0,82)	7,54 (0,69)	8,32 (0,67)
Oxigênio dissolvido (% saturação)	89,23 (7,16)	86,87 (8,76)	90,98 (6,78)	78,18 (6,88)	82,17 (6,64)	90,13 (7,44)
Fósforo total (mg/L)	0,17 (0,19)	0,10 (0,04)	0,04 (0,02)	0,08 (0,08)	0,22 (0,36)	0,06 (0,02)
Nitrogênio total (mg/L)	1,70 (1,92)	1,55 (2,00)	1,27 (2,81)	10,53 (1,43)	6,80 (0,86)	4,87 (1,70)
DQO	6,67 (8,60)	4,15 (3,47)	4,73 (4,24)	4,08 (5,24)	1,91 (1,17)	2,34 (1,72)
DBO	3,03 (4,91)	0,86 (0,66)	1,44 (1,84)	1,53 (2,06)	0,77 (0,49)	0,75 (0,61)

## 2.2 Amostragem

As coletas dos peixes foram realizadas bimestralmente entre julho de 2007 e junho de 2008, em três trechos, representados pela cabeceira, região intermediária e foz dos riachos rural (Romeira – R1, R2 e R3) e urbano (Nazaré – U1, U2 e U3). A extensão dos segmentos amostrados foi determinada em aproximadamente 20 vezes a largura média do leito fluvial,

possibilitando, assim, maior probabilidade de abrangência de no mínimo uma sequência de habitats constituído por corredeira, poça e remanso (Moulton II *et al.*, 2002; Hauer & Lamberti, 2007). Foi utilizado equipamento de pesca-elétrica (gerador portátil de corrente alternada 1 KW, 220 V, 3-4 A) através de três capturas sucessivas com unidade de esforço constante, sendo os trechos delimitados por redes de bloqueio (multifilamento com 2 mm entre nós).

Após obtenção dos dados biométricos de rotina, os peixes capturados foram preservados em formalina 10% e os estômagos, assim como os exemplares, foram conservados em álcool 70%. Exemplares testemunhos foram depositados na Coleção de Peixes do Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aqüicultura (Nupélia – Universidade Estadual de Maringá).

### 2.3 Análise da dieta

Os estômagos foram abertos e os conteúdos estomacais analisados sob microscópio estereoscópico e óptico quando necessário. A identificação dos itens alimentares foi realizada com auxílio de chaves de identificação específicas até níveis taxonômicos inferiores, o tanto quanto possível.

Dados quantitativos da dieta de cada espécie foram obtidos através do volume relativo de cada conteúdo estomacal (Hyslop, 1980), no qual registra-se o volume de cada item alimentar, obtendo-se a porcentagem em relação ao volume total de todos os conteúdos estomacais, para cada espécie. O volume de cada item foi obtido de duas maneiras: pelo deslocamento da coluna d'água, utilizando-se uma bateria de provetas graduadas, quando estes apresentavam volume superior a 0,1ml e através de placa milimetrada, onde o volume é obtido em mm<sup>3</sup> e posteriormente transformado em ml, quando este foi inferior a 0,1ml (Hellawel & Abel, 1971).

Os itens alimentares foram agrupados em seis categorias taxonômicas e/ou ecológicas a fim de facilitar a interpretação dos grupos tróficos, definidas a seguir: Invertebrados aquáticos (principalmente formas imaturas de Chironomidae, Simuliidae, Trichoptera, e Ephemeroptera), Invertebrados terrestres (Hymenoptera, Hemiptera, Homoptera, Lepidoptera, Orthoptera, Isoptera, Diptera e Araneae), Algas (unicelulares e filamentosas), Vegetais

(folhas, talos e sementes), Peixes (inteiros, fragmentos e escamas), Detrito/sedimento (restos animais e vegetais em decomposição, areia, argila, etc.)

#### 2.4 Análise dos dados

Todas as análises foram geradas considerando-se o perfil longitudinal dos riachos.

Para estimar a Amplitude de Nicho Trófico (amplitude da dieta) foi utilizado o Índice padronizado de Levins que varia de 0, quando uma espécie consumiu somente um tipo de alimento a 1, quando uma espécie consumiu de forma similar todas os itens alimentares, sendo utilizado para os cálculos a tabela detalhada dos itens alimentares. É dado pela fórmula de Hurlbert (1978):

$$B_i = [ (\sum_j P_{ij}^2)^{-1} - 1 ] (n - 1)^{-1}$$

$B_i$  = amplitude do nicho trófico padronizada;  $P_{ij}$  = proporção do item alimentar  $j$  na dieta da espécie  $i$ ;  $n$  = número total de itens alimentares.

Os resultados da amplitude de nicho trófico foram considerados: alto ( $> 0,6$ ), intermediário ( $0,4 - 0,6$ ) ou baixo ( $<0,4$ ) (adaptado de Grossman, 1986).

Os padrões de sobreposição alimentar entre as espécies foram gerados de acordo com o Índice de Pianka (1973) que varia de 0 (nenhuma sobreposição) a 1 (sobreposição total), sendo utilizado para os cálculos a tabela detalhada dos itens alimentares. É dado pela fórmula:

$$O_{jk} = \frac{\sum_i p_{ij} p_{ik}}{\sqrt{\sum_i p_{ij}^2 \sum_i p_{ik}^2}}$$

$O_{jk}$  = medida de sobreposição alimentar de Pianka entre a espécie  $j$  e a espécie  $k$ ;  $p_{ij}$  = proporção do item alimentar  $i$  no total de itens utilizados pela espécie  $j$ ;  $p_{ik}$  = proporção do item alimentar  $i$  no total de itens utilizados pela espécie  $k$ ;  $n$  = número total de itens.

Os resultados da sobreposição interespecífica foram considerados: alto ( $> 0,6$ ), intermediário ( $0,4 - 0,6$ ) ou baixo ( $<0,4$ ) (Grossman, 1986).



Para organizar a ictiofauna em grupos tróficos foi realizada uma análise de agrupamento (usando o algoritmo UPGMA) sobre uma matriz de distância Euclidiana, utilizando o percentual de volume dos itens versus as espécies de peixes (StatSoft, Inc., 2005), sendo para isso utilizada a tabela de grandes categorias taxonômicas e/ou ecológicas. Os grupos foram definidos como: Invertívoro/detrítívoro (consumo de insetos aquáticos, detritos orgânicos e sedimento de forma balanceada), Detrítívoro (consumo de detritos orgânicos e sedimento), Invertívoro (consumo de insetos aquáticos, praticamente livre de detritos), Insetívoro (consumo de insetos alóctones), Omnívoro (consumo de itens de origem animal e vegetal de forma balanceada) e Piscívoro (consumo de fragmentos ou peixes inteiros).

## 2.5 Análise estatística

Para cada trecho amostral foram selecionadas somente as espécies que apresentaram número de estômagos  $\geq 2$ .

Após testar a normalidade (Shapiro-Wilk) e homogeneidade de variâncias (Levene), as médias de amplitude de nicho trófico e de sobreposição alimentar foram comparadas através de uma análise de variância unifatorial (ANOVA – *one-way*) para determinar se houveram diferenças significativas entre os trechos amostrais (amplitude de nicho e sobreposição alimentar) e entre os riachos (amplitude de nicho) utilizando cada trecho amostral como fator. O nível de significância assumido em todos os testes foi de  $p < 0,05$ . As análises foram realizadas no programa Statistica 7.1 (StatSoft, Inc., 2005).

Para avaliar a significância do índice de Pianka em cada trecho amostral de cada riacho foi utilizado o modelo nulo de variância. Neste modelo as proporções de volume dos itens alimentares observados foram randomizados 10000 vezes e para cada randomização um índice de Pianka foi calculado. A significância estatística foi determinada através da comparação da sobreposição observada com a distribuição nula, considerando que um valor observado maior que 95% do valor simulado, indica sobreposição significativa ao nível de  $\alpha < 0,05$ . Para o cálculo do modelo nulo foi utilizado o programa EcoSim (Gotelli & Entsminger, 2006).

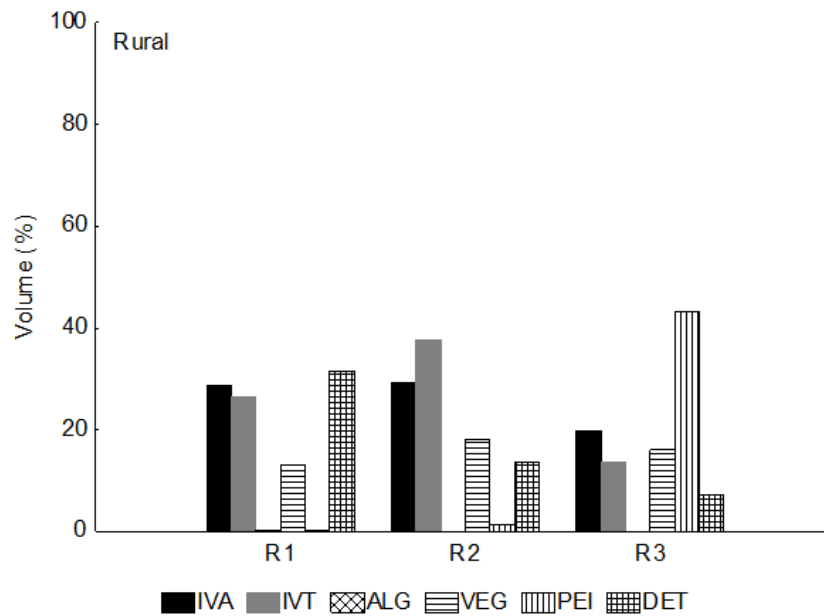
## 3 RESULTADOS

### 3.1 Composição da ictiofauna

Foram capturados 5016 indivíduos (1850 no riacho rural e 3166 no urbano), pertencentes a cinco ordens, sete famílias e 15 espécies, a grande maioria de pequeno porte. A espécie mais abundante foi *Poecilia reticulata* em ambos os riachos, seguida de *Imparfinis mirini*, no rural e de *Hypostomus aff. ancistroides* e *Rhamdia quelen* no urbano.

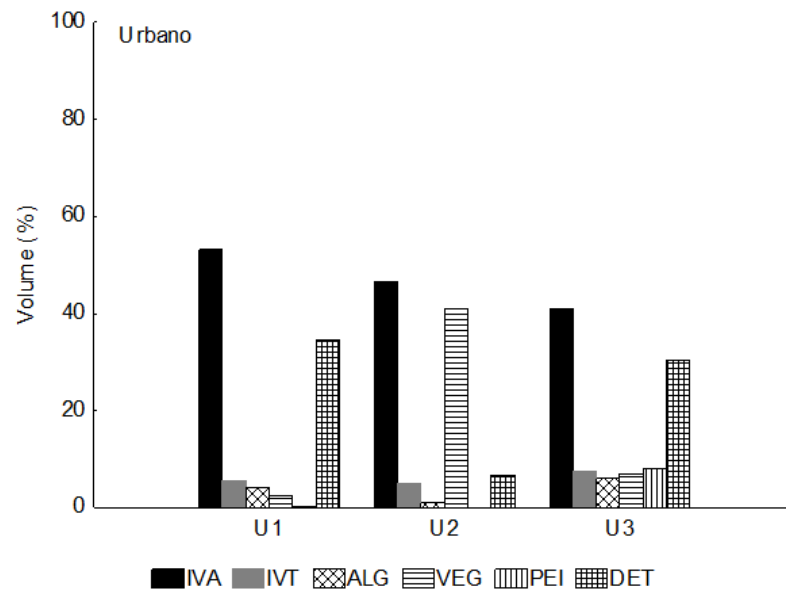
### 3.2 Dieta

Para o riacho rural, a análise de 404 estômagos com conteúdo evidenciou que os recursos mais consumidos pelos peixes foram os invertebrados aquáticos e terrestres, vegetais e detritos, enquanto que as algas foram raras e os peixes destacaram-se excepcionalmente (Fig. 2). Observa-se também, que a diversidade de itens alimentares explorados pela ictiofauna foi alta, porém, a dominância da maioria deles foi baixa (Tabela 2). Considerando o perfil longitudinal, nota-se, com exceção de algas e peixes, que os demais recursos foram explorados de forma balanceada. Na cabeceira, a ictiofauna explorou, em ordem de importância: detritos, invertebrados aquáticos (Lepidoptera e Simuliidae) e invertebrados terrestres (Hymenoptera e Coleoptera), além de vegetais. Na região intermediária, destacaram-se invertebrados terrestres (Hymenoptera e Coleoptera), invertebrados aquáticos (Trichoptera, Ephemeroptera, Oligochaeta), vegetais e detritos, enquanto que na foz prevaleceram peixes, invertebrados aquáticos (Ephemeroptera, Trichoptera, Lepidoptera), vegetais e invertebrados terrestres (Coleoptera e Araneae) (Fig. 2; Tabela 2).



**Fig. 2.** Volume relativo dos itens alimentares consumidos pela ictiofauna nos trechos de cabeceira (R1), intermediário (R2) e foz (R3) do riacho rural, sub-bacia hidrográfica do rio Pirapó, bacia do rio Paraná (PR), Brasil. IVA = invertebrados aquáticos; IVT = invertebrados terrestres; ALG = algas; VEG = vegetais; PEI = peixes; DET = detrito e sedimento.

Para os peixes do riacho urbano, a análise de 262 estômagos com alimento, evidenciou, em ordem de importância, o consumo de invertebrados aquáticos e detritos, além de vegetais explorados excepcionalmente (Fig. 3). À exemplo do riacho rural, a diversidade de itens alimentares foi alta e a dominância, da maioria deles, foi baixa (Tabela 3). Considerando o perfil longitudinal, observa-se que independente do trecho amostral, a ictiofauna explorou, principalmente, os invertebrados aquáticos associados a detritos, sendo Chironomidae o grupo dominante em todos eles e exclusivo na cabeceira, seguido por Oligochaeta e Coleoptera no trecho intermediário e por Simuliidae, Ephemeroptera e Oligochaeta na foz. Destaca-se, ainda, que no trecho intermediário, os vegetais foram tão importantes quanto os invertebrados aquáticos (Fig. 3; Tabela 3).



**Fig. 3.** Volume relativo dos itens alimentares consumidos pela ictiofauna nos trechos de cabeceira (U1), intermediário (U2) e foz (U3) do riacho urbano, sub-bacia hidrográfica do rio Pirapó, bacia do rio Paraná (PR), Brasil. IVA = invertebrados aquáticos; IVT = invertebrados terrestres; ALG = algas; VEG = vegetais; PEI = peixes; DET = detrito e sedimento.

**Tabela 2.** Composição da dieta, representada pela frequência volumétrica (%V) dos itens alimentares consumidos pela ictiofauna, nos três trechos amostrais do riacho rural (R1, R2 e R3), sub-bacia hidrográfica do rio Pirapó, bacia do rio Paraná (PR), Brasil. *Ba* = Amplitude de nicho trófico; *Pre* = *P. reticulata*; *Pte* = *P. tenebrosa*; *Aal* = *A. altiparanae*; *Cih* = *C. iheringi*; *Gin* = *G. inaequilabiatus*; *Han* = *H. aff. ancistroides*; *Afa* = *A. aff. fasciatus*; *Apa* = *A. aff. paranae*; *Rqe* = *R. quelen*; *Imi* = *I. mirini*.

Espécies	Pre		Pte		Aal	Cih	Gin	Han			Afa		Apa		Rqe		Imi	
	R1	R2	R2	R3	R3	R3	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R1	R2	R2	R3	R2	R3
Trechos amostrais	(56)	(28)	(4)	(42)	(39)	(13)	(2)	(2)	(32)	(12)	(5)	(40)	(8)	(6)	(12)	(8)	(85)	(10)
Nº de estômagos																		
<i>Ba</i>	0,13	0,06	0,31	0,09	0,13	0,47	0,47	<0,01	<0,01	<0,01	0,24	0,21	0,2	0,46	0,17	0,02	0,18	0,02
<b>Invertebrados</b>																		
<b>Aquáticos</b>	<b>37,53</b>	<b>26,93</b>	<b>99,90</b>	<b>95,97</b>	<b>17,94</b>	<b>65,74</b>	<b>92,11</b>	<b>0,08</b>	<b>0,40</b>	<b>0,43</b>	<b>16,62</b>	<b>17,53</b>	<b>52,97</b>	<b>27,53</b>	<b>33,30</b>	<b>6,66</b>	<b>78,93</b>	<b>91,27</b>
Chironomidae	4,00	6,94	3,98	3,23	0,24	1,94	-		0,11	0,41	-	0,36	0,29	0,53	0,23	0,10	7,65	13,91
Simuliidae	19,86	10,90	-	0,46	-	14,05	-	-	0,09	-	-	0,06	-	1,78	0,14	0,04	4,66	1,02
Empididae	0,32	0,75	-	0,31	-	0,05	-	-	0,03	-	-	0,03	-	-	-	-	1,23	1,83
Tipulidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	14,21	-	-	-	-
Ceratopogonidae	0,13	0,21	-	0,13	-	-	-	-	-	-	-	0,06	-	-	-	-	0,71	2,13
Outros Diptera	2,19	0,11	-	0,01	2,30	-	-	-	-	-	1,63	0,18	-	-	0,20	-	0,09	-
Elmidae	-	2,14	-	0,82	0,05	0,62	-	-	-	-	0,27	1,51	1,04	-	0,05	-	3,70	-
Ephemeroptera	1,03	0,85	33,02	34,17	0,04	20,56	55,26	-	-	0,02	0,54	-	0,58	-	0,14	0,17	4,34	27,41
Trichoptera	6,51	2,67	57,65	54,12	-	22,28	5,26	-	-	-	2,18	2,47	1,73	0,36	3,68	0,01	29,69	9,04
Odonata	-	-	-	-	-	-	31,58	-	-	-	-	0,52	-	-	-	-	1,14	1,02
Lepidoptera	-	-	-	-	12,36	6,23	-	-	-	-	0,38	10,53	45,01	5,33	4,46	0,56	4,58	24,37
Neuroptera	-	-	-	-	0,28	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,80	-
Plecoptera	0,52	0,21	-	-	1,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,02	0,01	3,44	-
Hemiptera	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10,52	0,95	-	5,33	2,31	5,76	0,03	-
Oligochaeta	-	-	5,24	2,69	1,62	-	-	-	-	-	-	0,81	-	-	21,96	-	15,85	8,12
Hirudinea	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,03	-	-	-	-	0,09	-
Nematoda	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,03	-	-	-	-	0,05	0,51
Bivalve	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,29	-	-	-	-	-
Mollusca	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,10	0,01	0,68	-
Cladocera	0,13	0,11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,10
Copepoda	0,64	0,11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ostracoda	0,77	1,82	-	0,01	-	-	-	-	0,04	-	-	-	-	0,36	-	-	0,17	0,30
Amphipoda	1,42	0,11	-	-	-	-	-	-	-	-	1,09	-	4,04	-	-	-	-	-
Testacea	-	-	-	-	-	-	-	0,08	0,13	-	-	-	-	-	-	-	0,03	1,52

**Tabela 2.** (Continuação).

Espécies	Pre		Pte		Aal	Cih	Gin	Han			Afa		Apa		Rqe		Imi	
	R1	R2	R2	R3	R3	R3	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R1	R2	R2	R3	R2	R3
<b>Trechos amostrais</b>																		
<b>Invertebrados</b>																		
<b>Terrestres</b>	<b>10,70</b>	<b>0,96</b>	-	<b>2,54</b>	<b>31,84</b>	<b>33,69</b>	-	-	-	<b>0,02</b>	<b>74,66</b>	<b>41,41</b>	<b>8,94</b>	<b>39,08</b>	<b>53,86</b>	<b>4,66</b>	<b>10,37</b>	<b>3,35</b>
Homoptera	-	-	-	-	0,56	-	-	-	-	-	-	0,06	2,89	-	-	-	0,46	1,02
Lepidoptera	-	-	-	-	1,58	-	-	-	-	-	1,09	4,68	-	-	-	-	-	-
Diptera	-	-	-	0,60	0,07	-	-	-	-	-	10,90	0,21	-	-	0,61	-	-	-
Fragmentos de inseto	2,26	0,53	-	0,90	3,20	0,05	-	-	-	0,02	2,18	0,66	3,75	0,89	1,23	0,27	4,18	2,34
Hymenoptera	1,35	0,43	-	-	4,37	-	-	-	-	-	35,42	9,31	0,58	27,53	0,51	1,24	0,73	-
Isoptera	-	-	-	-	0,81	-	-	-	-	-	-	0,14	-	-	-	-	1,71	-
Coleoptera	-	-	-	0,45	2,28	33,64	-	-	-	-	22,89	21,98	1,73	-	3,09	0,07	0,46	-
Hemiptera	-	-	-	-	1,39	-	-	-	-	-	-	1,58	-	-	0,03	-	-	-
Orthoptera	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,09	1,70	-	-	25,34	1,25	-	-
Odonata	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	=	=	-	-	1,01	1,82	-	-
Trichoptera	5,87	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,29	-	-	-	-	0,34	-
Araneae	1,23	-	-	-	17,31	-	-	-	-	-	1,09	0,81	-	10,66	0,24	-	-	-
Dermaptera	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,52	-	-	-
Diplopoda	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	20,28	-	-	-
Isopoda	-	-	-	0,60	0,28	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,51	-
<b>Algas</b>	<b>0,93</b>	<b>0,53</b>	-	-	-	-	-	<b>0,16</b>	<b>0,16</b>	<b>0,43</b>	-	-	-	-	-	-	-	-
Bacillariophyceae	0,93	0,53	-	-	-	-	-	0,16	0,16	0,43	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Vegetais</b>	<b>1,77</b>	<b>3,85</b>	-	<b>1,20</b>	<b>47,37</b>	<b>0,07</b>	<b>7,89</b>	-	<b>0,26</b>	-	<b>8,45</b>	<b>40,47</b>	<b>37,51</b>	<b>25,75</b>	<b>2,50</b>	<b>3,07</b>	<b>1,94</b>	<b>0,30</b>
Fragmentos	1,77	3,85	-	1,20	41,23	0,07	7,89	-	0,26	-	8,45	26,12	28,27	9,77	2,50	2,93	1,88	0,30
Sementes	-	-	-	-	6,15	-	-	-	-	-	-	14,36	9,23	15,99	-	0,15	0,06	-
<b>Peixes</b>	<b>0,52</b>	<b>0,85</b>	-	-	<b>1,47</b>	-	-	-	-	-	-	<b>0,24</b>	-	-	<b>3,39</b>	<b>83,56</b>	<b>0,01</b>	-
Escamas	0,52	0,85	-	-	0,18	-	-	-	-	-	-	0,24	-	-	-	0,04	0,01	-
Fragmentos	-	-	-	-	1,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,39	83,52	-	-
<b>Detrito/Sedimento</b>	<b>48,55</b>	<b>66,88</b>	<b>0,10</b>	<b>0,28</b>	<b>1,37</b>	<b>0,50</b>	-	<b>99,76</b>	<b>99,19</b>	<b>99,10</b>	<b>0,27</b>	<b>0,35</b>	<b>0,58</b>	<b>7,28</b>	<b>6,96</b>	<b>2,05</b>	<b>8,75</b>	<b>5,08</b>

**Tabela 3.** Composição da dieta da ictiofauna representada pela frequência volumétrica (%V) dos itens alimentares consumidos nos três trechos amostrais do riacho urbano (U1, U2 e U3), sub-bacia hidrográfica do rio Pirapó, bacia do rio Paraná (PR), Brasil. *Ba* = Amplitude de nicho trófico; *Pre* = *P. reticulata*; *Han* = *H. aff. ancistroides*; *Hst* = *H. aff. strigaticeps*; *Afa* = *A. aff. fasciatus*; *Apa* = *A. aff. paranae*; *Cih* = *C. iheringi*; *Rqe* = *R. quelen*.

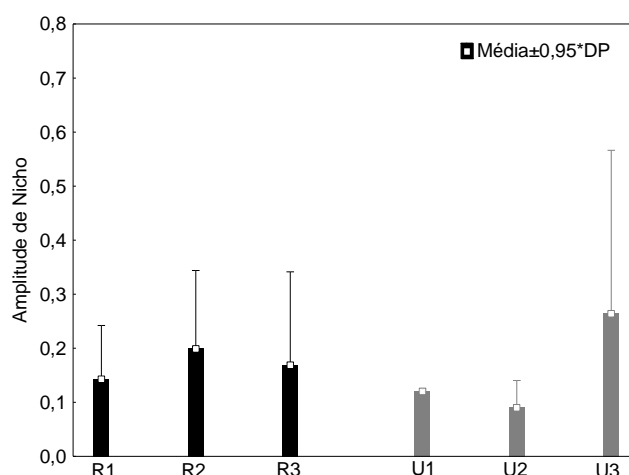
Espécies	Pre			Han		Hst	Afa	Apa	Cih	Rqe	
	U1	U2	U3	U2	U3	U3	U3	U3	U3	U2	U3
Trechos amostrais	U1	U2	U3	U2	U3	U3	U3	U3	U3	U2	U3
Nº de estômagos	(44)	(9)	(52)	(9)	(10)	(18)	(10)	(2)	(43)	(26)	(39)
<i>Ba</i>	0,12	0,07	0,21	0,05	0,01	0,06	0,24	0,96	0,2	0,15	0,17
<b>Invertebrados Aquáticos</b>	<b>52,96</b>	<b>87,94</b>	<b>49,85</b>	<b>0,20</b>	<b>0,35</b>	<b>0,08</b>	<b>13,04</b>	-	<b>97,83</b>	<b>49,47</b>	<b>59,27</b>
Chironomidae	40,96	70,02	22,03	-	0,17	0,07	2,74	-	2,32	1,58	10,22
Simuliidae	-	3,25	4,60	-	0,15	-	1,34	-	24,44	-	0,62
Psychodidae	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	0,01	0,10
Tipulidae	-	-	-	-	-	-	0,34	-	-	-	0,06
Outros Diptera	9,35	6,49	3,73	-	-	-	1,53	-	0,02	0,40	0,64
Empididae	0,47	0,46	1,52	-	-	-	-	-	0,13	0,01	0,05
Outros Coleoptera	0,37	0,77	-	-	-	-	1,18	-	0,43	10,96	6,24
Ephemeroptera	0,94	6,65	10,72	-	-	-	3,02	-	39,60	0,15	4,06
Trichoptera	0,19	0,31	5,14	-	0,01	-	1,88	-	24,60	1,29	1,16
Odonata	0,56	-	0,54	-	-	-	-	-	0,68	0,13	1,13
Lepidoptera	-	-	-	-	-	-	-	-	5,60	8,81	1,12
Oligochaeta	-	-	-	-	-	-	1,01	-	-	26,12	30,92
Cladocera	0,23	-	1,46	-	-	-	-	-	-	-	0,02
Rotifera	0,12	-	0,11	0,06	0,01	0,01	-	-	-	-	-
Outros	-	-	-	0,14	0,01	-	-	-	-	0,01	2,92
<b>Invertebrados Terrestres</b>	<b>5,66</b>	<b>2,78</b>	<b>0,38</b>	-	-	-	<b>80,75</b>	<b>100</b>	<b>0,01</b>	<b>5,37</b>	<b>7,72</b>
Homoptera	1,17	-	0,11	-	-	-	12,10	-	-	0,56	0,70
Lepidoptera	0,94	-	-	-	-	-	10,92	40,63	-	0,22	-
Diptera	1,64	1,39	-	-	-	-	6,10	31,25	0,01	0,02	-
Hymenoptera	0,70	1,24	-	-	-	-	21,67	28,13	-	1,25	0,81
Coleoptera	-	-	-	-	-	-	27,55	-	-	1,10	0,53
Hemiptera	-	-	-	-	-	-	0,84	-	-	1,42	1,63
Fragmentos de inseto	1,22	0,15	0,27	-	-	-	1,34	-	-	0,54	0,59
Outros	-	-	-	-	-	-	0,21	-	-	0,26	3,47

**Tabela 3. (Continuação).**

Espécies	Pre			Han		Hst	Afa	Apa	Cih	Rqe	
	U1	U2	U3	U2	U3	U3	U3	U3	U3	U2	U3
<b>Trechos amostrais</b>											
<b>Algas</b>	<b>4,09</b>	<b>0,46</b>	<b>8,44</b>	<b>13,57</b>	<b>6,40</b>	<b>21,12</b>	-	-	-	-	-
Bacillariophyceae	2,34	0,46	7,77	11,69	6,20	8,35	-	-	-	-	-
Oedogoniophyceae	1,59	-	-	0,14	0,16	1,22	-	-	-	-	-
Chlorophyceae	0,02	-	0,46	1,73	0,02	-	-	-	-	-	-
Zygnemaphyceae	0,14	-	0,22	-	0,02	0,04	-	-	-	-	-
Desmidiá	-	-	-	-	0,01	-	-	-	-	-	-
Cyanophyceae	-	-	-	-	0,01	11,51	-	-	-	-	-
<b>Vegetal</b>	<b>2,43</b>	<b>0,77</b>	-	<b>0,12</b>	-	<b>0,08</b>	<b>6,05</b>	-	<b>1,29</b>	<b>44,67</b>	<b>14,04</b>
Fragmentos	2,43	0,77	-	0,12	-	0,08	6,05	-	1,29	32,35	5,82
Sementes	-	-	-	-	-	-	-	-	-	12,32	8,23
<b>Peixe</b>	<b>0,14</b>	<b>0,15</b>	<b>0,38</b>	-	-	-	-	-	-	-	<b>17,03</b>
Escamas	0,14	0,15	0,38	-	-	-	-	-	-	-	0,25
Fragmentos	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	16,78
<b>Detrito/Sedimento</b>	<b>34,49</b>	<b>7,88</b>	<b>40,96</b>	<b>86,12</b>	<b>93,25</b>	<b>78,72</b>	<b>0,17</b>	-	<b>0,86</b>	<b>0,49</b>	<b>1,95</b>



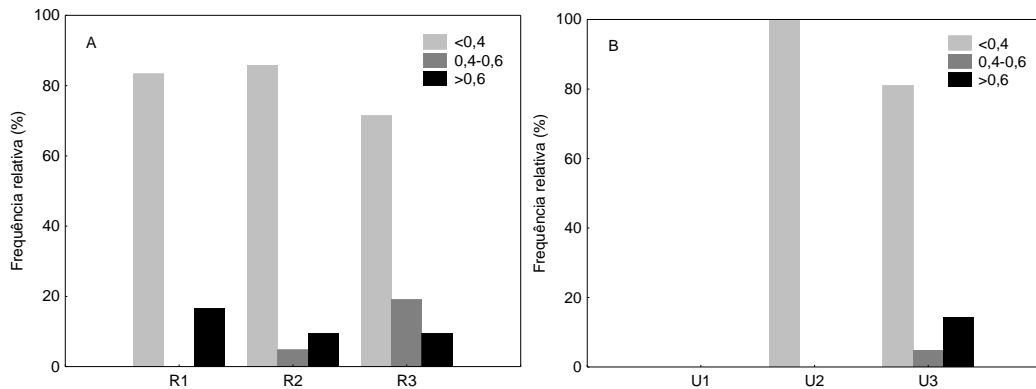
Os valores de amplitude de nicho trófico foram, no geral, baixos (próximos à 0,2), ao longo de ambos os riachos (Tabelas 2-3). As médias ficaram entre 0,15 e 0,2 em todos os trechos do riacho rural, enquanto que no urbano em torno de 0,1 na cabeceira e trecho intermediário e próximas a 0,3 na foz (Fig. 3). Não houve diferença estatística entre os trechos do mesmo riacho (rural:  $F = 0,17$ ;  $p = 0,84$  e urbano:  $F = 2,21$ ;  $p = 0,17$ ) (Fig. 4) e nem entre os dois riachos ( $F = 0,13$ ;  $p = 0,71$ ).



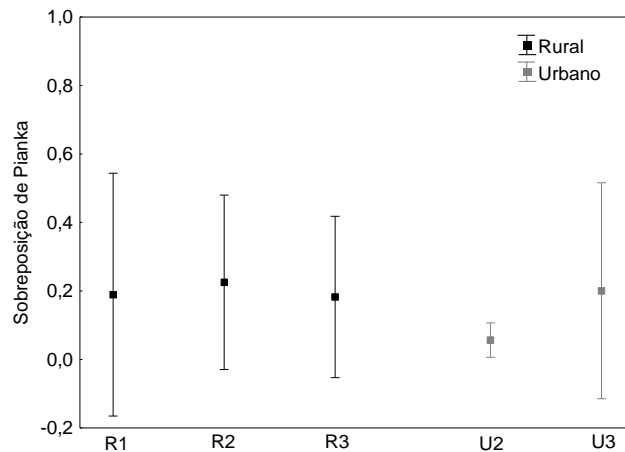
**Fig. 4.** Média  $\pm$  desvio padrão da amplitude do nicho trófico padronizada ( $Ba$ ) para as espécies de peixes, em cada trecho amostral dos riachos rural (R1, R2 e R3) e urbano (U1, U2 e U3), sub-bacia hidrográfica do rio Pirapó, bacia do rio Paraná (PR), Brasil.

Os valores de sobreposição alimentar para cada trecho e em cada riacho foi significativamente maior do que o esperado ( $p < 0,05$ ), sugerindo que os valores observados não poderiam ser originados ao acaso e refletem processos biológicos.

Em todos os trechos, de ambos os riachos, mais de 70% dos pares de espécies apresentaram baixos valores de sobreposição alimentar, entre 0 e 0,4. O maior número de pares de espécies com alta sobreposição ( $> 0,6$ ) foi encontrado na cabeceira do riacho rural (cerca de 20%) e na foz do riacho urbano (cerca de 15%) (Fig. 5). A análise de variância unifatorial (ANOVA – *one-way*) não apontou diferença significativa entre os trechos amostrais do riacho rural ( $F = 0,15$ ;  $p = 0,86$ ), entretanto, estas diferenças foram registradas entre os trechos intermediário e de foz do urbano ( $F = 7,23$ ;  $p = 0,014$ ) (Fig. 6).



**Fig. 5.** Frequência relativa (%) dos intervalos do índice de sobreposição de Pianka entre todos os pares de espécies componentes da ictiofauna dos riachos rural (A) e urbano (B), sub-bacia hidrográfica do rio Pirapó, bacia do rio Paraná (PR), Brasil, em cada trecho amostral.



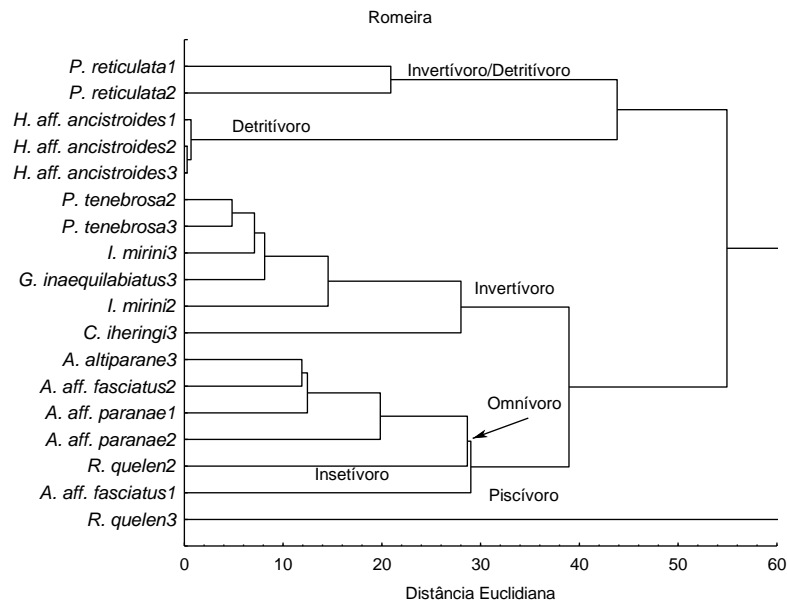
**Fig. 6.** Média  $\pm$  desvio padrão do índice de sobreposição alimentar de Pianka entre todos os pares de espécies componentes da ictiofauna, em cada trecho amostral dos riachos rural (R1, R2 e R3) e urbano (U2 e U3), sub-bacia hidrográfica do rio Pirapó, bacia do rio Paraná (PR), Brasil.

### 3.3 Grupos tróficos

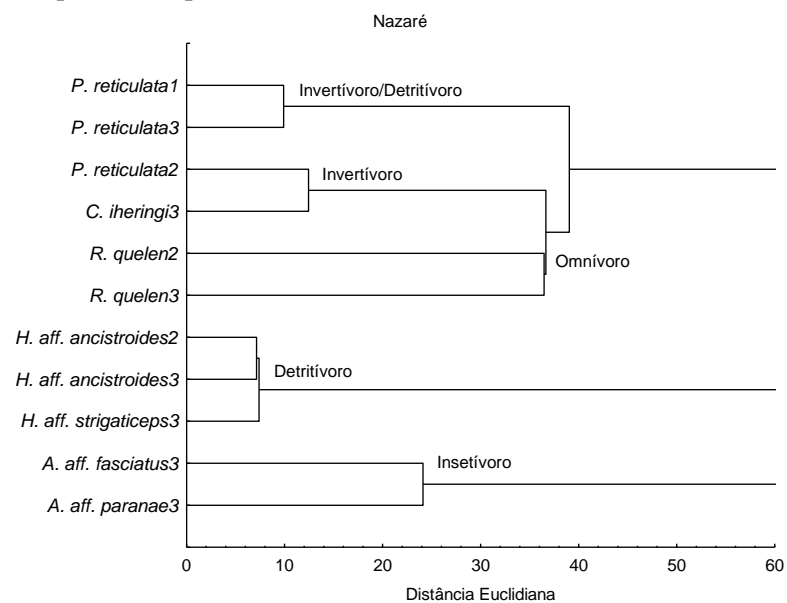
A análise de agrupamento, com base na composição da dieta, gerou seis grupos tróficos para a ictiofauna do riacho rural (Fig. 7) e cinco para o urbano (Fig. 8), os quais mostraram incremento, em termos de composição específica, da cabeceira para a foz de cada riacho. Os grupos foram os mesmos em ambos os riachos, com exceção dos piscívoros, exclusivo do riacho rural.

A maioria das espécies que ocorreram em mais de um trecho amostral, mantiveram-se no mesmo grupo trófico. Foram exceção, no riacho rural, *A. aff. fasciatus*, que mudou de insetívoro na cabeceira para omnívoro no trecho intermediário e *R. quelen*, de omnívoro no

trecho intermediário para piscívoro na foz (Fig. 7), enquanto que no urbano, *P. reticulata* posicionou-se entre os invertívoro/detrítívoro na cabeceira e foz e entre os invertívoros no trecho intermediário (Fig. 8).



**Fig.7.** Organiza o trófica da ictiofauna ao longo do perfil longitudinal do riacho rural, sub-bacia hidrográfica do rio Pirapó, bacia do rio Paraná (PR), Brasil. Os números 1, 2 e 3 representam os trechos amostrais em que cada espécie foi coletada.



**Fig.8.** Organiza o trófica da ictiofauna ao longo do perfil longitudinal do riacho urbano sub-bacia hidrográfica do rio Pirapó, bacia do rio Paraná (PR), Brasil. Os números 1, 2 e 3 representam os trechos amostrais em que cada espécie foi coletada.

## 4 DISCUSSÃO

No riacho rural, a ictiofauna explorou vários tipos de recursos, desde os basais (detritivoria) até os de topo da cadeia (piscivoria), indicando ampla exploração do ambiente, o que pode estar associado à maior diversidade de microhabitats, entretanto, ressalta-se que para este ambiente foi analisado um número maior de estômagos. Destaca-se ainda, que os recursos foram explorados de forma balanceada ao longo do perfil longitudinal, principalmente os invertebrados aquáticos e terrestres, os quais são referenciados como dominantes na alimentação de peixes de riachos preservados (Sabino & Castro, 1990; Esteves & Lobón-Cerviá, 2001; Russo *et al.*, 2002). Apesar da constância quantitativa destes recursos, em estômagos provenientes de todos os trechos amostrais, houve uma alteração espacial na composição dos invertebrados aquáticos. Sumarizando, na cabeceira destacaram-se Lepidoptera e Simuliidae, no trecho intermediário, Trichoptera, Ephemeroptera e Oligochaeta e na foz, Ephemeroptera, Trichoptera e Lepidoptera. O elevado consumo destes grupos pelos peixes, certamente se deve à disponibilidade local, uma vez que Simuliidae, Ephemeroptera e Trichoptera têm como principal requisito para sobrevivência, ambientes oxigenados (Kikuchi & Uieda, 1998; Russo *et al.*, 2002) uma característica deste riacho. Para os invertebrados terrestres a composição foi espacialmente mais constante, destacando-se os Hymenoptera e os Coleoptera. Embora a diversidade tenha sido baixa, a captura destes insetos, é um importante indício da integridade do riacho, uma vez que, acredita-se que estes fiquem à deriva quando caem do dossel, o qual é abundante no entorno do riacho.

Deve-se levar em conta, que as alterações espaciais na dieta da ictiofauna, foram reflexo não só das presas, como também dos predadores. O fato de o item peixe ter se destacado como alimento, está relacionado à presença de *R. quelen* na foz, uma espécie de porte maior que os demais peixes. Sabe-se que esta espécie é altamente oportunista e que especula o substrato a procura dos mais variados tipos de alimento (insetos aquáticos e terrestres, crustáceos, restos vegetais, etc), dentre eles, peixes, como lambaris e guarús (Casatti *et al.*, 2001; Baldisserotto & Radünz Neto, 2004; Casatti & Castro, 2006; Oyakawa *et al.*, 2006), muito abundantes neste riacho.

A comunidade ictiica do riacho urbano, independente do trecho amostral, explorou predominantemente invertebrados aquáticos, em grande parte associados aos detritos, o que

indica que os peixes tiveram que especular o substrato à procura de suas presas, provavelmente em função da turbidez da água. Merece destaque o fato de o alimento dominante ter sido larvas de Chironomidae em todos os trechos amostrais, além de terem sido exclusivas nos conteúdos estomacais dos peixes da cabeceira. Estes dípteros constituem-se num grupo importante de macroinvertebrados, devido à sua presença constante, alta abundância e diversidade na maioria dos ecossistemas aquáticos continentais (Epler, 1992). Essas larvas tendem a dominar áreas em que há elevada deposição de esgoto e baixos níveis de oxigênio (Fagundes & Shimizu, 1997). Marques *et al.* (1999), estudando um corpo de água impactado, encontraram aumento significativo destes organismos em resposta ao enriquecimento orgânico por ação antrópica, e consequente deterioração da qualidade da água. Entretanto, deve-se levar em conta que a abundância de Chironomidae nos conteúdos estomacais foi devido à dieta de *P. reticulata* que por ser uma espécie exploradora de fundo, não seletiva (Alves, 2010) consumiu o que estava disponível. Ainda, vale ressaltar o consumo de Oligochaeta nos trechos intermediário e de foz. Estes invertebrados são habitantes comuns de ecossistemas de água doce, e muitas espécies podem sobreviver em baixas concentrações de oxigênio dissolvido (Dornfeld *et al.*, 2006). Além disso, são anelídeos rotineiramente observados em habitats organicamente poluídos e a abundância de diferentes espécies pode ser um bom indicador da qualidade da água (Alves & Lucca, 2000; Beier & Traunspurger, 2003). Substâncias poluentes podem eliminar vários invertebrados, dessa forma, aqueles que são resistentes conseguem persistir e se tornam mais abundantes já que não encontram mais competidores (Myslinski & Ginsburg, 1977). Entretanto, deve-se enfatizar que os Oligochaeta foram dominantes apenas na dieta de *R. quelen*, como no caso anteriormente mencionado. Outros organismos, representantes de Ephemeroptera, Trichoptera e Simuliidae foram também relevantes, mas apenas no trecho da foz do riacho e consumidos por *Cetopsorhamdia iheringi*, o que pode ser visto como pontual, da mesma forma que fragmentos vegetais no trecho intermediário, consumido por *R. quelen*.

O fato de uma espécie ter se alimentado de determinado item em um único local não é surpreendente, uma vez que os peixes de riachos são na maioria generalistas. Porém, o que chama a atenção nos aspectos tróficos da ictiofauna do riacho urbano é que tudo indica que a macrofauna deste riacho parece ser mais homogênea e menos diversa. Segundo Callisto *et al.* (2001), locais poluídos geralmente possuem baixa diversidade de espécies e elevada

densidade de organismos, restritos à grupos mais tolerantes, dentre eles os Chironomidae e os Oligochaeta. De acordo com Cunico (2009), a urbanização acarreta homogeneização dos habitats aquáticos e pode estabelecer assembleias de peixes biologicamente homogêneas, o que é esperado, também, para os organismos-alimento.

Apesar da variedade de itens alimentares consumidos ter sido elevada em ambos os riachos, os valores de amplitude de nicho trófico foram, de modo geral, baixos, devido a dominância de poucos deles na dieta da maioria das espécies. Mas, como já enfatizado, esse predomínio variou em relação à composição do alimento nos dois ambientes. Este fato certamente tem relação direta com a disponibilidade dos grupos alimento em cada ambiente, pois de acordo com Crowder & Cooper (1982) a amplitude de nicho trófico de um predador será reduzida quando um alimento em um determinado ambiente for abundante.

Os baixos valores de sobreposição alimentar encontrados em ambos os riachos, independente do trecho amostral, aliado à presença de guildas distintas, indica que, de certa forma, os peixes se segregam nesses ambientes. Inger & Colwell (1977), argumentam que quando há organização de guildas dentro da comunidade a variância de sobreposição de nicho será maior que o esperado, pois os pares de espécies dentro da guilda tendem a apresentar alta sobreposição enquanto que a sobreposição inter-guildas é normalmente baixa gerando altas variâncias (Albrecht, 2005). No riacho rural, não foram verificadas diferenças significativas entre as médias de sobreposição no perfil longitudinal, indicando que a partilha de recursos foi semelhante entre os trechos amostrais. No riacho urbano, foram constatadas diferenças significativas entre os trechos intermediário e foz, provavelmente gerada pela maior quantidade de pares de espécies na foz e a reduzida riqueza no trecho intermediário. Dessa forma, tal diferença não pode ser atribuída a fatores ecológicos, e sim a parâmetros estatísticos. O incremento espacial de guildas, nos dois riachos, coincide com a adição de espécies, cujos hábitos alimentares foram distintos. Porém, ressalta-se que a segregação trófica, foi de certa forma parcial, uma vez que os riachos são dominados por espécies exploradoras de substrato, tais como detritívoras, detritívoras-invertívoras e invertívoras, cujos hábitos alimentares de alguma forma se sobrepõem.

Em síntese, os resultados encontrados nesse estudo, embora tenham, em alguns aspectos, sido influenciados pela dominância de *P. reticulata*, principalmente no riacho urbano, sugerem que o riacho rural ainda mostra características de conservação. Embora nem

todos os tipos de análises tenham sido abrangentes o suficiente para detectar tal característica, a dieta da ictiofauna, por si só, teve o alcance esperado e mostrou-se eficiente para inferir sobre a qualidade dos riachos. Teixeira & Cortes (2006) argumentam que o conhecimento dos hábitos alimentares é essencial para entender o papel ecológico e a capacidade produtiva da ictiofauna e ainda para o desenvolvimento de planos de manejo e conservação.

## REFERÊNCIAS

- Albrecht, M. P. 2005. Estrutura trófica do rio Tocantins na região sob influência da usina hidrelétrica Serra da Mesa, Brasil Central. Unpublished Ph.D. Dissertation, Universidade de Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 193p.
- Alves, R. G. & J. V. Lucca. 2000. Oligochaeta (Annelida: Clitellata) como indicador de poluição orgânica em dois córregos pertencentes à Bacia do Ribeirão do Ouro–Araraquara (São Paulo-Brasil). *Brazilian Journal of Ecology*, 4(1-2): 112-117.
- Alves, G. H. Z. 2010. Atividade de forrageamento de *Poecilia reticulata*, Peters, 1859 (Osteichthyes, Poeciliidae) sobre organismos bênticos em dois riachos neotropicais. Unpublished Qualification Exam. Universidade Estadual de Maringá, Maringá. 24p.
- Angermeier, P. L. & J. R. Karr. 1983. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. *Environmental Biology of Fishes*, 9(2):117–135.
- Araújo, F. G. 1998. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Biologia*, 58(4): 547-558.
- Baldisserotto, B & J. Radünz-Neto. 2004. Criação de Jundiá. Santa Maria, Ed. UFSM, 232p.
- Beier, S. & W. Traunspurger. 2003. Temporal dynamics of meiofauna communities in two small submountain carbonate streams with different grain size. *Hydrobiologia*, 498(1-3): 107-131.
- Boet, P., J. Belliard, R. Berrebi-dit-Thomas & E. Tales. 1999. Multiple human impacts by the City of Paris on fish communities in the Seine River basin, France. *Hydrobiologia*, 410(0): 59–68.
- Bojsen, B. H. & R. Barriga. 2002. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. *Freshwater Biology*, 47(11): 2246–2260.
- Borba, C. S., R. Fugi, A. A. Agostinho & G. C. Novakowski. 2008. Dieta de *Astyanax asuncionensis* (Characiformes, Characidae), em riachos da bacia do rio Cuiabá, Estado do Mato Grosso. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 30(1): 39-45.

- Callisto, M., M. Moretti & M. Goulart. 2001. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 6(1): 71-82.
- Casatti, L. & R. M. C. Castro. 2006. Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater riffles fish assemblage of the rio São Francisco, southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 4(2): 203-214.
- Casatti, L., F. Langeani & R. C. M. Castro. 2001. Peixes de riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do alto rio Paraná, SP. *Biota Neotropica*, 1(1): 1-15.
- Castro, R. M. C. & L. Casatti. 1997. The fish fauna from a small forest stream of the Upper Paraná River basin, southeastern Brazil. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 7(4): 337-352.
- Crowder, L. B. & W. E. Cooper. 1982. Habitat structural complexity and the interaction between bluegills and their prey. *Ecology*, 63(6): 1802-1813.
- Cunico, A. M. 2009. Convergência funcional das assembléias de peixes em rios urbanos de duas regiões biogeográficas. Unpublished Qualification Exam. Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 40 p.
- Cunico, A. M. 2010. Efeitos da urbanização sobre a estrutura das assembléias de peixes em córregos do município de Maringá, Paraná, Brasil. Unpublished Ph.D. Dissertation, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 73 p.
- 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.
- Dornfeld, C. B., R. G. Alves, M. A. Leite & E. L. G. Espíndola. 2006. Oligochaeta in eutrophic reservoir: the case of Salto Grande reservoir and their main affluent (Americana, São Paulo, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 18(2): 189-197.
- Epler, J. H. 1992. Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of Florida. Florida Department of Environmental Protection, 427p.
- Esteves, K. E. & J. Lobón-Cerviá. 2001. Composition and trophic structure of a fish community of a clear water Atlantic rainforest stream in southeastern Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 62(4): 429-440.
- Esteves, K. E., A. V. Pinto Lobo & M. D. R. Faria. 2008. Trophic structure of a fish community along environmental gradients of a subtropical river (Paraitinga River, Upper Tietê River Basin, Brazil). *Hydrobiologia*, 598 (1): 373-387.



- Fagundes, R. C. & G. Y. Shimizu. 1997. Avaliação da qualidade da água do Rio Sorocaba-SP, através da comunidade bentônica. *Revista Brasileira de Ecologia*, 1(1): 63-66.
- Gotelli, N. J. & G. L. Entsminger. 2006. EcoSim: Null models software for ecology. Version 7. Acquired Intelligence Inc.; Kesity-Bear. <http://garyentsminger/ecosim.htm>.
- Grossman, G. D. 1986. Food resources partitioning in a rocky intertidal fish assemblage. *Journal of Zoology*, 1(2): 317-355.
- Hauer, F. R. & G. A. Lamberti. 2007. *Methods in stream ecology*. London, Elsevier, 896p.
- Hellawell, J. M. & R. Abel. 1971. A rapid volumetric method for the analysis of the food of fishes. *Journal of Fish Biology*, 3(1): 29-37.
- Hulbert, S. H. 1978. The measurement of niche overlap and some relatives. *Ecology*, 59(1): 67-77.
- Hyslop, E. J. 1980. Stomach contents analysis, a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology*, 17(4): 411-429.
- Inger, R., & R. K. Colwell. 1977. Organization of contiguous communities of amphibians and reptiles in Thailand. *Ecological Monographs*, 47(3): 229-253.
- Kikuchi, R. M. & V. S. Uieda. 1998. Composição da comunidade de invertebrados de um ambiente lótico e sua variação espacial e temporal. Pp. 157-173. In: Nessimian, J. L. & A. L. Carvalho (Eds.). *Ecologia de insetos aquáticos. Série Oecologia Brasiliensis*. Rio de Janeiro, PPGE, UFRJ.
- Knöppel, H. A. 1970. Food of central Amazonian fishes. Contribution on of the nutrient-ecology of Amazonian rain forest streams. *Amazoniana*, 11(3): 257-352.
- Lee, T. R. 2000. Urban water management for better urban life in Latin America. *Urban Water*, 2(1): 71-78.
- 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(2): 273-285.
- Marques, M. M. G. S. M., F. A. R. Barbosa & M. Callisto. 1999. Distribution and abundance of Chironomidae (Diptera, Insecta) in an impacted watershed south-east Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, 59(4): 553-561.
- Moulton II, S. R., J. G. Kennen, R. M. Goldstein & J. A. Hambrook. 2002. Revised protocols for sampling algal, invertebrate and fish community as part of the National Water-Quality Assessment Program. Virginia, Reston, 87p.

- Myslinski, E. & Ginsburg, W. 1977. Macroinvertebrates as indicators of pollution. *Journal of the American Water Works Association*, 69(10): 538-544.
- Naiman, R. J., H. Décamps, J. Pastor & C. A. Johnston. 1988. The potential importance of boundaries to fluvial ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 7(4): 289-306.
- Oliveira, D. C. & D. T. Bennemann. 2005. Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antropicas em um riacho urbano no sul do Brasil. *Biota Neotropica*, 1(1): 95-107.
- Oyakawa, O. T., A. Akama, K. C. Mautari & J. C. Nolasco. 2006. Peixes de riachos da Mata Atlântica. São Paulo, Ed. Neotrópica, 201p.
- Paul, M. J. & J. L. Meyer. 2001. Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32: 333-365.
- Peres Neto, P. R.; C. R. S. F. Bizerril & R. Iglesias. 1995. An overview of some aspect of river ecology: a case study on fish assemblages distribution in an eastern Brazilian coastal river. *Oecologia Brasiliensis*, 1: 317-334.
- Peruço, J. D. 2004 Identificação das principais fontes poluidoras de afluentes da bacia do alto rio Pirapó. Unpublished M. Sc. Thesis, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 63p.
- Pianka, E. R. 1973. The structure of lizard communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4: 53-74.
- Russo, M. R., A. Ferreira & R. M. Dias. 2002. Disponibilidade de invertebrados aquáticos para peixes bentófagos de dois riachos da bacia do rio Iguçu, estado do Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 24(2): 411-417.
- Sabino, J. & R. M. C. Castro. 1990. Alimentação, período de atividade e distribuição dos peixes de um riacho da floresta Atlântica (sudeste do Brasil). *Revista Brasileira de Biologia*, 50(1): 23-36.
- StatSoft, Inc. 2005. Statistica (data analysis software system), version 7.1. [www.statsoft.com](http://www.statsoft.com).
- Strahler, A. N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transactions American Geophysical Union*, 38: 913-920.
- Teixeira, A. & R. M. V. Cortes, 2006. Diet of stocked and wild trout, *Salmo trutta*: is there competition for resources? *Folia Zoologica*, 55(1): 61-73.
- Uieda, V. S. & M. G. Barreto. 1999. Composição da ictiofauna de quatro trechos de diferentes ordens do Rio Capivara, bacia do Tietê, Botucatu, São Paulo. *Revista Brasileira de Zootecias*, 1(1): 55-67.

Uieda, V. S. & R. L. Motta. 2007. Trophic organization and food web structure of southeastern Brazilian streams: a review. *Acta Limnologica Brasiliensis*, 19(1): 15-30.

Vannote, R. L., G. W. Minshall, K. W. Cummins, J. R. Sedell & C. E. Cushing. 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 130-137.

Vilella, F. S., F. G. Becker, S. M. Hartz & G. Barbieri. 2004. Relation between environmental variables and aquatic megafauna in a first order stream of the Atlantic Forest, southern Brazil. *Hydrobiologia*, 528(1-3): 17-30.

Winemiller, K. O., A. A. Agostinho & E. P. Caramaschi. 2008. Fish ecology in tropical stream. Pp. 107-146. In: Dudgeon, D. (Ed.). *Tropical stream ecology: Aquatic Ecology Series*. London, Academic Press, 316p.