

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO STRICTO SENSU EM CONSERVAÇÃO E
MANEJO DE RECURSOS NATURAIS – NÍVEL MESTRADO

TÁSSIA JULIANE MALACARNE

EFEITOS DO USO DO SOLO NA ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO DE
INVERTEBRADOS AQUÁTICOS E NO PROCESSO DE DECOMPOSIÇÃO FOLIAR EM
RIACHOS NEOTROPICAIS

CASCVEL-PR

2015

EFEITOS DO USO DO SOLO NA ESTRUTURA E COMPOSIÇÃO DE
INVERTEBRADOS AQUÁTICOS E NO PROCESSO DE DECOMPOSIÇÃO FOLIAR EM
RIACHOS NEOTROPICAIS

TÁSSIA JULIANE MALACARNE¹; YARA MORETTO²; ÉDER ANDRÉ GUBIANI^{3*}

¹ Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE, Cascavel, Paraná, Brasil. e-mail: tassia_jm@hotmail.com

² Departamento de Biodiversidade, Universidade Federal do Paraná – UFPR, Setor Palotina, Paraná, Brasil. e-mail: yara.moretto@gmail.com

³ Centro de Ciências Exatas e Engenharia, Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE, Toledo, Paraná, Brasil. e-mail: egubiani@yahoo.com.br

*Autor para correspondência: Éder André Gubiani, Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE, Centro de Ciências Exatas e Engenharia, Rua da Faculdade 2550, Caixa Postal 520, CEP 85960-000, Toledo, Paraná, Brasil.

Telefone para contato: +55 45 3379 - 7079

E-mail: egubiani@yahoo.com.br

RESUMO

Diferentes usos do solo afetam diretamente as características de uma bacia hidrográfica, refletindo na saúde e integridade do ambiente aquático, e, conseqüentemente, influenciam a biota aquática e os processos ecossistêmicos. Este trabalho teve como objetivo analisar a estrutura e composição da comunidade de invertebrados aquáticos e o papel desses organismos no processo de decomposição de detritos foliares em riachos com diferentes usos do solo. As coletas foram realizadas no período de setembro a dezembro de 2013 em cinco riachos da região oeste do Paraná. Em cada riacho foram colocadas 18 bolsas contendo folhiço para a colonização por invertebrados aquáticos durante os tempos de exposição de 15, 30, 45, 60, 75 e 90 dias. Foram registradas diferenças espaciais significativas na estrutura e composição da comunidade de invertebrados aquáticos entre os riachos estudados. Não houve diferenças significativas na atividade de invertebrados aquáticos durante o processo de decomposição foliar em riachos com diferentes usos do solo. Porém houve diferenças na variabilidade da decomposição entre os riachos, sendo que o riacho de referência apresentou menor variabilidade no processo de decomposição. Esse resultado pode ter sido influenciado pela qualidade do hábitat, disponibilidade de matéria orgânica, e pela estrutura e composição da comunidade bentônica presente no riacho de referência, a qual difere significativamente entre os locais com diferentes tipos de ocupação do solo. Os resultados deste estudo demonstram que a interferência humana no ambiente aquático, por meio do uso do solo, pode influenciar negativamente nos processos ecossistêmicos, em especial na atividade de invertebrados durante o processamento de material alóctone, além de modificar a estrutura e composição da biota.

Palavras-chave: matéria orgânica alóctone, atividades antrópicas, macroinvertebrados.

ABSTRACT

Different land uses directly affect the characteristics of a river basin, reflecting the health and integrity of the aquatic environment, and consequently influence the aquatic biota and ecosystem processes. This study aimed to analyze the structure and community composition of aquatic invertebrates and the role of these organisms in the process of decomposition of leaf litter in streams with different land uses. Samples were collected in the period from September to December 2013 in five streams of western Paraná. At each stream were placed 18 bags containing litter for colonization by aquatic invertebrates during the exposure times of 15, 30, 45, 60, 75 and 90 days. Significant spatial differences in the structure and composition of the community of aquatic invertebrates in the studied streams were recorded. There were no significant differences in the activity of aquatic invertebrates in the leaf decomposition process streams with different land uses. But there were differences in the variability of decomposition between the streams, and the reference stream showed lower variability in the decomposition process. This result may have been influenced by habitat quality, availability of organic matter, and the structure and composition of benthic community present in the reference stream, which differs significantly between locations with different types of land use. The results of this study demonstrate that human interference in the aquatic environment through land use can influence negatively ecosystem processes, particularly in invertebrate activity during the processing of allochthonous material, as well as modify the structure and composition of the biota.

Keywords: allochthonous organic matter, human activities, macroinvertebrates.

1) Introdução

Rios, riachos e córregos, principalmente aqueles situados em regiões tropicais, estão entre os ecossistemas aquáticos mais ameaçados e influenciados negativamente pelo aumento da degradação ambiental, ocasionada principalmente por atividades humanas. Dentre estas, pode-se citar a elevação da carga de efluentes domésticos e industriais sem tratamento adequado, lançados diretamente nos corpos hídricos; a remoção da vegetação marginal; a perda de hábitat; os depósitos de lixo; a introdução de espécies; a construção de barragens e o uso de agrotóxicos e pesticidas (Graça et al. 2002; Dudgeon et al. 2006; Moya et al. 2011). Tais alterações antrópicas tem causado modificações na bacia hidrográfica, que afetam as características hidrológicas, a disponibilidade de substrato e a qualidade da água (Graça et al. 2002), além de proporcionar aumento acelerado da perda da biodiversidade presente nesses ambientes (Allan e Castillo 2007).

Os invertebrados aquáticos, em especial os macroinvertebrados bentônicos, são, muitas vezes, usados como indicadores biológicos para avaliar essas alterações causadas por atividades humanas em ambientes aquáticos, pois refletem a integridade ecológica dos ecossistemas e respondem a diferentes agentes estressores (Callisto e Gonçalves, 2005). Em ambientes naturais e livres de perturbações antropogênicas há alta riqueza e diversidade desses organismos, o que não acontece em ambientes impactados, os quais sofrem mudanças na estrutura e composição da comunidade de invertebrados e apresentam reduzidos valores de riqueza e diversidade (Callisto e Gonçalves, 2005). Em riachos nos quais há predomínio de uso do solo agrícola e urbano, a taxa de decomposição de detritos foliares, mediada por invertebrados aquáticos, tende a ser menor devido às alterações que as atividades humanas causam no ambiente aquático (Graça et al, 2002).

Os organismos bentônicos são um importante componente das comunidades de água doce, os quais apresentam ampla distribuição, sendo encontrados no sedimento, nas folhas, rochas e associados à macrófitas. Fatores como produtividade, heterogeneidade de hábitats e interações bióticas, podem ser responsáveis pela diversidade de invertebrados aquáticos (Townsend 2006). Para estudar a distribuição, composição e estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos, a caracterização do hábitat é de primordial importância (Beisel et al. 2000), uma vez que as alterações nas características morfométricas do riacho, como profundidade, velocidade de corrente e substrato, além de mudanças nas variáveis físicas e químicas do habitat, como temperatura da água, condutividade elétrica, concentrações de oxigênio, nitrogênio e fósforo, pH e vazão, podem influenciar fortemente os padrões de

distribuição espacial e temporal e os atributos da comunidade bentônica (Buss et al. 2004; Silveira et al. 2006).

A utilização de invertebrados aquáticos pode ser uma boa ferramenta para avaliar a decomposição foliar em riachos alterados pelo uso do solo. A importância dos organismos fragmentadores na decomposição foliar é, possivelmente, um dos aspectos melhor conhecido nesse processo, pois ao consumir ou retalhar folhas, gravetos e outros detritos orgânicos que entram no sistema aquático, transformam a matéria orgânica particulada grossa (MOPG) em matéria orgânica particulada fina (MOPF), o que constitui importante fonte de alimento para outros organismos, tais como os coletores (Wantzen et al., 2008). Em riachos de regiões com clima temperado, os fragmentadores são considerados abundantes, constituindo o grupo de maior importância no processo de decomposição de detrito vegetal (Abelho, 2001; Graça 2001).

No entanto, em riachos de regiões tropicais, estudos evidenciaram resultados divergentes em relação à importância dos fragmentadores (Gonçalves et al., 2006b; Wantzen e Wagner, 2006; Gonçalves et al., 2007; Landeiro et al., 2010; Moulton et al., 2010). A maior parte desses estudos demonstrou que os fragmentadores são raros ou ausentes e, assim, a decomposição de detritos vegetais nos riachos seria realizada principalmente por fungos e bactérias (Irons et al., 1994; Dobson et al., 2002; Gonçalves et al. 2006a,b).

Entender o processo de decomposição é fundamental para avaliar como ocorre a ciclagem de nutrientes e o fluxo de energia em ambientes aquáticos (Abelho, 2001). Em pequenos riachos, a produção primária é limitada, uma vez que, a cobertura de dossel, promovido pela vegetação ripária, limita a entrada de luminosidade nesses ecossistemas (Vannote et al., 1980; Abelho, 2001). Dessa forma, a principal fonte de energia para esses locais provém da decomposição de detritos alóctones, na maioria das vezes, provenientes da vegetação marginal, principalmente de folhas, flores, sementes, galhos, cascas, frutos e outras partes vegetais (Benfield, 2007). As folhas são o tipo de material alóctone mais encontrado em riachos, as quais podem representar de 41 a 98% da matéria orgânica disponível (Abelho e Graça, 1998; França et al., 2009). Desse modo, elas são rapidamente colonizadas e utilizadas por decompositores aquáticos (Tank et al., 2010).

Durante o processo de decomposição foliar em ambiente aquático ocorrem três etapas principais: a primeira é a fase de lixiviação, na qual ocorre a remoção dos compostos solúveis; a segunda é a fase de condicionamento, ocorrendo a ação de microrganismos, realizada por bactérias e fungos, cujas enzimas causam alterações estruturais e químicas nas folhas tornando os detritos mais palatáveis e de maior qualidade nutricional para a ação dos

macroinvertebrados fragmentadores. Esses últimos constituem a terceira fase da decomposição, chamada fase de fragmentação (Webster e Benfield, 1986; Graça, 2001).

Dessa forma, este trabalho teve como objetivo analisar a estrutura e composição da comunidade de invertebrados aquáticos e o papel desses organismos no processo de decomposição de detritos foliares em riachos com diferentes usos do solo. Para isso, trabalhamos com a hipótese de que a estrutura e composição da comunidade difere entre riachos urbanos, rurais e de referência. Sendo assim, atributos como riqueza de táxons, diversidade de Shannon e abundância diminuem conforme ocorre intensificação das alterações causadas pelo uso do solo. Além disso, o processamento do material orgânico alóctone por meio da ação de invertebrados aquáticos também diminui linearmente em riachos rurais e urbanos, sendo que os fragmentadores são os principais organismos a realizarem o processamento do material orgânico.

2) MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O riacho Quati, considerado de referência, (ver Figura 1A) está localizado dentro de uma Unidade de Conservação (UC), o Parque Estadual São Camilo, localizado no Município de Palotina, Estado do Paraná. A UC possui área de 385,34 ha (ver Figura 2) e está inserida na bacia hidrográfica do rio Piquiri, situada em sua totalidade na região da Bacia do Paraná (IAP, 2006). Esse riacho é um curso d'água de primeira ordem e afluente do Rio São Camilo. Apresenta aproximadamente 3,3 km de extensão, sendo 2,0 km dentro do Parque Estadual São Camilo e 1,3 km em propriedade particular, onde sofre influência agrícola. A vegetação predominante é formada por Floresta Estacional Semidecidual (IAP, 2006).

Os riachos rurais, Lopeí e Santa Rosa (ver Figura 1B e C), estão localizados no Distrito de Sede Alvorada, Município de Cascavel, Estado do Paraná, do lado esquerdo da rodovia BR-467 sentido Toledo-Cascavel. O Lopeí é um corpo d'água de segunda ordem, sendo quase totalmente influenciado por uso agrícola. O Santa Rosa é um corpo d'água de primeira ordem, afluente do Lopeí, e também apresenta dominância de uso agrícola. Em relação ao tipo de vegetação encontrada na região há a predominância de Floresta Semidecidual e Floresta Ombrófila Mista (IAP, 2006).

Os riachos urbanos, Panambi e Pinheirinho (ver Figura 1D e E), estão localizados dentro do Município de Toledo, Estado do Paraná. São riachos de primeira ordem, sendo que

o entorno dos pontos de amostragem é totalmente ocupado por residências e recebem efluentes domésticos e industriais, com dominância de uso urbano. Os riachos Lopeí, Santa Rosa, Panambi e Pinheirinho fazem parte da Sub-bacia do Rio São Francisco Verdadeiro, a qual pertence à Bacia do Paraná III. Em relação ao tipo de vegetação encontrada na região há a predominância de Floresta Semidecidual e Floresta Ombrófila Mista (IAP, 2006).

As características gerais dos locais de coleta são apresentadas na Tabela 1.



Fig. 1 Locais utilizados para execução do delineamento experimental durante o período de setembro a dezembro de 2013, na região oeste do Estado do Paraná, Brasil. A = Quati, riacho de referência; B = Lopei, rural; C = Santa Rosa, rural; D = Panambi, urbano; E = Pinheirinho, urbano. Fonte: Autores.

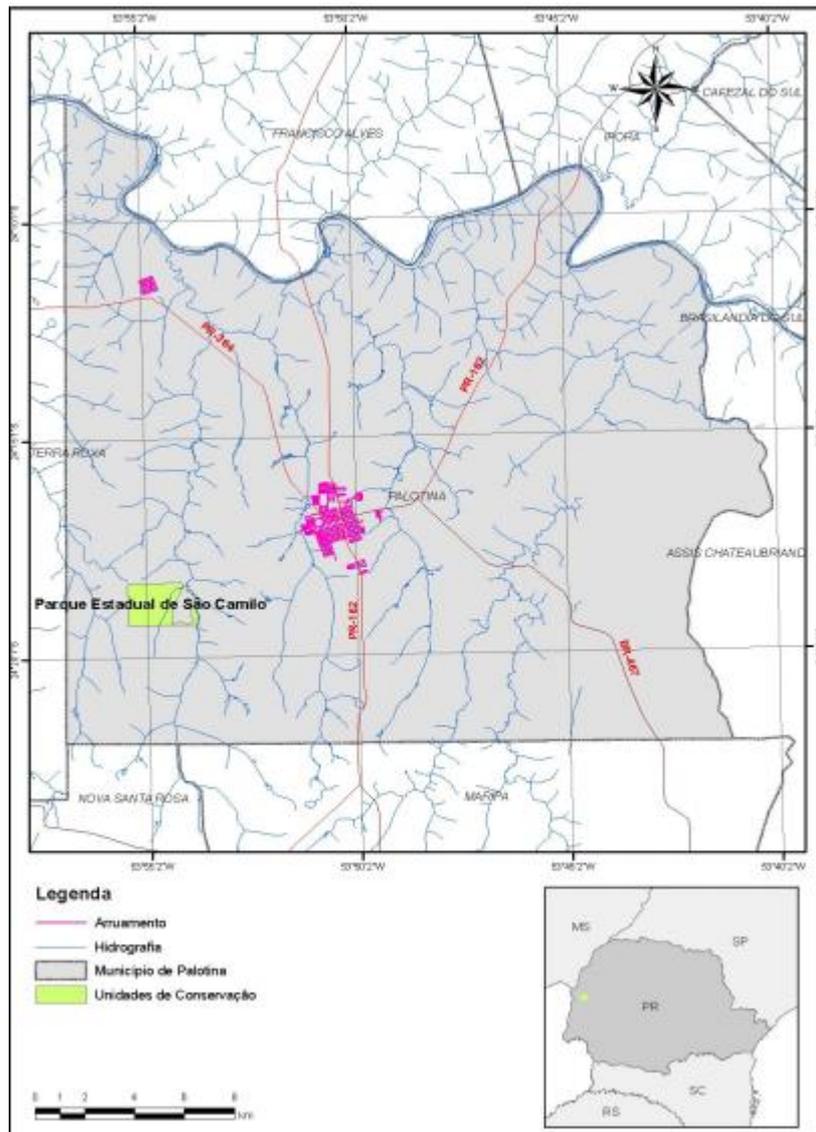


Fig. 2 Localização do Parque Estadual São Camilo no Município de Palotina, Estado do Paraná, Brasil. Fonte: IAP, 2006.

Tab. 1 Características gerais dos riachos amostrados no Estado do Paraná, Brasil, no período de setembro a dezembro de 2013.

Riacho	Ocupação do solo	Bacia Hidrográfica	Dados Pluviométricos de setembro a dezembro de 2013 (mm)	Coordenadas		Profundidade Média (m)	Largura Média (m)	Observações
				Longitude	Latitude			
Quati	Referência 86% de cobertura vegetal	Piquiri	149,1	53°54'38.73"O	24°19'03.00"S	0,43	2,80	Vegetação ciliar em ambas as margens. Substrato arenoso com diferentes texturas granulométricas. Sofre pouca influência de atividades agrícolas na nascente.
Lopei	97,2% agrícola	Paraná III	154,7	53°39'48,8"O	24°47'33,7"S	0,75	6,90	Vegetação ciliar em ambas as margens. Substrato composto por seixos e areia média. Sofre influência de atividades agrícolas.
Santa Rosa	89,93% agrícola	Paraná III	154,7	53°39'45,1"O	24°47'35,6"S	0,42	4,70	Vegetação ciliar em ambas as margens. Substrato composto por seixos e areia média. Sofre influência de atividades agrícolas.
Panambi	53,26% urbano	Paraná III	137,5	53°44'51,5"O	24°43'06,5"S	0,17	3,0	Vegetação ciliar reduzida na maioria dos trechos, com árvores esparsas. Ocupação urbana predominante no entorno. Erosão nas margens, substrato parcialmente rochoso com diferentes texturas granulométricas.
Pinheirinho	48,42% urbano	Paraná III	137,5	53°42'48"O	24°44'46"S	0,26	1,25	Vegetação ciliar reduzida na maioria dos trechos, com árvores esparsas. Ocupação urbana predominante no entorno. Erosão nas margens, substrato parcialmente rochoso com diferentes texturas granulométricas.

Fonte: Dados Pluviométricos de setembro a dezembro de 2013 (média entre os meses de coleta): IAPAR (2015); SIH (2015).

Dados de ocupação do solo: Google Earth Pro.

3) DELINEAMENTO AMOSTRAL E EXPERIMENTAL

3.1 Amostragens

3.1.1 Caracterização abiótica

Amostragens das variáveis ambientais temperatura da água, pH, turbidez (NTU), condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), vazão (m^3/s) e concentração de oxigênio dissolvido (mg/l), foram realizadas a cada 15 dias em cada um dos trechos dos riachos, no período de setembro a dezembro de 2013. As variáveis foram medidas com o uso de um equipamento multiparâmetro de qualidade da água U50 Horiba. Além disso, foram aferidas a largura e a profundidade dos riachos com auxílio de fita métrica e régua. A vazão foi determinada por meio do cálculo volume/tempo.

3.1.2 Granulometria e determinação do conteúdo de matéria orgânica

Para a determinação da textura granulométrica e conteúdo de matéria orgânica do sedimento foi obtida uma amostra utilizando o amostrador Surber ($0,04\text{m}^2$) a cada coleta. A textura granulométrica foi determinada de acordo com Suguio (1973), utilizando-se a escala de Wentworth (1992). Para determinar o conteúdo de matéria orgânica foi obtida uma amostra de 10g de sedimento seco em estufa a 60°C por 72h e, posteriormente pesado em balança de precisão e colocado em mufla a 560°C por 4 h. Após este período o material foi novamente pesado e determinado o conteúdo de matéria orgânica.

3.1.3 Decomposição do detrito foliar

Para a coleta das folhas da vegetação do entorno dos pontos de amostragem, foram instaladas quatro redes (área de $2,5\text{m}^2$) nas margens de cada riacho (duas em cada margem) (ver Figura 3A). As redes permaneceram no local de 15 a 30 dias. Posteriormente, as folhas foram coletadas das redes, pesadas (6g) em campo utilizando uma balança de precisão e acondicionadas nas bolsas para serem distribuídas, aleatoriamente, nas margens dos riachos. As bolsas para armazenar o folheto foram confeccionadas em malha de 10 mm de espessura com largura e comprimento de 15×20 cm, respectivamente (ver Figura 3B).

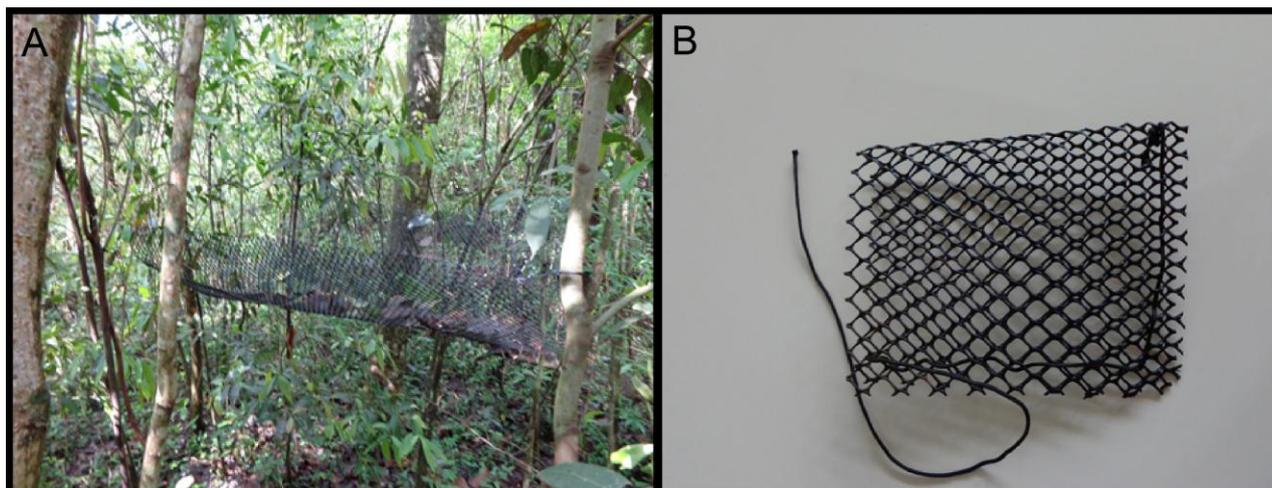


Fig. 3 Redes para coleta das folhas e bolsas que foram usadas para armazenar o folhigo. Fonte: Autores.

3.1.4 Colonização por invertebrados aquáticos

Em cada riacho foram instaladas 18 bolsas contendo folhigo ao longo de um trecho longitudinal de 20 m, medidos com auxílio de uma trena. Os tempos de incubação das bolsas foram de 15, 30, 45, 60, 75 e 90 dias. Em cada tempo foram retiradas três bolsas de cada riacho e conduzidos ao laboratório. Logo após a coleta, as folhas foram lavadas, em peneira de 250 mm, para a retirada dos invertebrados associados ao detrito foliar. As amostras de invertebrados foram armazenadas em álcool 70%, triadas, quantificadas e identificadas ao menor nível taxonômico possível, de acordo com guias taxonômicos específicos. Após a lavagem, as folhas das bolsas foram armazenadas em papel alumínio e levadas à estufa a 60 °C por 72 h para secagem até peso constante. Então, as folhas foram pesadas novamente para avaliar a taxa de decomposição através da perda de massa em relação aos tempos amostrais.

3.2 Análise de dados

3.2.1 Atributos da comunidade de invertebrados aquáticos (riqueza, diversidade, equitabilidade e abundância)

A riqueza foi calculada utilizando o índice de Margalef (Margalef, 1956) definido como $D_{(Mg)} = \frac{(S-1)}{\ln(n)}$, onde: S = número de famílias e n = número total de indivíduos. A diversidade foi expressa pela riqueza e abundância por meio da diversidade de Shannon (H')

(Maguran, 1988), definida como $H' = -\sum_{i=1}^s p_i \cdot \ln p_i$, onde: s = número de famílias e p_i = abundância de organismos. A equitabilidade foi calculada pelo índice de Pielou (Pielou, 1966) definido como $E = \frac{H'}{\ln S}$, onde: H' = índice de diversidade de Shannon e S = número de famílias, e a abundância foi expressa pelo número de organismos capturados em cada local.

Para verificar se os atributos da comunidade de invertebrados aquáticos diferiram entre os riachos categorizados com diferentes tipos de uso do solo foi realizada uma Anova Bifatorial, utilizando as categorias como fator 1, os tempos de incubação como fator 2 e os atributos da comunidade (riqueza, diversidade, equitabilidade e abundância) como variável resposta.

3.2.2 Estrutura e composição da comunidade de invertebrados aquáticos

Para testar se a estrutura e composição da comunidade de invertebrados aquáticos foi influenciada pelos tipos de uso do solo, foi realizada uma Análise Permutacional Multivariada (PERMANOVA). A significância da hipótese nula testada foi de que não houve diferença na estrutura e composição da comunidade bentônica entre os locais e que não há interação entre os locais estudados e o tempo de exposição das bolsas contendo folhigo nos riachos. Para isso, foi usado um procedimento de randomização de Monte Carlo com 10000 permutações.

O método do valor indicador (IndVal; Dufrene e Legendre, 1997) foi usado para indicar a existência de táxons indicadores, em relação ao uso do solo dos riachos (referência, rural e urbano). O valor indicador de um grupo taxonômico varia de 0 a 100 e alcança seu valor máximo quando todos os indivíduos de uma família ocorrem em todos os locais dentro de um único grupo. Para testar a significância do valor indicador para cada família/classe foi usado o procedimento de randomização de Monte Carlo com 1000 permutações.

3.2.4 Variáveis abióticas

Uma Análise de Componentes Principais (PCA) foi realizada para verificar a distribuição das variáveis abióticas entre os riachos com diferentes tipos de uso do solo. Posteriormente, uma Análise de Correspondência Canônica (CCA; Ter Braak, 1986; 1994) foi utilizada para verificar a influência das variáveis ambientais sobre a comunidade de invertebrados aquáticos nas categorias dos riachos estudados. O procedimento analítico descrito por McCune e Grace (2002) foi seguido. Para avaliar se os eixos da CCA, bem como

a correlação da matriz de dados ambientais com a matriz da comunidade de invertebrados foram significativos, o teste de Monte Carlo foi utilizado (999 randomizações).

3.2.3 Processo de decomposição

Para avaliar se a perda de massa do folhicho durante a decomposição foliar diminuiu com a intensificação das alterações causadas pelo uso do solo nos riachos categorizados foi utilizada uma Análise de Covariância (ANCOVA), utilizando como variável dependente o peso das amostras de folhicho, como variável categórica a categorização dos riachos em referência, rural e urbano, e como variável contínua o período de incubação (15, 30, 45, 60, 75 e 90 dias) das bolsas nos riachos. O peso das amostras de folhicho foi transformado em log a fim de atingir normalidade dos dados.

3.2.5 Influência de organismos fragmentadores

A influência de fragmentadores no processo de decomposição entre os riachos com diferentes tipos de uso do solo foi verificada utilizando uma correlação entre a abundância de fragmentadores e o peso das bolsas contendo folhicho. Os diferentes grupos funcionais de invertebrados aquáticos foram classificados de acordo com Merritt & Cummins (1996) e Oliveira & Nessimian (2010).

Todas as análises foram realizadas utilizando o *software* PC-Ord 5.0 (McCune e Mefford, 2006) e o Statistica 7.0. O nível de significância estatístico adotado para todas as análises foi de $p < 0,05$.

4) Resultados

4.1 Levantamento faunístico da comunidade de invertebrados aquáticos

Durante o período de estudo foram coletados 9201 indivíduos distribuídos em 49 grupos taxonômicos (ver Anexo12). No riacho referência, localizado dentro da UC, foram registrados 816 organismos com predominância das famílias Chironomidae (Ordem: Diptera) e Hydroptilidae (Ordem: Trichoptera). Nos riachos rurais foram registrados 7805 organismos, dos quais predominaram as famílias Chironomidae (Ordem: Diptera), Hydropsychidae (Ordem: Trichoptera), Simulidae (Ordem: Diptera) e Elmidae (Ordem: Coleoptera). Para os

riachos urbanos foram registrados 580 organismos, com predominância da família Chironomidae (Ordem: Diptera).

4.2 Atributos da comunidade de invertebrados aquáticos

Os atributos de riqueza de táxons ($F_{2, 70} = 12,75$, $p < 0,05$), diversidade de Shannon ($F_{2, 70} = 4,77$, $p < 0,05$) e abundância total ($F_{2, 70} = 11,80$, $p < 0,05$) apresentaram diferenças espaciais significativas quanto ao uso do solo (ver Figura 4). Maiores valores de riqueza ($S = 17$ táxons) e diversidade ($H = 1,98$) foram encontrados para o riacho referência, onde os valores médios registrados foram $S = 4,95$ táxons e $H = 0,81$, respectivamente. Os riachos urbanos apresentaram os menores valores de riqueza ($S = 1$ táxon) e diversidade ($H = 0$), onde os valores médios registrados foram $S = 1,94$ táxons e $H = 0,67$, respectivamente. A abundância apresentou uma interação significativa entre tempo de exposição (bolsas contendo folhiço) e categorias (referência, rurais e urbanos) ($F_{12, 70} = 4,89$, $p < 0,05$). Essa interação mostra que a abundância de invertebrados é maior no tempo de 15 e 45 dias de incubação para o riacho de referência, quando então sofre uma queda até o período de 90 dias. Para os riachos rurais a maior abundância é registrada no início do experimento, a qual sofre uma queda com 30 dias e atinge um pico novamente com 75 dias de incubação. Nos riachos urbanos houve menor abundância com 15 dias de incubação e maior abundância com 30 dias, onde começa a diminuir até 90 dias (ver Figura 5).

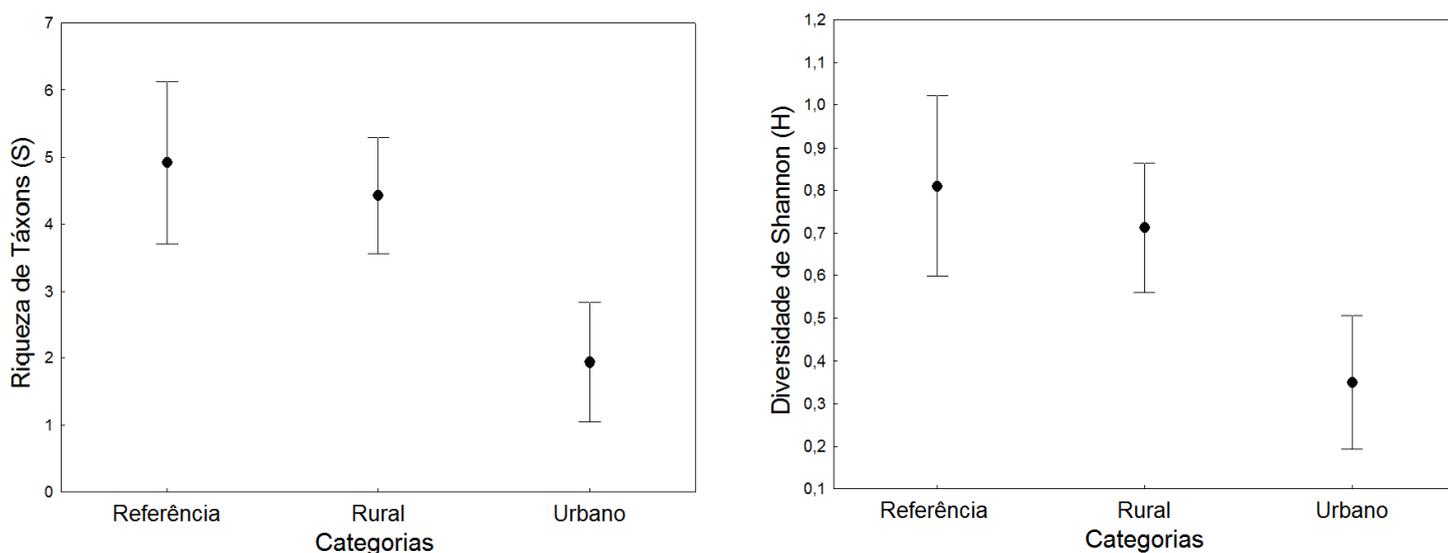


Fig. 4 Riqueza de táxons e diversidade de Shannon de invertebrados aquáticos para os riachos de referência, rurais e urbanos, amostrados na região oeste do estado do Paraná, Brasil, no período de setembro a dezembro de 2013.

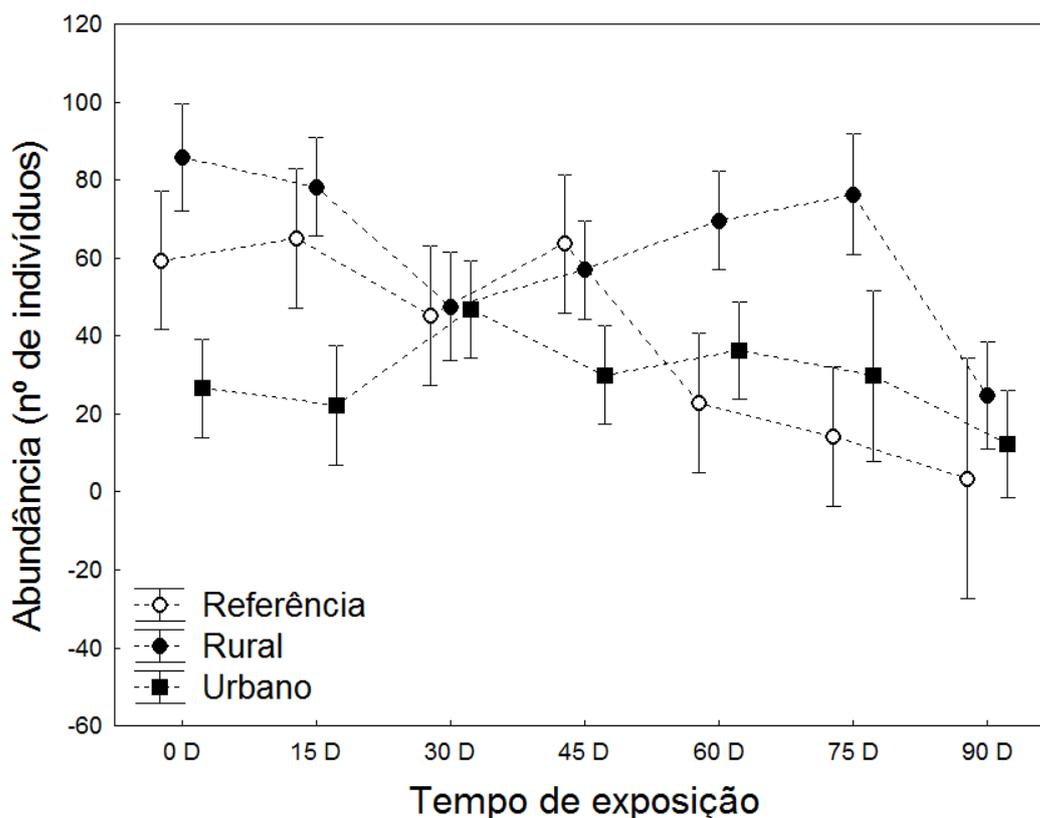


Fig. 5 Interação entre tempo de incubação das bolsas e abundância total de organismos para os riachos amostrados na região oeste do estado do Paraná, Brasil, no período de setembro a dezembro de 2013.

4.3 Estrutura e composição da comunidade de invertebrados aquáticos

Houve diferenças espaciais significativas na estrutura e composição da comunidade de invertebrados entre os locais pré-definidos (PseudoF = 5,31, $p < 0,01$), bem como para os tempos de exposição das bolsas de folhigo nos riachos (PseudoF = 3,08, $p < 0,01$), observadas pela Análise Permutacional Multivariada (PERMANOVA).

Os riachos com diferentes padrões de uso do solo foram caracterizados por diferentes organismos indicadores (IndVal; Tabela 1). Dentre os 12 táxons que apresentaram preferência significativa ($p < 0,05$) por determinado local, 6 foram indicadores do riacho de referência: Perlidae (Plecoptera), Hrydroptilidae (Trichoptera), Heteragrion (Odonata), Baetidae (Ephemeroptera), Ceratopogonidae (Diptera) e Leptoceridae (Trichoptera); 5 foram indicadores dos riachos com influência rural: Chironomidae (Diptera), Simuliidae (Diptera), Elmidae (Coleoptera), Hydropsychidae (Trichoptera) e Leptophlebiidae (Ephemeroptera); e somente Coenagrionidae (Odonata) foi indicadora dos riachos com influência urbana. Os

táxons Ceratopogonidae, Perlidae e Heteragrion foram exclusivos do riacho de referência, enquanto a família Simuliidae e Coenagrionidae foram exclusivas dos riachos rurais e urbanos, respectivamente.

Tab. 2 Sumário da análise do valor indicador (IndVal) mostrando a abundância relativa, frequência relativa e o IndVal para as famílias e os locais amostrados na região oeste do estado do Paraná, Brasil, no período de setembro a dezembro de 2013. Re: riacho de referência, Ru: riachos rurais, Ur: riachos urbanos.

Famílias	Abundância Relati			Frequência			Rel			IndVal		
	Re	Ru	Ur	Re	Ru	Ur	Re	Ru	Ur	Re	Ru	Ur
Chironomidae	15	77	8	89	89	94	14	69	7			
Simuliidae	0	100	0	0	51	3	0	51	0			
Ceratopogonidae	100	0	0	32	0	0	32	0	0			
Elmidae	18	78	3	42	57	11	8	44	0			
Perlidae	100	0	0	11	0	0	11	0	0			
Hydropsychidae	5	95	0	26	57	6	1	54	0			
Hydroptilidae	99	1	0	26	5	0	26	0	0			
Leptophlebiidae	34	66	0	16	22	0	5	14	0			
Heteragrion	100	0	0	16	0	0	16	0	0			
Coenagrionidae	0	0	100	0	0	20	0	0	20			
Baetidae	77	21	2	42	14	3	32	3	0			
Leptoceridae	93	7	0	26	3	0	25	0	0			

Os resultados apresentados incluem apenas os táxons com $p < 0,05$. Valores destacados representam organismos indicadores.

4.5 Variáveis abióticas

Os valores médios (\pm desvio padrão) das variáveis físicas, químicas e granulométricas para os locais amostrados estão apresentados na Tabela 3. O riacho de referência é caracterizado por substrato arenoso e apresenta maiores quantidades de matéria orgânica. Através da Análise de Componentes Principais (PCA) evidenciou-se que as variáveis Lama, Areia muito fina (Areia MF) e Areia fina (Areia Fi) apresentaram maior correlação com os riachos rurais, e a variável temperatura da água esteve correlacionada com os riachos urbanos (ver Figura 8). A correlação das variáveis ambientais com a distribuição dos táxons nos riachos de referência, rurais e urbanos pela Análise de Correspondência Canônica (CCA) não foi significativa (Monte Carlo test, $p > 0,05$).

Tab. 3 Sumário das variáveis físicas e químicas da água para os locais amostrados na região oeste do estado do Paraná, Brasil, no período de setembro a dezembro de 2013. T^a água: temperatura da água, O.D: oxigênio dissolvido, C.E: condutividade elétrica, Areia MG: areia muito grossa, Areia G: areia grossa, Areia M: areia média, Areia F: areia fina, Areia MF: areia muito fina, M.O: matéria orgânica.

Variáveis Abióticas	Categorias		
	Referência	Rural	Urbano
pH	6,78±0,87	6,73±0,23	6,54±0,47
T ^a água	20,28±1,47*	19,68±1,39*	21,43±1,37**
O.D	9,06±1,05	8,11±0,78	7,79±0,77
Turbidez	48,42±21,33	38,71±17,83	136,45±271,69
C.E	25,37±0,95	27,79±3,48	35,28±14,26
Vazão	4,76±1,56	11,77±5,60	1,73±0,71
Seixos	18±14,48	26,56±19,71	35,5±18,95
Grânulos	11,03±4,73	15,33±6,27	17,44±9,82
Areia MG	14,66±5,06	13,15±5,22	15,47±7,04
Areia Gr	22,29±11,94	14,6±10,25	14,54±11,39
Areia Me	19,64±8,81	18,9±11,41	11,64±10,80
Areia Fi	8,81±7,45*	6,57±6,63*	3,3±5,96**
Areia MF	4,34±1,92*	3,73±3,97*	1,55±2,87**
Lama	1,23±0,94*	1,71±1,19*	0,57±0,92**
M.O	15,65±8,78	9,03±7,87	4,14±4,09

Valores representados pela média e desvio padrão (Média±DP). * Indica diferença significativa entre os níveis do fator obtido pelo teste de Tukey.

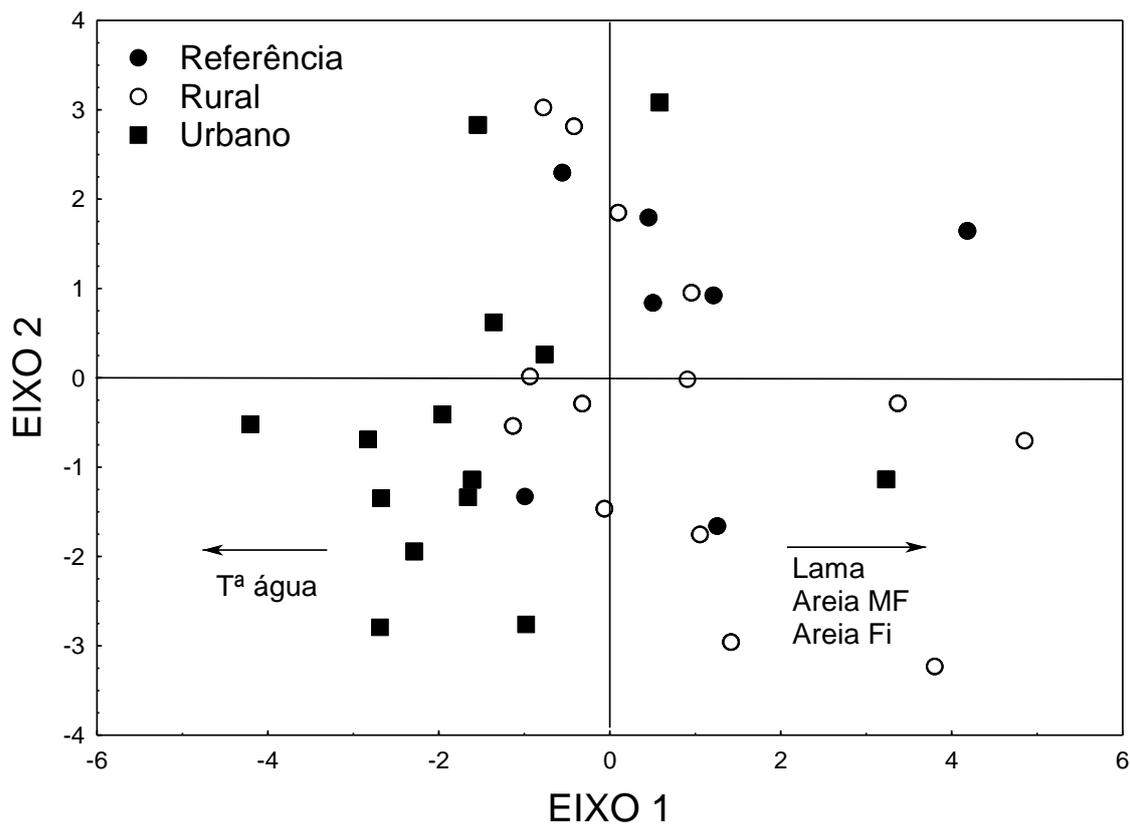


Fig. 8 Escores da distribuição das variáveis abióticas nos riachos categorizados, amostrados na região oeste do estado do Paraná, Brasil, no período de setembro a dezembro de 2013.

4.4 Processo de decomposição de detrito foliar

A Análise de Covariância (ANCOVA) mostrou que não houve diferenças significativas na taxa de decomposição entre os riachos referência, rurais e urbanos ($F_{2, 101} = 0,09$, $p > 0,05$). Porém, houve menor variabilidade no processo de decomposição para o riacho de referência (ver Figura 7).

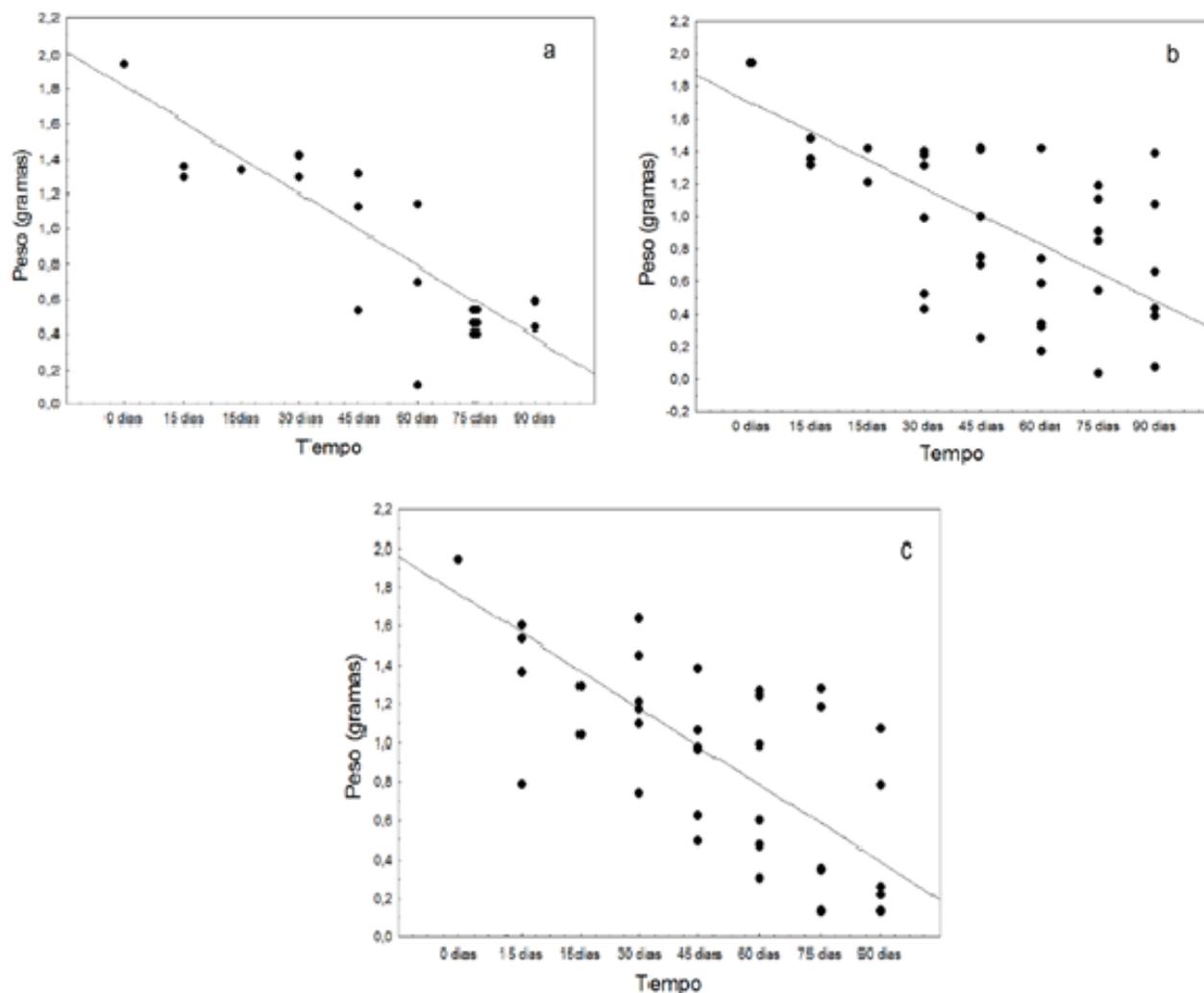


Fig.7 Variabilidade do peso do folhiço em relação ao tempo de decomposição foliar para os locais amostrados na região oeste do estado do Paraná, Brasil, no período de setembro a dezembro de 2013.

a: riacho referência, b: riachos rurais e c: riachos urbanos.

4.6 Influência de fragmentadores

A correlação entre a abundância de fragmentadores (Hydropsychidae, Leptoceridae, Oecetis, Hydroptilidae, Calamocertaide e Phylloicus) e o peso das bolsas contendo folhiço mostrou que a atividade destes organismos foi significativa para os riachos rurais ($R = 0,36$, $p < 0,05$), onde houve maior abundância de fragmentadores (ver Tabela 4).

Tab. 4 Abundância e porcentagem de organismos fragmentadores para os riachos amostrados na região oeste do estado do Paraná, Brasil, no período de setembro a dezembro de 2013.

Categorias	Abundância de fragmenta	Porcentagem de fragmenta
Referência	123	15,07%
Rurais	454	18,63%
Urbanos	2	0,34%

5) DISCUSSÃO

Os resultados desse estudo corroboram com as nossas hipóteses, demonstrando que os riachos considerados prístinos, com características preservadas, mantêm as necessidades de habitat para os invertebrados bentônicos e, em contrapartida, diferentes ocupações do solo alteram a biota bentônica no ambiente aquático.

Riachos preservados e com presença de cobertura vegetal nas margens, produzem maior quantidade de folhicho, o que serve de alimento e abrigo para muitas larvas de insetos (Ayres-Peres et al., 2006) e, conseqüentemente, aumenta atributos como diversidade e riqueza da comunidade. A maior diversidade e riqueza de táxons foram registradas no riacho de referência. As boas condições da água e do entorno deste local permitem a presença de organismos indicadores de boa qualidade de água neste riacho, como as famílias Hydroptiliidae e Leptoceridae (Trichoptera), além da presença de invertebrados sensíveis a alterações no ambiente como Perlidae (Plecoptera), registrado somente no riacho de referência.

Nos riachos rurais e urbanos foram registradas a menor riqueza e diversidade de táxons. Esses riachos sofrem a ação de atividades agrícolas e urbanas, sendo que os riachos urbanos são desprovidos de vegetação marginal, que atua na estabilidade do ambiente aquático. Dessa forma, há aporte de material alóctone para os riachos, o que altera a morfologia do substrato, a qualidade e disponibilidade de alimento e abrigo e, conseqüentemente, altera a biota e os processos ecossistêmicos (Callisto e Gonçalves, 2005), tendo como efeito menores valores de atributos como diversidade e riqueza, principalmente em riachos urbanos, como foi observado neste estudo. Além disso, a abundância foi maior nos riachos alterados pelo uso do solo. Nesses riachos há a tendência de ocorrer exclusão de organismos mais sensíveis e aumento da abundância de organismos tolerantes. A abundância total de organismos apresentou interação com o tempo de incubação das bolsas, atingindo

picos durante o início do experimento com 15, 30 e 45 dias e diminuindo até 90 dias, no final do experimento. Somente para os riachos rurais houve maiores valores de abundância com 75 dias devido a dominância de Chironomidae, táxon tolerante às alterações ambientais e com alta resiliência.

Não foi observada relação significativa entre a comunidade de invertebrados aquáticos e as variáveis abióticas estudadas, o que sugere que outras variáveis não mensuradas (quantidade de fósforo e nitrogênio na água, qualidade do alimento) podem ter influenciado na estrutura e composição da comunidade bentônica. Ainda assim, as mudanças causadas pelo uso do solo como perda de hábitat, remoção das margens, alterações na qualidade do sedimento e na disponibilidade de alimento (Graça et al., 2002; Dudgeon et al., 2006; Moya et al., 2011) parecem ser o fator que mais influenciou na estrutura e composição da comunidade de invertebrados neste estudo, uma vez que houve diferenças significativas entre os locais com diferentes tipos de uso do solo.

Em ambientes degradados por atividade antrópica, tende a ocorrer um aumento na abundância de organismos considerados tolerantes à poluição. A família Chironomidae (Diptera), a qual apresenta tolerância a situações extremas como hipóxia e grande capacidade competitiva, sendo encontrada tanto em ambientes limpos ou de boa qualidade da água, quanto em ambientes poluídos (Callisto et al. 2000), foi o táxon de maior abundância durante o período de estudo, sendo predominante no processo de decomposição de detritos, em especial nos riachos rurais. Este resultado corrobora os resultados de Moretti et al (2007), Ligeiro et al (2010), Gonçalves et al (2013) e Biasi et al (2013), que também apontam para a dominância de Chironomidae associado ao substrato vegetal em decomposição. Esse grupo se mostra importante para a ciclagem de nutrientes, pois pode ser responsável pela estruturação de toda a comunidade de invertebrados, uma vez que, por apresentar hábito generalista, pode colonizar diferentes tipos de detritos, independentemente da sua qualidade (Gonçalves et al, 2012). O papel destes organismos já foi relatado em outros estudos, que os apontaram como essenciais na ciclagem de detritos (Gonçalves et al, 2000; Callisto et al, 2007).

Apesar dos nossos resultados não terem apresentado uma relação significativa entre o processamento de matéria orgânica alóctone e o uso do solo, menor variabilidade durante a decomposição dos detritos foi observada no riacho de referência. Maiores valores dos atributos das comunidades de invertebrados aquáticos (especialmente diversidade e riqueza), possivelmente contribuíram indiretamente para uma menor variabilidade no riacho de referência. Nesse sentido, a composição e estrutura da comunidade de invertebrados aquáticos juntamente com as boas condições de hábitat (vegetação marginal, variáveis limnológicas,

disponibilidade de alimento e abrigo) proporcionadas pela área de referência, contribuem para manter menor a variabilidade da taxa de decomposição. Além disso, a presença e maior abundância de *Phylloicus* (Trichoptera) e de outros fragmentadores pode ter contribuído para a menor variabilidade nas taxas de decomposição. Os fragmentadores participam da lixiviação, primeira etapa do processo de decomposição, e são importantes retalhadores de matéria orgânica particulada grossa, transformando-a em matéria orgânica particulada fina, que servirá de alimento para outros grupos tróficos (Wantzen, et al., 2008). O gênero *Phylloicus* (Trichoptera) tem sido considerado o fragmentador mais comum dentre os que compõem esta guilda trófica (Moretti, 2005), pois são exclusivamente fragmentadoras de detritos foliares e utilizam estes recursos tanto para alimentação quanto para a construção de casulos, sendo que sua atividade de fragmentação pode ter grande contribuição dentro do processo de decomposição foliar em riachos (Wantzen e Wagner, 2006; Moretti, 2009).

Por outro lado, os riachos rurais e urbanos apresentaram maior variabilidade no processamento do detrito vegetal. Esses resultados corroboram com os encontrados por Paul et al (2006), que também relataram maior variabilidade no processamento de detritos em ambientes influenciados por atividades agrícolas e urbanas. Atividades antrópicas tem como consequência a erosão das margens e, dessa forma, há maior aporte de material alóctone para os riachos, o que altera a morfologia do substrato, a qualidade e disponibilidade de alimento e abrigo e, conseqüentemente, modifica a biota e os processos ecossistêmicos.

No presente estudo, os resultados observados quanto ao papel de invertebrados aquáticos no processamento de detritos em riachos com diferentes tipos de ocupação do solo, podem ter sido influenciados pelos períodos de chuvas intensas, os quais foram frequentes durante o experimento. Muitos fatores ambientais não podem ser controlados quando se trabalha com ambientes naturais (Diamond, 1986), dentre estes, a pluviosidade é um dos mais variáveis em regiões neotropicais. Em estudos de decomposição a precipitação local pode ser um fator determinante do processo de degradação foliar, pois o carreamento de sedimentos durante enchentes pode enterrar o folhíço (Wantzen et al., 2008) e alterar o tamanho do substrato e disponibilidade de alimento e abrigo, além de movimentar a biota bêntica (Abílio et al., 2006; Melo et al., 2003).

Durante o experimento muitas bolsas contendo folhíço ficaram completamente enterradas nas margens depois de períodos de intensa chuva, o que dificulta a ação dos organismos decompositores, tanto invertebrados, quanto fungos e bactérias que dependem da aerobiose. Nesse sentido, pode ter havido maior lixiviação das folhas nos riachos rurais e urbanos devido à grande quantidade de chuva nesses locais.

A correlação entre a abundância de fragmentadores e o peso das bolsas contendo folhigo apresentou um resultado significativo para os riachos rurais, embora a diferença na porcentagem de fragmentadores entre o riacho de referência, o qual apresentou maior riqueza de fragmentadores, e os riachos rurais tenha sido pequena. Ainda assim, a abundância dessa guilda trófica durante o período de estudo foi baixa, não sendo determinante no processamento de detrito entre os riachos com diferentes tipos de ocupação do solo, onde a decomposição pode ter sido mais influenciada pela ação de fungos e bactérias. Esse resultado reforça a menor influência de organismos fragmentadores no processo de decomposição de detritos orgânicos em riachos tropicais (Moretti et al., 2007).

Assim, os resultados deste estudo refletem como a interferência humana por meio do uso do solo por atividades agrícolas e urbanas, pode influenciar negativamente nos índices de diversidade e riqueza de famílias, e na estrutura e composição da comunidade bentônica, a ponto de mudar as características do hábitat e até excluir alguns organismos menos tolerantes. Embora os resultados deste estudo não tenham comprovado nossa hipótese sobre a influência do uso do solo nas taxas de decomposição do detrito vegetal, ficou evidente a diferença na variabilidade durante o processo de decomposição foliar entre os riachos, o que evidencia que a estrutura e composição da comunidade de invertebrados aquáticos em riachos preservados pode influenciar no processo de decomposição de detritos. Demonstra ainda, que a utilização dos invertebrados é uma boa ferramenta para avaliar a integridade do ecossistema aquático, pois fornecem informações em longo prazo, sendo agentes importantes em práticas de restauração e de gestão de recursos hídricos.

6. AFRADDECIMENTOS

Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Ensino Superior (CAPES-PROAP) pela bolsa de mestrado concedida à aluna Malacarne, T. J. e pelo suporte financeiro ao projeto. Adicionalmente, agradecemos à Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE, ao Grupo de Pesquisas em Recursos Pesqueiros e Limnologia – GERPEL, ao Laboratório de Ecologia, Pesca e Ictiologia – LEPI e ao Laboratório de Zoologia da Pontifícia Universidade Católica do Paraná - PUCPR por terem cedido o laboratório e os materiais necessários para as análises laboratoriais, e pelo apoio concedido durante a realização deste trabalho.

7) REFERÊNCIAS

- ABELHO, M., 2001. From litterfall to breakdown in streams: a review. *The Scientific World*, v.1, p.656-680.
- ABELHO, M. e GRAÇA, M. A. S., 1998. Litter in a first-order stream of a temperate deciduous forest (Margaraça Forest, central Portugal). *Hydrobiologia*, v. 386, p. 147-152.
- ABÍLIO, F. J. P.; FONSECA-GESSNER, A. A.; LEITE, R. L. e RUFFO, T. L. D. M., 2006. Gastrópodes e outros invertebrados do sedimento e associados à macrófita *Eichhornia crassipes* de um açude hipertrófico do semi-árido paraibano. *Revista de Biologia e Ciências da Terra*, v. 6, p. 165-78.
- ALLAN, J. D., CASTILLO, M. M., 2007. *Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters*. Springer, New York.
- AYRES-PERES, L.; SOKOLOWICZ, C. C. e SANTOS, S., 2006. Diversity and abundance of the benthic macrofauna in lotic environments from the central region of Rio Grande do Sul State, Brazil. *Biota Neotropica*, v. 6, p. 0-0.
- BEISEL, J. N., USSEGLIO-POLATERA, P., MORETEAU, J. C., 2000. The spatial heterogeneity of a river bottom: a key factor determining macroinvertebrate communities. *Hydrobiologia*, 422-423, 163-171.
- BIASI, C.; TONIN, A. M.; RESTELLO, R. M. e HEPP, L. U., 2013. The colonisation of leaf litter by Chironomidae (Diptera): The influence of chemical quality and exposure duration in a subtropical stream. *Limnologia-Ecology and Management of Inland Waters*, v.43, p.427-433.
- BENFIELD, E. F., 2007. Decomposition of leaf material. In: HAUER, F.R. e LAMBERTI, G.A. (Eds.). *Methods in stream ecology*. California, San Diego: Academic Press, p. 711-720.
- BUSS, D. F., BAPTISTA, D. F., NESSIMIAN, J.L., EGLER, M., 2004. Substrate specificity, environmental degradation and disturbance structuring macroinvertebrate assemblages in neotropical streams. *Hydrobiologia*, 518, 179-188.
- CALLISTO, M.; BARBOSA, F.A.R. e MORENO, P., 2000. Macrobenthic diversity on different habitats in an altitudinal lake surrounded by *Eucalyptus* plantation and secondary Atlantic forest (Southeast Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, v.12, p. 55-61.
- CALLISTO, M. e GONÇALVES JR., J.F., 2005. Bioindicadores Bentônicos. In: ROLAND, F; CESAR, D; MARINHO, M. (Orgs.) *Lições de Limnologia*. São Carlos-SP: Rima Editora, p. 371-379.
- CALLISTO, M.; GONÇALVES JR, J. F. e GRAÇA, M. A. S., 2007. Leaf litter as a possible food source for chironomids (Diptera) in Brazilian and Portuguese headwater streams. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 24, p. 442-448.

- DIAMOND, M., 1986. Effects of larval retreats of the caddisfly *Cheumatopsyche* on macroinvertebrate colonization in piedmont, USA streams. *Oikos*, p. 13-18.
- DOBSON, M.; MAGANA, A.; MATHOOKO, J.M. e NDEGWA, F.D., 2002. Detritivores in Kenyan highland streams: more evidence for the paucity of shredders in the tropics? *Freshwater Biology*. v. 47, p.909-919.
- DUDGEON, D.; ARTHINGTON A. H.; GESSNER M. O.; KAWABATA, Z.; KNOWLER, D. J.; LÉVÊQUE, C.; NAIMAN, R. J.; PRIEUR-RICHARD, A-H.; SOTO, D.; STIASSNY, M. L. J. e SULLIVAN, C. A., 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Review*, v. 81, p. 163–182.
- DUFRENE, M. e LEGENDRE, P., 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological monographs*, v. 67, p. 345-366.
- FRANÇA, S.; VINAGRE, C.; PARDAL, M. A. e CABRAL, H. N., 2009. Spatial and temporal patterns of benthic invertebrates in the Tagus estuary, Portugal: comparison between subtidal and an intertidal mudflat. *Scientia Marina*, v. 73, p. 307-318.
- GONÇALVES, J. F. JR.; ESTEVES, F. A. e CALLISTO, M., 2000. Succession and diversity of Chironomidae in detritus of *Typha domingensis* in a coastal lagoon (Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, State of Rio de Janeiro, Brazil). *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*. v. 27, p.2374-2377.
- GONÇALVES JR, J. F.; GRAÇA, M. A. S. e CALLISTO, M., 2006a. Leaf-litter breakdown in 3 streams in temperate, Mediterranean, and tropical Cerrado climates. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 25, p. 344-355.
- GONÇALVES JR, J.F.; FRANÇA, J.S.; MEDEIROS, A.O.; ROSA, C.A.; CALLISTO, M., 2006b. Leaf Breakdown in a Tropical Stream. *International Review of Hydrobiology*. v. 91, p. 164-177.
- GONÇALVES JR, J.F.; GRAÇA, M. e CALLISTO, M., 2007. Litter decomposition in a Cerrado savannah stream is retarded by leaf toughness, low dissolved nutrients and a low density of shredders. *Freshwater Biology*, v. 52, p. 1440-1451.
- GONÇALVES JR, J.F.; REZENDE, R.S.; FRANÇA, J. e CALLISTO, M., 2012. Invertebrate colonisation during leaf processing of native, exotic and artificial detritus in a tropical stream. *Marine and Freshwater Research*, v. 63, p. 428-439.
- GONÇALVES, Jr., J.F.; MARTINS, R.T.; OTTONI, B.M.P. e COUCEIRO, S.R.M., 2013. Uma visão sobre a decomposição foliar em sistemas aquáticos brasileiros. In: HAMADA, 44 N., NESSIMIAN, J.L. & QUERINO, R.B (Orgs). *Insetos Aquáticos na Amazônia Brasileira: taxonomia, biologia e ecologia*, no prelo.
- GRAÇA, M. A. S., 2001. The role of invertebrates in leaf litter decomposition in streams – a review. *Internacional Review of Hydrobiolog.* v.86, p.383-393.

- GRAÇA, M.A.; POZO, J.; CANHOTO, C. e ELOSEGI, A., 2002. Effects of *Eucalyptus* Plantation on detritus, decomposers, and detritivores in stream. *The Scientific World Journal*, v.2, p.1173-1185.
- INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ, 2015. *Desvios de precipitação e temperatura*. Londrina: IAPAR.
- INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ, 2006. *Plano de Manejo do Parque Estadual São Camilo*. Curitiba: IAP. Rev. 1.
- IRONS, J. G.; OSWOOD, M. W.; STOUT, R. e PRINGLE, C. M, 1994. Latitudinal patterns in leaf litter breakdown: is temperature really important? *Freshwater Biology*, v.32, p.401-411.
- LANDEIRO, V. L.; HAMADA, N.; GODOY, B. S. e MELO, A. S., 2010. Effects of litter patch area on macroinvertebrate assemblage structure and leaf breakdown in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia*, v. 649, p.355-363.
- MAGURAN, A. E., 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Ed. Springer, London.
- MARGALEF, R., 1956. Información y diversidad específica en las comunidades de organismos. *Investigación Pesquera*, v. 3, p. 99-106.
- MELO, A. S.; NIYOGI, C. D.; MATTHAEI, C. D. e TOWNSEND, C. R., 2003. Resistance, resilience and patchiness of invertebrate assemblages in native tussock and pasture streams in New Zealand after a hydrological disturbance. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 60, p. 731-739.
- MERRITT, R. W. e CUMMINS, K. W., 1996. *An introduction to the aquatic insects of North America*. Kendall/ Hunt Publishing Company, Dubuque, IA.
- MOYA, N.; HUGHES, R. M.; DOMÍNGUEZ, E.; GIBON, M. F.; GOITIA, E. e OBERDORFF, T., 2011. Macroinvertebrate-based multimetric predictive models for evaluating the human impact on biotic condition of Bolivian streams. *Ecological Indicators*, v.11, p. 840-847.
- MORETTI, M. S., 2005. Decomposição de detritos foliares e sua colonização por invertebrados aquáticos em dois córregos na Cadeia do Espinhaço (MG). Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG. Master thesis.
- MORETTI, M. S., 2009. Comportamento de larvas de *Phylloicus* sp. (Trichoptera: Calamoceratidae): um fragmentador característico de córregos neotropicais. Belo Horizonte: Universidade de Minas Gerais. 86 p. Tese de Doutorado.
- MORETTI, M.S.; GONÇALVES JR., J.F.; LIGEIRO, R.; CALLISTO, M., 2007. Invertebrates colonization on native tree leaves in a neo-tropical stream (Brazil). *International Review of Hydrobiology*, v. 92, p.199–210.

- MOULTON, T. P.; MAGALHAES-FRAGA, S. A.; BRITO, E. F. E BARBOSA, F. A. 2010. Macroconsumers are more important than specialist macroinvertebrate shredders in leaf processing in urban forest streams of Rio de Janeiro, Brazil. *Hydrobiologia*, v. 638, p.55-66.
- MC-CUNE, B., GRACE, J. B., 2002. Analysis of Ecological Communities. MjM Software Design, Gleneden Beach.
- MCCUNE, B. e MEFFORD, M. J., 2006. *PC-ORD 5.0, Multivariate analysis of ecological data*. Gleneden Beach, Oregon, USA.
- OLIVEIRA, A. L. H. e NESSIMIAN, J. L., 2010. Spatial distribution and functional feeding groups of aquatic insect communities in Serra da Bocaina streams, southeastern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 22, p. 424-441.
- PAUL, M. J.; MEYER, J. L. e COUCH, C. A., 2006. Leaf breakdown in streams differing in catchment land use. *Freshwater Biology*, v. 51, p. 1684-1695.
- PIELOU, E. C., 1966. Species diversity and pattern diversity in the study of ecological succession. *Journal Theory Biology*, v. 10, p. 370-383.
- SILVEIRA, M. P., BUSS, D. F., NESSIMIAN, J. L., BAPTISTA, D. F., 2006. Spatial and temporal distribution of benthic macroinvertebrates in a southeastern Brazilian river. *Brazilian Journal of Biology*, 66, 623-632.
- SISTEMA DE INFORMAÇÕES HIDROLÓGICAS, 2015. *Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Paraná*. Curitiba: SIH.
- SUGUIO, K., 1973. *Introdução à sedimentologia*. São Paulo: Edgard Blücher, 317 p.
- TANK, J. L.; ROSI-MARSHALL, E. J.; GRIFFITHS, N. A.; ENTEKIN, S. A. e STEPHEN, M. L., 2010. A review of allochthonous organic matter dynamics and metabolism in streams. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 29, p. 118-146.
- TER BRAAK, C. J. F. e LOOMAN, C. W. N., 1986. Weighted averaging, logistic regression and the Gaussian response model. *Vegetatio*, v. 65, p. 3-11.
- TER BRAAK, C. J. F. e LOOMAN, C. W. N., 1994. Biplots in reduced-rank regression. *Biometrical Journal*, v. 36, p. 983-1003.
- TOWNSEND, C. R., BEGON, M., HARPER, J. L., 2006. *Fundamentos em ecologia*. Artemed, Porto Alegre.
- VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R. e CUSHING, C. E., 1980. The river continuum concept. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, v. 37, p. 130-137.
- WANTZEN, K. M. e WAGNER, R., 2006. Detritus processing by invertebrate shredders: a neotropical-temperate comparison. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 25, p. 216-232.

WANTZEN, K. M.; ROTHHAUPT, K. O.; MÖRTL, M.; CANTONATI, M.; LÁSZLÓ, G. e FISCHER, P., 2008. Ecological effects of water-level fluctuations in lakes: an urgent issue. *Hydrobiologia*, v. 613, p. 1-4.

WEBSTER, J. R.; BENFIELD, E. F. 1986. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*. v.17, p. 567–594.

WENTWORTH, C. K., 1992. A Scale of Grade and Class Terms for Classic Sediments. *The Journal of Geology*, v. 30, p. 377-392.

ANEXOS

Anexo 1. Táxons e abundância de invertebrados aquáticos coletados nos riachos pouco impactado, rurais e urbanos, amostrados na região oeste do estado do Paraná, Brasil, no período de setembro a dezembro de 2013.

1: riacho de referência, 2: riachos rurais e 3: riachos urbanos.

Grupos taxonômicos	Número de indivíduos		
	Re	Ru	Ur
Collembola	0	9	2
Nematoda	35	16	38
Anellida	0	5	0
Oligochaeta	4	3	0
Hirudinea	0	3	0
Crustacea			
Aeglidae	0	8	0
Aegla	2	12	0
Gastropoda			
Planorbidae	0	1	0
Diptera			
Chironomidae	535	5217	490
Simuliidae	0	777	2
Ceratopogonidae	43	32	0
Empididae	4	0	1
Dytiscidae	2	0	0
Tipulidae	3	17	1
Scatopsidae	1	0	0
Coleoptera			
Elmidae	21	173	7
Heterelmis	2	0	0
Staphylinidae	0	1	0
Lutrochidae	2	5	0
Hemiptera			
Veliidae	0	3	0
Mesovellidae	0	0	2
Corixidae	0	1	0
Belostomatidae	1	0	0
Naucoridae	1	0	0
Plecoris	0	3	0
Plecoptera			
Perlidae	3	0	0
Anacroneuria	1	0	0
Macrogynoplax	3	0	0
Gripopterygidae	0	0	5
Tupiperla	1	0	0
Trichoptera			

Hydropsychidae	38	1443	2
Smicridae	0	0	7
Hydroptilidae	72	2	0
Hydrophilidae	0	1	2
Calamoceratidae	1	8	0
Phylloicus	4	0	0
Leptoceridae	7	1	0
Oecetis	1	0	0
Ephemeroptera			
Leptophlebiidae	10	37	0
Baetidae	4	13	1
Odonata			
Aeshnidae	1	1	0
Libellulidae	1	6	1
Elasmotheremis	0	5	0
Calopterygidae	4	1	2
Megapodagrionidae	3	2	1
Heteragrion	4	0	0
Coenagrionidae	0	0	18
Gomphidae			
Epigomphus	1	0	0
Phylocyclus	1	0	0
Abundância total	816	7805	580

APÊNDICES

Apêndice 1. Normas da Revista *Brazilian Journal of Biology*

Aims and Scope

The **Brazilian Journal of Biology**® is a scientific journal devoted to publishing original articles in all fields of the Biological Sciences, *i.e.*, General Biology, Cell Biology, Evolution, Biological Oceanography, Taxonomy, Geographic Distribution, Limnology, Aquatic Biology, Botany, Zoology, Genetics, and Ecology. Priority is given to papers presenting results of research in the Neotropical region. Material published includes research papers, review papers (upon approval of the Editorial Board), notes, book reviews, and comments.

Editorial Policy

The Journal, which issues four numbers a year (February, May, August, and November), publishes papers only in English with an included abstract in Portuguese. Original manuscripts should be sent to the Editor-in-Chief or any of the Editorial Board members. Those submitted and authored by more than one author should present the agreement of the co-authors.

Papers should comply with the instructions listed below.

(Otherwise they will be sent back to the authors for reformulation.) After being checked for presentation and style, they will then be evaluated by the advisors, *i.e.*, specialists analyzing for originality, scientific quality, and relevance. Approved papers are sent to outside referees. The Editorial Board decides for acceptance or rejection on the basis of critiques submitted by the referees.

The **Brazilian Journal of Biology**® strives to publish the papers within 6-8 months after acceptance, so that prompt return of proofs by the authors and revised papers by the referees is urged.

Rejected originals will not be returned to the authors.

Instructions for Preparation of Manuscripts

Three copies of the manuscript should be submitted. They should be typewritten, neat, and free of errors or with clear handwritten corrections. They should be double-spaced, source: Time New Roman, size 12 with a margin of 3 cm and 2 cm left to right, justified alignment and typed on one side of A4 paper (white and of good quality).

The contents of the manuscript should be organized in the following sequence on the front page: Title, Name(s) of author(s), Institution with address, Number of figures, and Running title. The second page must contain: Abstract with *Keywords* (maximum, 5) and the *Resumo* in Portuguese with *Palavras-chave* (5). The items on subsequent pages are: Introduction, Material and Methods, Results, Discussion, and Acknowledgments. References should be listed, starting on a separate page, after the conclusion of the manuscript. The paper should be as free as possible of footnotes.

The following information should accompany all species cited in the article:

- for zoology, the author's name and the publication date of the original description should be given the first time the species is cited in the work;
- for botany and ecology, only the name of the author who made the description should be given the first time the species is cited in the work.

Tables and Figures

Tables should be numbered by Arabic numerals; descriptive legend should appear at the top. Figures should be numbered in the preceding way. Figure captions should be grouped on a separate sheet of paper. Do not type captions on the figures themselves.

Tables and Figures must be presented individually on separate sheets of white paper.

Original figures should be submitted on good quality paper with drawings in black ink and clear lettering, designed as to remain readable after reduction, on scales and graphs. References in the text to figures and tables should be indicated as in these two examples: (see Figure 1) or (as shown in Table 2). Photo- and electron micrographs should have scales.

Color photographs will not be accepted, unless the author agrees to pay for additional cost.

Units, Symbols, and Abbreviations

Only standard international units are acceptable. Authors are urged to comply with the rules for biological nomenclature.

References

1. *Citation in the text:* Use the name and year system: Reis (1980); (Reis, 1980); (Zaluar and Rocha, 2000). for

more than two authors use et al.

2. Citations from the list of references in line with *ISO 690/1987*.

All references cited in the text should be listed alphabetically according to the first authors. References should start on a separate sheet.

Examples:

LOMINADZE, DG., 1981. Cyclotron waves in plasma. 2nd ed. Oxford: Pergamon Press. 206 p. International series in natural philosophy, no. 3.

WRIGLEY, EA., 1968. Parish registers and the historian. In STEEL, DJ. National index of parish registers. London: Society of Genealogists. p. 15-167.

CYRINO, JEP. and MULVANEY, DR., 1999. Mitogenic activity of fetal bovine serum, fish fry extract, insulin-like growth factor-I, and fibroblast growth factor on brown bullhead catfish cells - BB line. *Revista Brasileira de Biologia = Brazilian Journal of Biology*, vol. 59, no. 3, p. 517-525.

LIMA, PRS., 2004. Dinâmica populacional da Serra Scomberomorus brasiliensis (Osteichthyes; Scombridae), no litoral ocidental do Maranhã-Brasil. Recife: Universidade Federal Rural de Pernambuco. 45 p. Dissertação de Mestrado em Recursos Pesqueiros e Aquicultura.

WU, RSS., SHANG, EWV. and ZHOU, BS., 2006. Endocrine disrupting and teratogenic effects of hypoxia on fish, and their ecological implications. In *Proceedings of the Eighth International Symposium on Fish Physiology, Toxicology and Water Quality, 2005*. Georgia, USA: EPA. p. 75-86.

Final Recommendations

Papers should not exceed 25 typewritten pages including figures, tables, and references. Figures and Tables should be kept to the minimum necessary, and have a maximum of 30 cm in height by 25 cm in width. Each table or figure should appear on a separate sheet. Before sending a manuscript to the **Brazilian Journal of Biology®**, proofread the final version very thoroughly and correct any remaining errors.

Notes and Comments should not exceed 4 typewritten pages including figures, tables, and references.