



Assembleia de peixes em um riacho tropical e os recursos alimentares explorados sob influência de mata ripária com presença de *Eucalyptus grandis*

The fish assemblage in a tropical stream and the food resources exploited under the influence of riparian forest with presence of *Eucalyptus grandis*

Ariane Almeida Vaz¹; Marta Severino Stefani² & Welber Senteio Smith^{1,2*}

¹ Laboratório de Ecologia Estrutural e Funcional de Ecossistemas, Universidade Paulista - UNIP

² Centro de Recursos Hídricos e Estudos Ambientais, Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, Universidade de São Paulo - USP

* E-mail: welber_smith@uol.com.br

Recebido: 2 de março de 2018 / Aceito 11 de abril de 2018 / Publicado 1 de junho de 2018

Resumo Apesar do pouco conhecimento da complexidade das interações entre peixes e a zona ripária, a degradação da vegetação ripária devido a mudanças no uso do solo, é constantemente referenciada nos estudos como determinante na seleção da biota de riachos. Estudos realizados em zonas temperadas têm demonstrado que a substituição da floresta nativa por monoculturas de eucalipto gera oscilações dos regimes de luz e temperatura nos rios, eventual assoreamento e mudanças dos padrões de colonização da comunidade de invertebrados bentônicos devido a propriedades físicas e químicas das folhas. As relações entre a zona ripária e a biota aquática são de extrema importância e ainda é grande a carência de trabalhos para a região tropical em que os efeitos da integridade da vegetação ripária proveniente de espécies exóticas como o eucalipto tenham sido relacionados à assembleia de peixes. Este trabalho teve como objetivo verificar como a assembleia de peixes do riacho estudado está estruturada e quais recursos alimentares são explorados em função da vegetação ripária sob influência de *Eucalyptus grandis*. Os resultados mostraram que riacho amostrado sofre com a degradação da vegetação ripária e assoreamento. Foram identificadas 10 espécies de peixes pertencentes a cinco ordens e oito famílias. Com relação à dieta das espécies foram descritas três guildas (onívora, insetívora e detritívora) e a maioria dos itens é autóctone, o que é esperado para riachos perturbados.

Palavras-chave: comunidade, guildas tróficas, ictiofauna, vegetação ripária.

Abstract Despite the lack of knowledge about the complexity of the interactions between fish and the riparian zone, the degradation of riparian vegetation due to changes in soil use is constantly referenced in studies as a determinant in the selection of streams biota. Studies conducted in temperate zones has shown that the replacement of native forest by eucalyptus monocultures generates oscillations of light and temperature regimes in the rivers, possible sedimentation and changes in the colonization patterns of the benthic invertebrate community due to the physical and chemical properties of the leaves. The relationships between the riparian zone and the aquatic biota are extremely important and are still scarce works for the tropical region in which the effects of the riparian vegetation integrity of exotic species such as eucalyptus were related to the fish assemblage. This work aimed to verify how the studied fish assemblage is structured and what food resources are exploited as a function of riparian vegetation under the influence of *Eucalyptus grandis*. The results showed that the stream suffers with degradation of riparian vegetation and siltation. Ten species of fish belonging to five orders and eight families were identified. Regarding the diet of the species, three guilds were described (omnivorous, insectivorous and detritivores) and most of the items are autochthonous, which is expected for disturbed streams.

Keywords: community, trophic guilds, ichthyofauna, riparian vegetation.

Introdução

A presença da vegetação ripária em riachos pode ser considerada como um fator significativo, pois consiste em fonte de entrada de material alóctone para o curso d'água, o qual é utilizado como alimento pela fauna aquática (Uieda & Motta, 2007). Sendo a principal fonte de matéria e energia para os ecossistemas aquáticos de pequeno porte, a vegetação ripária resulta em uma alta heterogeneidade física e química da serapilheira foliar (Royer & Minshall, 2003; Leroy & Marks, 2006).

De maneira geral, a zona ripária é conceitualmente simples, mas as dinâmicas inerentes a esse sistema são de grande relevância (Naiman, Décamps & Mclain, 2005), uma vez que em riachos que cruzam áreas de floresta, a relação mata-rio é complexa e necessária para a manutenção da diversidade dos organismos aquáticos (Barrella, Petreire, Smith & Montag, 2000). Os sistemas fluviais têm sido impactados por atividades humanas devido à utilização de pesticidas e fertilizantes para a agricultura, lançamento de esgotos urbanos in natura, lançamento de efluentes industriais e alterações na cobertura vegetal. Tais atividades alteram as condições naturais dos ambientes aquáticos representando sérias ameaças à diversidade de peixes (Dala-Corte, Franz, Barros & Ott, 2009), além de causarem consequências para a integridade ecológica e a saúde dos ecossistemas ripários (Allan, 2004; Blevins, Effert, Wahl & Suski, 2013).

As alterações na cobertura vegetal causam variações temporais e espaciais na composição e características das assembleias de peixes (i.e. riqueza de espécies, abundância, biomassa, dieta) sendo que a comunidade íctica é adversamente afetada pela degradação da zona ripária (Castro et al., 2003; Bonato, Delariva & Silva 2012; Ferreira et al., 2012). Apesar do pouco conhecimento sobre a complexidade das interações entre peixes e a zona ripária em ecossistemas de cabeceira, sua degradação devido a mudanças no uso do solo, é constantemente referenciada nos estudos como determinante na seleção da biota de riachos (Casatti, Ferreira & Langeani, 2009; Dias & Tejerina-Garro, 2010; Ferreira et al., 2012).

A monocultura de eucalipto causa efeitos (benéficos e deletérios) sobre a água, o ar, o solo, a biodiversidade, ou seja, sobre o meio ambiente (Vital, 2007), e quando encontrada à margem de rios e pequenos riachos, essa monocultura pode representar perturbações as condições físicas e químicas do corpo d'água bem como a sua comunidade aquática. Pesquisas apontam que riachos em clima temperado margeados por plantações de eucaliptos sofrem com oscilações dos regimes de luz e temperatura provocados pela supressão das copas das árvores (Bärlocher & Graça, 2002), com alterações do substrato e dos habitats promovidas pela deposição frequente de matéria orgânica em grandes dimensões e eventual assoreamento (Graça, Pozo, Canhoto & Elozegi, 2002). Também podem ocorrer mudanças dos padrões de colonização da comunidade de invertebrados bentônicos devido às propriedades físicas e químicas das folhas (Gonçalves França, Medeiros, Rosa & Callisto, 2006), o que influenciaria na composição das guildas tróficas das assembleias de peixes. Em regiões tropicais estes estudos são mais recentes e têm aumentado significativamente nos últimos anos, mostrando que o processo de decomposição foliar do eucalipto ocorre de forma semelhante ao das espécies nativas (Callisto, Barbosa & Moreno, 2002; Dobson, Magana, Mathooko & Ndegwa, 2002; Pandolpho, 2009).

Diversos estudos apontam forte associação de peixes em riachos com características locais que promovem a complexidade estrutural em diferentes escalas, sendo que a simplificação de habitats pode afetar diretamente diversos atributos ecológicos das populações e comunidades de peixes. Casatti, Ferreira & Langeani (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 divergiram 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. Assim, é previsível que não somente a riqueza e diversidade de espécies, tal como registrado no estudo acima mencionado, mas também a estrutura trófica da ictiofauna seja mais diversa nos riachos preservados quando comparados com os riachos degradados e/ou com mata ripária modificada pelo plantio de eucalipto. O objetivo deste trabalho foi caracterizar a estrutura da assembleia de peixes em um riacho tropical e os recursos alimentares explorados em função da vegetação ripária sob influência de *Eucalyptus grandis*.

Material e Métodos

ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo está localizada na Unidade de Conservação “Parque Natural Municipal Corredores de Biodiversidade” no município de Sorocaba no estado de São Paulo, situado a 23°22'35”S e 47°28'03”W (Figura 1). Estende-se por uma área de 62,42 ha, de Floresta Estacional Semidecidual ou Mata Mesófila

secundária circundada por reflorestamento homogêneo de *Eucalyptus grandis*, ligado a matas ciliares do riacho estudado.

CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL

Para caracterização ambiental do riacho foram obtidos in situ os parâmetros físicos e químicos: temperatura da água (°C), oxigênio dissolvido (mg/L), pH, condutividade elétrica (mS/cm) e sólidos totais dissolvidos (mg/L) utilizando um multiparâmetro. Foram caracterizados quatro pontos ao longo do riacho e as medidas foram realizadas em cada período considerando as épocas seca (agosto/2013 e agosto/2014) e chuvosa (janeiro/2014, janeiro/2015).

Para a determinação das características ecológicas dos trechos analisados a fim de avaliar o seu estado de conservação bem como verificar a influência da geomorfologia, da cobertura vegetal circundante e influências antrópicas foram utilizados os Protocolos de Avaliação Rápida. Estes protocolos levam em consideração as características ecológicas em trechos, composto por duas avaliações, sendo a primeira modificada do protocolo da Agência de Proteção Ambiental de Ohio (EUA) (EPA, 1988), contendo uma escala de 0 a 4 pontos para cada parâmetro de habitat e a segunda modificada do protocolo de Hannaford, Barbour & Resh (1997), contendo uma escala de 0 a 5 pontos para cada parâmetro de habitat. Para ter o nível de preservação dos trechos do riacho, obtêm-se o somatório dos valores atribuídos a cada um dos parâmetros do protocolo de Avaliação Rápida, onde temos uma pontuação de 61 a 100 para trechos naturais, de 41 a 61 pontos trechos alterados e de 0 a 40 pontos trechos impactados.

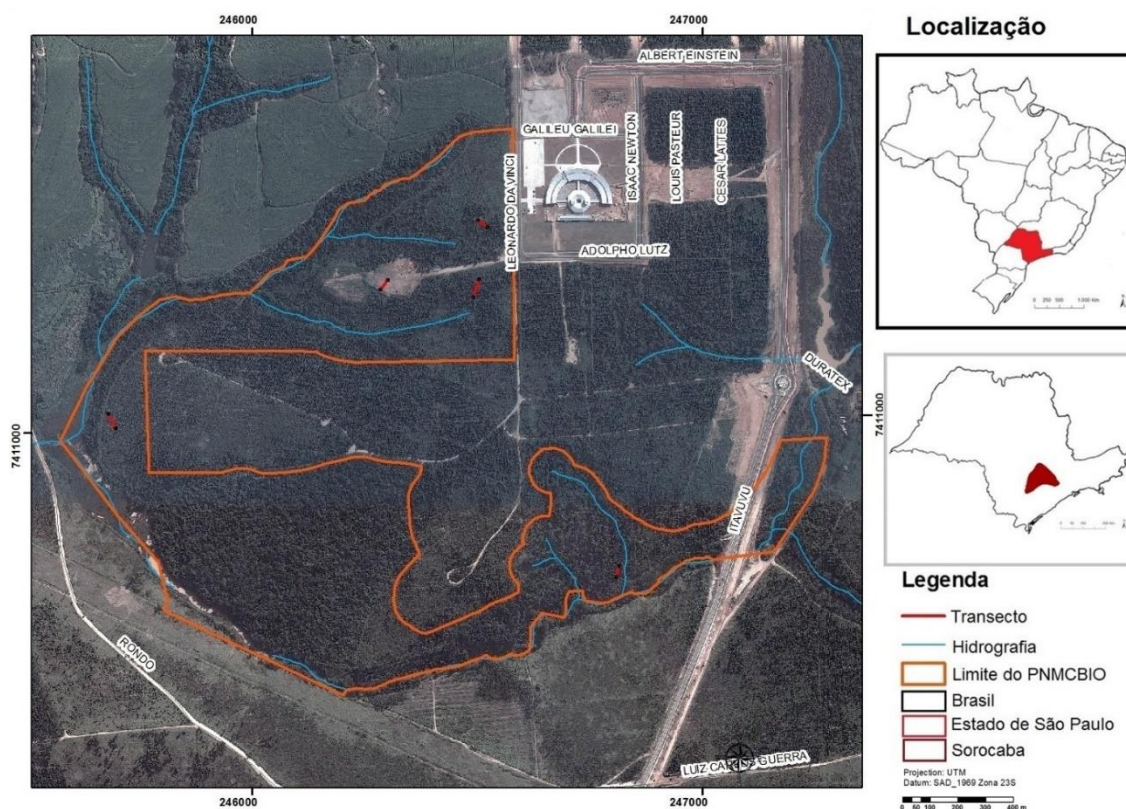


Figura 1. Parque Natural Municipal Corredores de Biodiversidade, Sorocaba, SP, Brasil (Google Earth 2016).

AMOSTRAGEM DA ICTIOFAUNA

Para a caracterização da ictiofauna foram realizadas coletas na época seca (agosto/2013 e agosto/2014) e chuvosa (janeiro/2014, janeiro/2015), considerando-se a sazonalidade como um fator que pode influenciar na ocorrência de determinadas espécies. Foram selecionados 4 pontos amostrais de 400 metros de extensão (Figura 2). Os peixes foram coletados por meio de rede de espera, rede de arrasto e peneira. As redes ficaram armadas por um período de 12h para cada ponto analisado. As mesmas obtinham tamanhos diferentes, com o intuito de se obter os melhores resultados de coleta, que seriam a maior riqueza possível. As malhas variaram de 20 a 120 mm entre nós opostos, com uma altura entre 1,2 a 2,0 m e comprimento de 5 a 20 m.

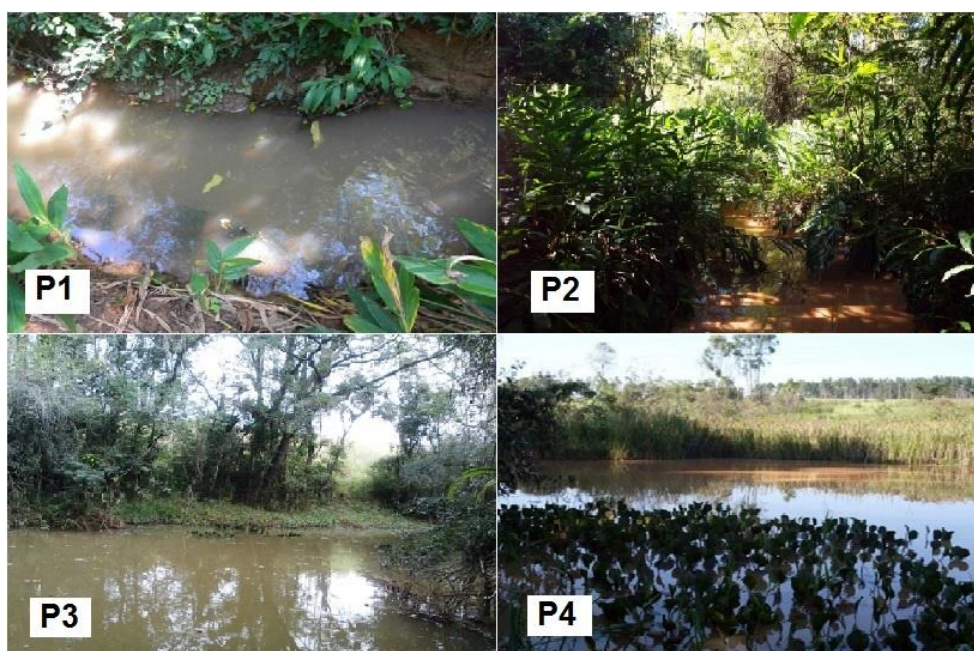


Figura 2. Pontos de amostragem ao longo do riacho estudado.

A rede de arrasto com uma malha de 1 cm e comprimento de 5 m foi arrastada por cerca de 20 minutos em cada ponto amostral. A peneira com medidas de 30 cm de raio e 2 mm de malha foi utilizada por cerca de 20 minutos em cada ponto amostral com a finalidade de se obter espécies incapazes de se conseguir nas redes, ou que apresentem características que possam facilitar sua fuga das redes de espera.

Os peixes capturados foram devidamente anestesiados em solução 4,5 mg/mL de cloridrato de lidocaína, em seguida refrigerados em caixas térmicas, fixados em solução de formalina 10% e após 48 h transferidos para solução de etanol 70%. Os peixes foram identificados utilizando Smith (2003) e Smith, Petrere & Barrella (2003). O material testemunho foi depositado no Museu de Zoologia da USP na seção de Ictiologia. As coletas foram realizadas sob o registro de licença SISBIO (Autorização N^o 6017122).

ANÁLISE DE DADOS

Para caracterizar a ictiofauna foram obtidos os seguintes atributos da comunidade: riqueza, abundância e diversidade de Shannon- Wiener (H') de acordo com Magurran (1988). Para as análises estomacais foram utilizadas somente estômagos com conteúdo e de indivíduos adultos, evitando assim o comprometimento de dados em função de alterações ontogenéticas na dieta (Abelha, Agostinho & Goulart, 2001). Os itens alimentares foram analisados em microscópio estereoscópico e identificados até o menor nível taxonômico através de consulta à bibliografia especializada, e classificada em autóctones ou alóctones. Para cada uma das espécies estudadas, o espectro alimentar foi determinado por ponto de coleta a partir da frequência de ocorrência (F_o) (Hyslop, 1980) que é a porcentagem de estômagos que possuem determinado item em relação ao número total de estômagos com conteúdo, através da fórmula: $F_o = N_i/N_t * 100$, onde: N_i é o número de estômagos onde ocorreu o item i e N_t é o número total de estômagos com alimentos. O índice alimentar (Kawakami & Vazzoler, 1980) foi calculado para cada espécie e pontos de coleta pela fórmula: $IA_i = (F_o * P_i) / \sum (F_o * P_i) * 100$, onde: IA_i é o Índice Alimentar do item i , F_o é a frequência de ocorrência do item i e P_i o peso do item i . A similaridade entre a dieta das espécies estudadas foi calculada com o auxílio do software PAST 2.16 a partir dos valores do Índice Alimentar através do método de aglomeração por ligação simples usando o coeficiente de Morisita, sendo o resultado exibido na forma de um dendrograma.

Resultados

CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL

O pH da água durante o estudo manteve-se próximo da neutralidade, variando entre 6,63 e 6,65, e esteve na maioria das amostras dentro do limite definido pela Resolução n^o 357/2005 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), que fixa os valores de pH entre 6,0 e 9,0. A condutividade foi mais elevada no período de seca com média de 74,61 mS/cm. Os sólidos totais também apresentaram valores mais elevados no período

seco, apresentando média de 39,03 mg/L. Os valores de oxigênio dissolvido foram maiores no período chuvoso, com média de 6,25 mg/L. A temperatura da água foi maior no período chuvoso com média de 24,09 °C (Tabela 1). O protocolo de avaliação de diversidade de habitats (Tabela 2) enquadrou os pontos P1, P2 e P4, como ambiente impactado, enquanto que o ponto P3 foi definido como alterado.

Tabela 1. Características físicas e químicas da água do riacho estudado, durante o período de estudo. Os dados representam valores médios e o desvio padrão.

Parâmetros físicos/químicos	Período seco	Período chuvoso
pH	6,63 ± 0,48	6,65 ± 0,26
Condutividade (µS/cm)	74,61 ± 2,14	70,01 ± 11,91
Sólidos Totais dissolvidos (mg/L)	39,03 ± 1,60	37,67 ± 5,25
Oxigênio dissolvido (mg/L)	4,43 ± 1,99	6,25 ± 0,68
Temperatura (C°)	16,54 ± 2,52	24,09 ± 0,34

Tabela 2. Resultados da Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats em trechos do riacho estudado, através dos protocolos de Hannaford et al. (1997) e da Agência de Proteção Ambiental de Ohio (EUA) (EPA, 1988).

Parâmetros	P1	P2	P3	P4
1. Tipo de ocupação das margens do corpo d'água (principal atividade)	2	2	2	2
2. Erosão próxima e/ou nas margens do rio e assoreamento em seu leito	0	0	0	0
3. Alterações antrópicas	2	2	2	2
4. Cobertura vegetal no leito	4	4	4	4
5. Odor da água	4	4	4	4
6. Oleosidade da água	4	4	4	4
7. Transparência da água	2	2	2	2
8. Odor do sedimento (fundo)	4	4	4	4
9. Oleosidade do fundo	4	4	4	4
10. Tipo de fundo	2	2	4	4
11. Tipos de fundo	2	2	2	2
12. Extensão de rápidos	0	0	2	0
13. Frequência de rápidos	2	2	2	2
14. Tipos de substrato	2	2	0	0
15. Deposição de lama	0	0	0	0
16. Depósitos sedimentares	0	0	0	0
17. Alterações no canal do rio	2	2	2	0
18. Características do fluxo das águas	0	2	2	0
19. Presença de mata ciliar	0	0	0	0
20. Estabilidade das margens	0	0	0	0
21. Extensão de mata ciliar	2	2	2	2
22. Presença de plantas aquáticas	0	0	0	0
Pontuação	38	40	42	40
Resultado	Impactado	Impactado	Alterado	Impactado

ASSEMBLEIA DE PEIXES

Foram amostrados 162 indivíduos, pertencentes a 10 espécies de peixes, divididos em cinco ordens e oito famílias (Tabela 3). As ordens mais abundantes foram: Characiformes (67%) e Cyprinodontiformes (15%) enquanto que 17% foram distribuídos entre as demais (Tabela 3). Em relação às espécies mais abundantes, destacaram-se *Astyanax altiparanae* e *Cyphocharax modestus*, enquanto que as espécies mais amplamente distribuídas foram *Astyanax altiparanae* e *Geophagus brasiliensis*, ambas presentes em três dos quatro pontos amostrados. A maior abundância foi encontrada no ponto P3 na época chuvosa de 2015, enquanto que as maiores riquezas foram observadas nos pontos 2 e 3 durante o mesmo período. Com relação à diversidade, o maior valor (1,28) foi registrado durante o período chuvoso no ponto 2 (Tabela 4).

Tabela 3. Espécies de peixes identificadas no riacho estudado, ocorrência por ponto e abundância por época do ano.

Espécie	Nome popular	Pontos de coleta	Estação	
			Seca	Chuva
<i>Astyanax altiparanae</i> (Garutti e Britski, 2000)	Tambiuí	P1, P2, P4	40	19
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	Lambari	P1	1	-
<i>Characidium zebra</i> (Eigenmann, 1909)	Mocinha	P2	-	1
<i>Cyphocharax modestus</i> (Fernández- Yépez, 1948)	Saguiru	P3	40	-
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	Traíra	P2, P4	4	2
<i>Phalloceros harpagos</i> (Lucinda, 2008)	Guarú	P1, P2	22	4
<i>Gymnotus carapo</i> (Linnaeus, 1758)	Tuvira	P1, P2	3	6
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy e Gaimard, 1824)	Cará	P1, P2, P3	11	4
<i>Crenicichla britskii</i> (Kullander, 2003)	Joaninha	P3	2	-
<i>Synbranchus marmoratus</i> (Bloch, 1795)	Mussum	P1, P2	1	2
TOTAL			124	38

Tabela 4. Abundância, riqueza e diversidade de Shannon- Wiener nos quatro pontos de amostragem do riacho estudado.

	Agosto/2013				Janeiro/2014				Agosto/2014				Janeiro/2015			
	P1	P2	P3	P4	P1	P2	P3	P4	P1	P2	P3	P4	P1	P2	P3	P4
Abundância	12	5	-	-	2	6	-	-	12	22	-	24	13	16	51	-
Riqueza	4	3	-	-	1	3	-	-	3	4	-	2	3	5	5	-
Diversidade	0,98	0,95	-	-	0	1,01	-	-	0,82	1,06	-	0,29	0,911	1,28	0,80	-

ANÁLISE DA DIETA E GULDAS ALIMENTARES

Foram analisados 162 estômagos provenientes das 10 espécies encontradas no riacho, sendo 59 *A. altiparanae*, 26 *P. harpagos*, 40 *C. modestus*, 15 *G. brasiliensis*, nove *G. carapo*, seis *H. malabaricus*, três *S. marmoratus*, duas *C. britski*, uma *C. zebra* e uma *A. fasciatus*. Das 10 espécies listadas, apenas sete espécies foram utilizadas nas análises. As espécies *Characidium zebra*, *Crenicichla britski* e *Synbranchus marmoratus* não foram contempladas por não conter nenhum item alimentar no trato digestório.

Foram encontrados nove diferentes itens alimentares, sendo sete itens autóctones e dois itens alóctones. *Astyanax altiparanae* e *H. malabaricus* foram as espécies que mais itens alimentares consumiram (Tabela 5). Houve o predomínio dos seguintes itens alimentares: sedimento, material vegetal, Chironomídeo e Formicídeo (Tabela 6). A época chuvosa foi a que apresentou o maior número de itens alimentares (nove) se comparada com a época seca (quatro) (Figura 3). Através da Figura 4 foi possível identificar três guildas tróficas, sendo elas onívoras (*A. altiparanae*, *A. fasciatus* e *G. carapo*), insetívoras (*H. malabaricus* e *G. brasiliensis*) e detritívoras (*P. harpagos* e *C. modestus*).

Tabela 5. Frequência de ocorrência (Fo%) da dieta da ictiofauna do riacho estudado. Categorias de alimentos: CH, Chironomídeo; OD, Odonata; MV, Material vegetal; SE, sedimento; FO, Formicídeo; SC, Escama de peixe; LI, Libelulídeo; NL, Ninfa de libélula e CL, Culicídeo.

Espécie	Itens alimentares	Origem	FO %			
			P1	P2	P3	P4
<i>Astyanax altiparanae</i>	MV	Alóctone	-	4,44	-	-
	FO	Alóctone	1,48	6,66	0,74	-
	SC	Autóctone	-	-	-	0,74
	LI	Autóctone	-	-	-	0,74
	CL	Autóctone	-	-	-	0,74
<i>Astyanax fasciatus</i>	MV	Autóctone	0,74	-	-	-
<i>Cyphocharax modestus</i>	MV	Autóctone	-	-	2,22	-
	SE	Autóctone	-	-	9,62	-
<i>Hoplias malabaricus</i>	CH	Autóctone	-	0,74	-	-
	OD	Autóctone	-	0,74	-	-
	SC	Autóctone	-	-	-	0,74
	LI	Autóctone	-	-	-	1,48
	NL	Autóctone	-	-	-	0,74
<i>Phalloceros harpagos</i>	SE	Autóctone	5,95	3,70	-	-
<i>Gymnotus carapo</i>	MV	Alóctone	1,48	-	-	-
	CH	Autóctone	4,44	-	-	-
<i>Geophagus brasiliensis</i>	CH	Autóctone	-	1,48	-	-
	OD	Autóctone	0,74	-	-	-

Tabela 6. Número de estômagos analisados (N), e o índice alimentar (IA_i) da dieta da ictiofauna do riacho estudado. Categorias de alimentos: Chironomídeo (CH), Odonata (OD), Material vegetal (MV); sedimento (SE), Formicídeo (FO), Escama de peixe (SC), Libelulídeo (LI); Ninfa de libélula (NL) e Culicídeo (CL).

Espécie	N	IA _i								
		CH	OD	MV	SE	FO	SC	LI	NL	CL
<i>Astyanax altiparanae</i>	59	-	-	24	-	48	7,84	8,41	-	6,76
<i>Astyanax fasciatus</i>	1	-	-	100	-	-	-	-	-	-
<i>Cyphocharax modestus</i>	40	-	-	3	90	-	-	-	-	-
<i>Hoplias malabaricus</i>	6	16	16	-	-	-	18	18	32	-
<i>Phalloceros harpagos</i>	26	-	-	-	97,77	-	-	-	-	-
<i>Gymnotus carapo</i>	9	50,40	-	40,50	-	-	-	-	-	-
<i>Geophagus brasiliensis</i>	15	72	25	-	-	-	-	-	-	-

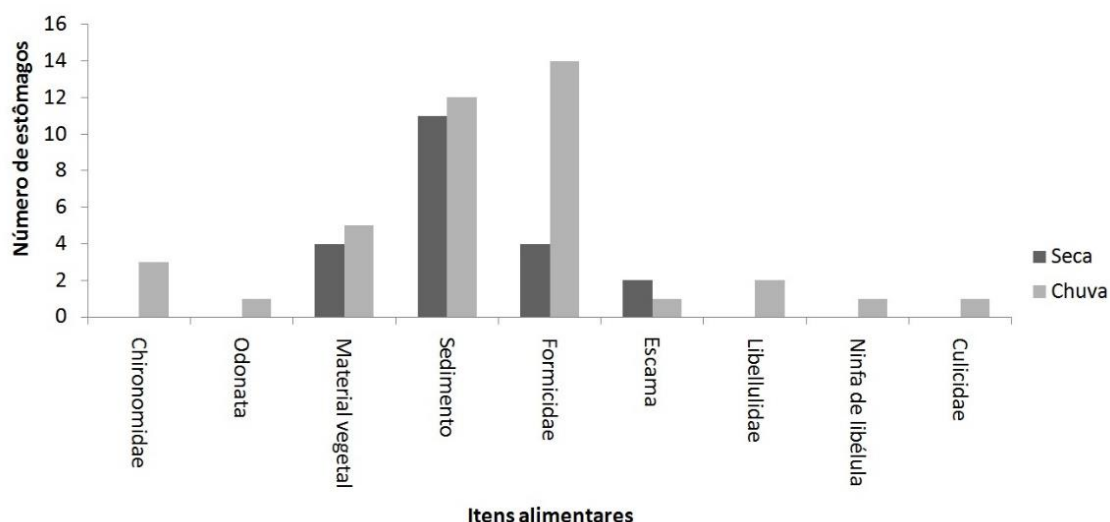


Figura 3. Quantidade de itens alimentares utilizados pela ictiofauna habitante do riacho estudado durante o período chuvoso e seco.

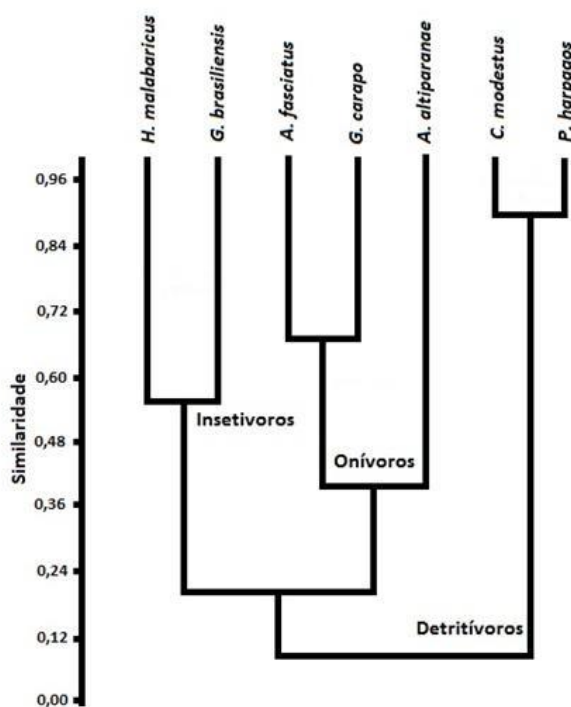


Figura 4. Dendrograma da similaridade resultante da análise de agrupamento (coeficiente de Morisita) utilizando o Índice Alimentar da assembleia de peixes do riacho estudado. Coeficiente de Correlação Cofenético = 0,82.

Discussão

Os valores de condutividade, pH e temperatura registrados durante o estudo foram reflexo da sazonalidade sendo que os maiores valores de condutividade e os menores valores de temperatura foram registrados na época seca. Durante os meses de inverno, com a estiagem, ocorre aumento da concentração de íons (Ribeiro & Uieda, 2005) o que pode explicar os valores elevados de condutividade comparados a época chuvosa (Vaz et al., 2017). Segundo a resolução 357/05 do CONAMA os valores de oxigênio dissolvido não devem ser inferiores a 5 mg/L para as águas de classe 2 entretanto, durante a época seca o oxigênio dissolvido apresentou valores abaixo do estabelecido, indicando que a estiagem aliada à decomposição da matéria orgânica (detritos) possam ser responsáveis por essa queda.

Os sólidos totais dissolvidos apresentaram valores elevados para um riacho de primeira ordem, indícios de um intenso processo erosivo a montante, também existente em outros locais dessa microbacia. O protocolo de

avaliação de diversidade de habitats aplicado nos pontos amostrais enquadrados os pontos estudados no riacho como impactado e alterado. Não foi detectada a presença de lançamento de esgoto, no entanto o riacho sofre com assoreamento. No ano de 2014, uma barragem construída no trecho a montante veio a se romper fazendo com que grande quantidade de sedimento fosse transportada rio abaixo, ocasionando intenso assoreamento e impacto à comunidade aquática nos trechos a jusante (Vaz et al., 2017). Esse assoreamento causou efeitos físicos e químicos no corpo d'água durante o estudo. Uma das consequências foram modificações no fluxo d'água levando a mudanças na profundidade e velocidade da correnteza. Essas modificações acarretam alterações na composição física do habitat aquático tornando-o homogêneo. Devido ao assoreamento, o riacho estudado apresenta trechos com pouca profundidade e uma homogeneidade de substrato que em sua grande maioria é formado por sedimento fino (areia). Ambientes espacialmente menos heterogêneos podem acomodar menos espécies, porque possuem menos tipos de habitats e esconderijos aos predadores, e uma gama menor de *microhabitats*, mostrando assim que tais fatores colaboram com a queda da diversidade estrutural (Begon, Townsend & Harper, 2007).

Todas as espécies de peixes coletadas no presente estudo são nativas, comuns em riachos do Alto Paraná e da bacia do rio Sorocaba. Pode-se observar o predomínio da ordem Characiformes o que é esperado para os rios sul-americanos (Langeani et al., 2007; Oyakawa & Menezes, 2011). O número e a composição das espécies modificam muito de acordo com o tamanho e trecho do riacho, e região onde ele se encontra. A espécie mais abundante foi *A. altiparanae*, que, segundo Finoto (2013), é uma espécie que apresenta melhor condição corpórea e maior intensidade reprodutiva em riachos alterados e mais impactados, indicando que a espécie acumula energia devido à disponibilidade de alimento, mas investe na reprodução por estar submetida a um ambiente degradado (Orsi, Shibatta & Silva-Souza, 2002; Cunico, Agostinho & Latini, 2006; Alexandre, Esteves, Moura & Mello, 2010).

Os itens alimentares mais consumidos pelas espécies foram sedimento, material vegetal, Chironomidae e Formicidae. Junto com os itens alóctones, os sedimentos da margem dos riachos são carregados para dentro dos sistemas aquáticos (Finoto, 2013) principalmente se houver pouca vegetação ripária nas margens, que sirva como ponto de amortecimento (Mormul, Rassinatte-Junior, Vieira, Monkolski & Povh, 2009; Ferreira, Gerhard & Cyrino, 2012). Segundo Finoto (2013), a ingestão de sedimentos na dieta da espécie pode ser acidental, durante o forrageamento do substrato em busca de itens alimentares. A ingestão de Quironomídeos pode ser explicada pela degradação ambiental. Bonato, Delariva & Silva (2012) relatam que os Quironomídeos são comuns em ambientes impactados, devido a sua tolerância a condições extremas. Vaz et al. (2017) caracterizando a biota aquática desse riacho salientam o predomínio desse grupo na comunidade de macroinvertebrados.

Durante o estudo, insetos aquáticos representaram a maior riqueza se comparado com insetos terrestres, como também registrado por Esteves, Lobo & Faria (2008) que estudaram riachos cuja zonas ripárias eram formadas por eucalipto e pastagem. De acordo com Uieda & Motta (2007), o predomínio de insetos aquáticos, principalmente Quironomídeos, está associado à grande abundância desse recurso em riachos. Vários autores, trabalhando em riachos tropicais da Bacia do Alto Paraná (afluentes do Rio Tietê e Rio Paranapanema), também salientaram a importância de insetos aquáticos para ictiofauna, principalmente da ordem Diptera (Casatti, Langeani & Castro, 2001; Casatti, 2002; Castro et al., 2003). Os insetívoros são peixes que se alimentam tipicamente de formas imaturas de insetos aquáticos, tão abundantes em riachos relativamente preservados, em cujo leito predomina substratos consolidados (rochosos) e/ou abundância de troncos e galhos. Oliveira (2012) relata ainda que a menor entrada de recursos alóctones, como sementes, folhas e insetos terrestres afetam negativamente a ocorrência de insetívoros terrestres, o que reforça os resultados encontrados.

A importância do aporte de material alóctone para a alimentação dos peixes de riachos é bem documentada na literatura (Castro, 1999; Barrella, Petre, Smith & Montag, 2000). Apesar disso, o presente estudo registrou a maior participação de itens autóctones na dieta das espécies estudadas. Itens alóctones são mais consumidos em riachos preservados (Faria & Costa, 2010). A vegetação ripária do presente riacho encontra-se degradada, o que também contribui para a simplificação do ambiente e como consequência causa uma baixa oferta de recursos alimentares. Segundo Barili, Agostinho, Gomes & Latini (2011), a disponibilidade de itens alóctones aumenta com a presença de vegetação ripária mais conservada. Rodrigues (2013) relata que a maior disponibilidade de itens alóctones é favorecida pela inundação das margens e Winemiller, Agostinho & Caramaschi (2008) afirmam que itens alóctones são transportados pela água da chuva até a calha do riacho, o que pode explicar o registro do maior número de itens alóctones durante a época chuvosa, incluindo formigas.

A variação temporal nos recursos utilizados está relacionada à disponibilidade de alimentos, causadas por alterações abióticas (características físicas e químicas e fisiografia) além das condições bióticas (interação de espécies) (Uieda & Motta, 2007). A mudança na preferência alimentar das espécies ao longo do gradiente

temporal pode ser consequência de alterações físicas do ambiente (Uieda & Pinto, 2011). Neste estudo, foi observada diferença temporal na disponibilidade dos recursos alimentares entre os períodos analisados. A variação temporal da dieta é bastante relatada na ecologia alimentar de peixes (Gandini, Boratto, Fagundes & Pompeu, 2012; Silva, Delariva & Bonato, 2012), sendo que em riachos tropicais essas mudanças na ingestão de itens podem ser provocadas por modificações nas condições ambientais que alteram o suprimento de alimento, a eficácia de utilização e as relações inter e intraespecíficas (Esteves & Aranha 1999).

O predomínio de onívoros como verificado no presente estudo, pode ser explicado pela flexibilidade dos peixes de riachos em consumir uma diversidade de itens alimentares, quando os alimentos preferenciais estão com baixa disponibilidade (Uieda & Motta, 2007). *Astyanax altiparanae* foi classificada nesse trabalho como onívora, o que corrobora com o trabalho realizado por Finoto (2013) que também classificou a espécie como onívora. *Astyanax fasciatus* foi classificada como onívora, porém Bennemann, Gealh, Orsi & Souza (2005) e Zatti, Sticca, Wisniewski & Pompeu (2012) classificaram a espécie como insetívora, o que mostra que é uma espécie generalista, podendo explorar diferentes itens dependendo da disponibilidade do recurso. *Cyphocharax modestus* foi classificada como detritívora, o que corrobora com o trabalho de Meschiatti, Arcifa & Fenerich-Verani (2000) e como iliófaga por Meschiatti (1995) e Marçal-Simabuku & Peret (2006). *Hoplias malabaricus* foi classificada como insetívora, porém Fernandes (2010) a descreveu como piscívora, o que reforça que dependendo da disponibilidade e seu tamanho, pode apresentar diferentes dietas. *Phalloceros harpagos* foi classificada como detritívora, já Casatti (2002) classificou a espécie como onívora. *Gymnotus carapo* foi classificada como onívora, Fernandes (2010) definiu a espécie como insetívora. *Geophagus brasiliensis* foi classificada como insetívora no presente estudo, o mesmo que Abelha & Goulart (2004), mas diferente de Zatti, Sticca, Wisniewski & Pompeu (2012) que a classificaram como onívora.

No presente estudo, foram caracterizadas três guildas tróficas, considerando um total de sete espécies, observando-se que a vegetação ripária formada por eucalipto forneceu uma baixa riqueza e diversidade de recursos alimentares para a assembleia de peixes. Ferreira (2007), também em riachos do sudeste brasileiro, estudando 15 espécies de peixes, as caracterizou em quatro guildas alimentares, enquanto que Casatti, Langeani & Castro (2001), utilizando 11 espécies de peixes as separou em três guildas alimentares e Rolla, Esteves & Ávila-da-Silva (2009) estudando riachos bem preservados, determinaram sete grupos tróficos. O número de categorias alimentares varia entre os estudos de alimentação da ictiofauna em riachos brasileiros, mas em sua maioria apresenta reduzido número de guildas tróficas, sendo que riachos mais conservados podem apresentar um número maior de guildas tróficas.

Segundo Pandolpho (2009), a substituição da vegetação ripária nativa por florestas plantadas com eucalipto pode causar a perda de qualidade e quantidade de recursos alimentares. A baixa oferta de recursos em matas ripárias sob o efeito de plantações de eucalipto pode afetar a estrutura da comunidade íctica com prejuízos para riqueza, diversidade e estrutura trófica, o que pode ser constatada pela existência de apenas três grupos tróficos no presente estudo, e pela presença de espécies oportunistas e generalistas. Matas ripárias mais conservadas oferecem uma maior variedade de recursos, como frutos e invertebrados terrestres, além de fornecerem uma gama maior de material vegetal que favorece a colonização de uma ampla diversidade de invertebrados, que podem ser utilizados pelos peixes como alimento. Sendo assim, a restauração das matas ripárias pode proporcionar uma maior qualidade e quantidade de recursos alimentares disponíveis à comunidade íctica, favorecendo o aumento das guildas tróficas. Este estudo demonstrou a importância da conservação da zona ripária e que sua degradação pode influenciar no equilíbrio da comunidade íctica. Dessa forma, medidas de conservação e recuperação dessas áreas tornam-se necessárias, uma vez que a integridade da zona ripária mantém o equilíbrio biológico necessário para a manutenção da diversidade da comunidade aquática, incluindo os peixes.

Referências

- Abelha, M. C. F. & Goulart, E. (2004). Oportunismo trófico de *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) (Osteichthyes, Cichlidae) no reservatório de Capivari, Estado do Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 26(1), 37-45.
- Abelha, M. C. F., Agostinho, A. A. & Goulart, E. (2001). Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Scientiarum*, 23(2), 425-434.
- Alexandre, C. V. & Esteves, K. E. (2010). Analysis of fish communities along a rural–urban gradient in a neotropical stream (Piracicaba River Basin, São Paulo, Brazil). *Hydrobiologia*, 641(1), 97-114.
- Allan, J. D. (2004). Landscapes and river scapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 35, 257-284.

- Barili, E., Agostinho, A. A., Gomes, L. C. & Latini, J. D. (2011). The coexistence of fish species in streams: relationships between assemblage attributes and trophic and environmental variables. *Environmental Biology of Fishes*, 92(1), 41.
- Bärlocher, F. & Graca, M. A. (2002). Exotic riparian vegetation lowers fungal diversity but not leaf decomposition in Portuguese streams. *Freshwater Biology*, 47(6), 1123-1135.
- Barrella, W., Petrere-Jr., M., Smith, W. S. & Montag, L. F. A. (2000) As relações entre as matas ciliares os rios e os peixes. *In: Rodrigues, R. R.; Leitão Filho, H. F. (Ed.). Matas ciliares: conservação e recuperação.* (pp.187-207). São Paulo: Edusp.
- Begon, M., Townsend, C. & Harper, J. (2007). *Ecologia: de indivíduos a populações*. Porto Alegre: Artmed.
- Bennemann, S. T., Gealh, A. M., Orsi, M. L., & Souza, L. D. (2005). Ocorrência e ecologia trófica de quatro espécies de *Astyanax* (Characidae) em diferentes rios da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 95(3), 247-254.
- Blevins, Z. W., Effert, E. L., Wahl, D. H. & Suski, C. D. (2013). Land use drives the physiological properties of a stream fish. *Ecological Indicators*, 24, 224-235.
- Bonato, K. O., Delariva, R. L., & Silva, J. C. D. (2012). Diet and trophic guilds of fish assemblages in two streams with different anthropic impacts in the northwest of Paraná, Brazil. *Zoologia (Curitiba)*, 29(1), 27-38.
- Callisto, M., Barbosa, F. A. R. & Moreno, P. (2002). The influence of *Eucalyptus* plantations on the macrofauna associated with *Salvinia auriculata* in southeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 62(1), 63-68.
- Casatti, L. (2002). Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do alto rio Paraná, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, 2(2), 1-14.
- Casatti, L., Ferreira, C. P. & Langeani, F. (2009). A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, 623(1), 173-189.
- Casatti, L., Langeani, F. & Castro, R. (2001). Peixes de riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do alto rio Paraná, SP. *Biota Neotropica*, 1-15.
- Castro, R. M. C. (1999). Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. *In: Caramaschi, E. P., Mazzoni, R., Bizerril, C. R. S. F. & Peres-Neto, P. R. (Ed.). Ecologia de peixes de riachos: estado atual e perspectivas.* (pp.139-155). Rio de Janeiro. *Oecologia Brasiliensis*.
- Castro, R., Casatti, L., Santos, H. F., Ferreira, K. M., Ribeiro, A. C., Benine, R. C. & Lima, F. C.T. (2003). Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do rio Parapanema, sudeste e sul do Brasil. *Biota Neotropica*, 3(1), 1-31.
- Cunico, A. M., Agostinho, A. A. & Latini, J. D. (2006). Influência da urbanização sobre as assembleias de peixes em três riachos de Maringá, Paraná. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(4), 1101-1110.
- Dala-Corte, R. B., Franz, I., Barros, M. P. & Ott, P. H. (2009). Levantamento da ictiofauna da Floresta Nacional de Canela, na região superior da bacia hidrográfica do Rio Caí, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biota Neotropica*, 9(2), 1.
- Dias, A. M. & Tejerina-Garro, F. L. (2010). Changes in the structure of fish assemblages in streams along an undisturbed-impacted gradient, upper Paraná River basin, Central Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 8(3), 587-598.
- Dobson, M., Magana, A., Mathooko, J. M. & Ndegwa, F. K. (2002). Detritivores in Kenyan highland streams: more evidence for the paucity of shredders in the tropics? *Fresh Water biology*, 47(5), 909-919.
- Esteves, K. E., & Aranha, J. M. R. (1999). Ecologia trófica de peixes de riachos. *Ecologia de peixes de riachos. Série Oecologia Brasiliensis*, 6, 157-182.
- 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(1), 373.
- Faria, L. D. B. & da Silveira Costa, M. I. (2010). Omnivorous food web, prey preference and allochthonous nutrient input. *Ecological Complexity*, 7(1), 107-114.
- Fernandes, D. (2010). *Caracterização biológica da ictiofauna carnívora da Represa do Beija Flor, Estação Ecológica de Jataí*. [Dissertação de mestrado]. Luiz Antônio, SP.
- Ferreira, A., de Paula, F. R., Barros Ferraz, S. F., Gerhard, P., Kashiwaqui, E. A., Cyrino, J. E. & Martinelli, L. A. (2012). Riparian coverage affects diets of characids in neotropical streams. *Ecology of Freshwater Fish*, 21(1), 12-22.

- Ferreira, A., Gerhard, P. & Cyrino, J. E. (2012). Diet of *Astyanax paranae* (Characidae) in streams with different riparian land covers in the Passa-Cinco River basin, southeastern Brazil. *Iheringia, Série Zoologia*, 102(1), 80-87.
- Ferreira, K. M. (2007). Biology and ecomorphology of stream fishes from the rio Mogi-Guaçu basin, Southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 5(3), 311-326.
- Finoto, L. V. (2013). *Peixes como bioindicadores: influência da integridade ambiental na biologia alimentar e reprodutiva de Astyanax altiparanae na bacia do rio Ivinhema, alto rio Paraná* [Dissertação de Mestrado]. Dourados (MS): Universidade Estadual do Mato Grosso do Sul.
- Gandini, C. V., Boratto, I. A., Fagundes, D. C. & Pompeu, P. S. (2012). Estudo da alimentação dos peixes no rio Grande à jusante da usina hidrelétrica de Itutinga, Minas Gerais, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 102(1), 56-61.
- Gonçalves, J. F., França, J. S., Medeiros, A. O., Rosa, C. A. & Callisto, M. (2006). Leaf breakdown in a tropical stream. *International Review of Hydrobiology*, 91(2), 164-177.
- Graça, M. A., Pozo, J., Canhoto, C. & Elozegi, A. (2002). Effects of *Eucalyptus* plantations on detritus, decomposers, and detritivores in streams. *The Scientific World Journal*, 2, 1173-1185.
- Hannaford, M. J., Barbour, M. T. & Resh, V. H. (1997). Training reduces observer variability in visual-based assessments of stream habitat. *Journal of the North American Benthological Society*, 16(4), 853-860.
- Hyslop, E. J. (1980). Stomach contents analysis a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology*, 17(4), 411-429.
- Kawakami, E., & Vazzoler, G. (1980). Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. *Boletim do Instituto oceanográfico*, 29(2), 205-207.
- Langeani, F., Macedo Corrêa e Castro, R. M., Oyakawa, O. T., Shibatta, O. A., Pavanelli, C. S., & Casatti, L. (2007). Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. *Biota Neotropica*, 7(3).
- Magurran, A. E. (1988). Why diversity? In *Ecological diversity and its measurement* (pp. 1-5). Springer, Dordrecht.
- Marçal-Simabuku, M. A. & Peret, A. C. (2006). Alimentação de peixes de dois ambientes lacustres e sua relação com o regime de inundação do rio Mogi-Guaçu, SP. In: Santos, J. E., Pires, J. S. R. & Moschini, L. E. (Ed.). *Estudos integrados em ecossistemas: Estação Ecológica de Jataí*. (pp.339-355). São Carlos: Rima Editora.
- Meschiatti, A. J. (1995). Alimentação da comunidade de peixes de uma lagoa marginal do rio Mogi-Guaçu SP. *Acta Limnologica Brasiliensia, Botucatu*, (7),115-137.
- Meschiatti, A. J., Arcifa, M. S., Fenerich-Verani, N., Santos, J. E. & Pires, J. S. R. (2000). Ecology of fish in oxbow lakes of Mogi-Guaçu River. *Estudos integrados em ecossistemas: Estação Ecológica de Jataí*. São Carlos: RIMA, 817-830.
- Mormul, R. P., Pressinatte-Junior, S., Vieira, L. A., Monkolski, A. & Povh, E. B. (2009). Caracterização das condições ambientais de um rio neotropical a partir da densidade, composição e riqueza de taxa de invertebrados bênticos. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, 31(4).
- Naiman, R. J., Decamps, H. & McClain, M. E. (2005). *Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities*. Academic Press.
- Ohio, E. P. A. (1988). *Biological criteria for the protection of aquatic life*. Ohio Environmental Protection Agency, Division of Water Quality Monitoring and Assessment.
- Oliveira, J. Z. (2012) *A estrutura trófica da ictiofauna de riachos reflete a estrutura física do habitat?*[Dissertação de Mestrado]. São José do Rio Preto (SP): Universidade Estadual Paulista.
- Orsi, M. L., Shibatta, O. A., & Silva-Souza, A. T. (2002). Caracterização biológica de populações de peixes do rio Tibagi, localidade de Sertanópolis. A bacia do rio Tibagi. Londrina: UEL, 425-432.
- Oyakawa, O. T. & Menezes, N. A. (2011). Checklist dos peixes de água doce do estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*, 11(1), 1-13, 2011.
- Pandolpho, W. K. (2009) *Influência das folhas de Eucalyptus sp. e Coffea arabica sobre a assembléia de invertebrados aquáticos em ambiente lêntico e lótico*. [Dissertação de Mestrado]. Vila Velha (ES): Centro Universitário Vila Velha.
- Ribeiro, L. O. & Uieda, V. S. (2005). Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos de um riacho de serra em Itatinga, São Paulo, Brasil. *Revista brasileira de Zoologia*, 613-618.
- Rodrigues, D. (2013) *Ecologia trófica das principais espécies de peixes do rio Paraíba do Sul na área de influência do aproveitamento hidrelétrico simplício durante o período pré-represamento*. [Dissertação de Mestrado]. Juiz de Fora (MG): Universidade Federal de Juiz de Fora.

- Rolla, A. P. P. R., Esteves, K. E. & Ávila-da-Silva, A. O. (2009). Feeding ecology of a stream fish assemblage in an Atlantic Forest remnant (Serra do Japi, SP, Brazil). *Neotropical Ichthyology*, 7(1), 65-76.
- Royer, T. V. & Minshall, G. W. (2003). Controls on leaf processing in streams from spatial-scaling and hierarchical perspectives. *Journal of the North American Benthological Society*, 22(3), 352-358.
- Silva, J. C. D., Delariva, R. L. & Bonato, K. O. (2012). Food-resource partitioning among fish species from a first-order stream in northwestern Paraná, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 10(2), 389-399.
- Smith, W. S. (2003). Os peixes do rio Sorocaba: a história de uma bacia hidrográfica. Editora TCM Comunicação.
- Smith, W. S., Petreire, M. & Barrella, W. (2003). The fish fauna in tropical rivers: The case of the Sorocaba river basin, SP, Brazil. *Revista de Biologia Tropical*, 51(3-4), 769-782.
- Uieda, V. S. & Motta, R. L. (2007). Trophic organization and food web structure of southeastern Brazilian streams: a review. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 19(1), 15-30.
- Uieda, V. & Pinto, T. (2011). Feeding selectivity of ichthyofauna in a tropical stream: space-time variations in trophic plasticity. *Community Ecology*, 12(1), 31-39.
- Vaz, A. A., Vaz, A. A., Pelizari, G. P., Biagioni, R. C. & Smith, W. S. (2017). A Biota Aquática em um Riacho Tropical e suas Relações com Fatores Ambientais. *Biodiversidade Brasileira*, 7(1), 55-68.
- Vital, M. H. F. (2007). Impacto ambiental de florestas de eucalipto. *Revista do BNDES*, Rio de Janeiro, 14(28).
- Winemiller, K. O., Agostinho, A. A. & Caramaschi, E. P. (2008). Fish ecology in tropical streams. In *Tropical stream ecology* (pp. 107-III).
- Zatti, S. A., Sticca, S. C., Santos-Wisniewski, M. J. & Pompeu, P.S. (2014). Alteração na alimentação de três espécies de peixes (Teleostei) relacionada ao aporte de esgoto e a retirada de mata ciliar nos riachos dos Aflitos e Ferradura, Alfenas, MG. *Revista Brasileira de Zociências*, 14(1, 2, 3).