

Avaliação da qualidade ambiental de uma microbacia no sul do Brasil através de diferentes abordagens

Environment quality assessment of a microbasin in southern Brazil through different approaches

Carlos Eduardo Copatti^{1(*)}

Thaís Berger Moreira²

Carin Adriane Menzel³

Resumo

Ambientes lóticos são sistemas integrados que necessitam abordagens integradas para o estudo de impactos ambientais. Este trabalho teve como objetivo avaliar a qualidade ambiental na microbacia do rio Fiúza, Panambi - RS. Foram analisados três trechos no rio Fiúza e três trechos no arroio Moinho, seu principal afluente. Foram avaliados os seguintes aspectos: composição e diversidade de macroinvertebrados bentônicos, diversidade de habitats através de um protocolo de avaliação rápida; índice biológico BMWP' e análises físico-químicas e microbiológicas da água. Ao todo, foram coletados 832 indivíduos pertencentes a 25 táxons de macroinvertebrados bentônicos. Os táxons que apresentaram maior número de indivíduos foram: Chironomidae (252), Hydropsychidae (154) e Leptophlebiidae (140). A avaliação de diversidade de habitats indicou que nenhum trecho manteve sua condição natural. O índice BMWP' demonstrou que a qualidade da água foi aceitável apenas em dois trechos. De uma maneira geral, os trechos mais distantes da influência urbana apresentaram a maior diversidade. A análise de coliformes termotolerantes e dos parâmetros físico-químicos caracterizaram a água imprópria para uso. Conclui-se que a microbacia do rio Fiúza apresenta-se alterada, principalmente na zona urbana devido à atividade antrópica.

Palavras-chave: qualidade da água; macroinvertebrados bentônicos; hironomidae; índice BMWP'; coliformes termotolerantes.

1 Dr.; Biólogo; Professor Adjunto do Instituto de Biologia, Departamento de Zootecnia, Universidade Federal da Bahia; Endereço: Rua Barão de Geremoabo, 147, *Campus* de Ondina, CEP: 40170-290, Salvador, Bahia, Brasil; E-mail: carloseduardocopatti@yahoo.com.br (*) Autor para correspondência.

2 Bolsista PIBIC, CNPq no Laboratório de Carcinologia do Departamento de Biologia do Setor de Ecologia da Universidade Federal de Lavras, Endereço: Caixa Postal 3037, CEP: 37200-000, Lavras, Minas Gerais, Brasil; E-mail: thaisbergermoreira@hotmail.com

3 Especialista; Bióloga; Universidade de Cruz Alta, Cruz Alta; Endereço: Rua Andrade Neves, 308, CEP: 98025-810, Cruz Alta, Rio Grande do Sul, Brasil; E-mail: carinmenzel@hotmail.com

Abstract

Lotic ecosystems are integrated systems which need integrated approaches to the study of environmental impacts. This work aimed to evaluate the environmental quality in the microbasin of Fiúza River, Panambi (RS). Were analyzed three stretches in Fiúza River and three stretches in arroio Moinho, its main tributary. So, they were evaluated: composition and diversity of benthic macroinvertebrates, habitat diversity by the use of a rapid evaluation protocol; BMWP' biological index and physical, chemical and microbiological water analysis. In total 832 individuals were collected of 25 *taxa* of benthic macroinvertebrates. The *taxa* that presented higher number of individuals were: Chironomidae (252), Hydropsychidae (154) and Leptophlebiidae (140). The habit diversity evaluation demonstrated that the stretches didn't maintain its natural status. The BMWP' index showed that the water quality was acceptable in only two stretches. In general, the stretches farther of the urban influences had the highest diversity. The termotolerants coliforms and physical-chemical parameters analysis characterized the water as improper to use. It's concluded that the microbasin of Fiúza River is altered, mainly in the urban zone due to anthropogenic activity.

Key words: water quality; benthic macroinvertebrates; chironomidae; BMWP' index; termotolerants coliforms.

Introdução

Os rios refletem o que ocorre nas áreas de entorno, como uso e ocupação do solo, uma vez que ecossistemas aquáticos são sistemas integrados. Assim, para a realização de uma avaliação ambiental é necessária uma análise que integre todos os fatores atuantes, não sendo os parâmetros físicos e químicos água o único fator contemplado. Portanto, devem-se englobar também outras ferramentas que determinem a qualidade do meio com base em parâmetros biológicos e avaliação de habitats. Muitas destas utilizam análises das comunidades aquáticas e das estruturas e funcionamento dos ecossistemas (CALLISTO et al., 2001; BAPTISTA, 2008).

A alteração antrópica é refletida na disponibilidade de habitat no ambiente

e na composição trófica deste, pois os organismos vivos estão inseparavelmente inter-relacionados com o seu ambiente, sendo mutuamente influentes, e modificando as propriedades um do outro (RODRIGUES et al., 2010). Conforme Buss et al. (2008), o biomonitoramento fornece informações sobre os efeitos de estressores no sistema biológico, podendo-se, eventualmente, interferir sobre a qualidade e a quantidade do distúrbio. Segundo os mesmos autores, o biomonitoramento tem ainda importância fundamental na avaliação da efetividade das medidas de controle, ao avaliarem se ocorreu ou não restauração desejada. Com este intuito, os protocolos de avaliação rápida de diversidade de habitats são ferramentas de avaliação qualitativa dos ecossistemas, utilizados para estimar a diversidade de habitats, caracterizarem os trechos da bacia

em estudo e verificar o nível dos impactos, condições de habitat e nível de conservação (CALLISTO et al., 2002).

O monitoramento da qualidade da água por indicadores biológicos tem sido usado para a verificação de alterações espaciais e temporais (CAIRNS et al., 1993). Dessa forma, considerando que a maior parte desses ecossistemas estão sujeitos a distúrbios ambientais, que podem vir a interferir nos processos físicos, químicos ou biológicos associados à manutenção da vida aquática, é muito provável que os organismos da biota apresentem mudanças em seu comportamento, estrutura e organização (KARR, 1991). Dentre os organismos, potencialmente afetados, encontram-se os macroinvertebrados bentônicos, considerados bons indicadores da qualidade de água em ambientes lóticos (MONTEIRO et al., 2008), porque possuem locomoção limitada, se fixam ao substrato e têm um ciclo de vida relativamente longo (JUNQUEIRA; CAMPOS, 1998). Soma-se a isso o fato de que a distribuição, a ocorrência e a abundância da macrofauna bentônica dependem muito da característica ambiental predominante, principalmente corrente, substrato, disponibilidade de alimento, abrigo contra predadores e homeostase do meio (MERRITT; CUMMINS, 1996), demonstrando a efetividade do uso de tais organismos em ações de biomonitoramento da qualidade de cursos hídricos.

Dessa forma, acredita-se que uma visão que integre análises de composição e diversidade de macroinvertebrados bentônicos, parâmetros físico-químicos e microbiológicos de qualidade da água e protocolos de avaliação rápida de habitats pode propiciar um efetivo estudo acerca da condição ambiental de

microbacias, auxiliando, inclusive para que ações preservacionistas sejam efetuadas. O objetivo deste estudo foi providenciar tal informação para a microbacia do rio Fiúza em Panambi - RS.

Material e Métodos

Área de estudo

Panambi encontra-se no Planalto Médio Gaúcho, região Noroeste, situado nas coordenadas geográficas 28°17'33" Sul e 53°30'06" Oeste. O município possui área de 409,9 km² e está a 418 m de altitude. O clima é subtropical úmido e a formação fitoecológica é floresta estacional semidecidual. O estudo foi desenvolvido no rio Fiúza (rio de 2ª ordem) e em seu afluente principal, denominado arroio Moinho, ambos localizados no município de Panambi - RS, sendo o rio Fiúza responsável pelo abastecimento de água do município. A microbacia hidrográfica cobre uma área de aproximadamente 190 km², dos quais 150 km² situam-se em Panambi - RS. A microbacia do rio Fiúza está inserida na bacia hidrográfica do Rio Ijuí, localizada a norte-noroeste do Rio Grande do Sul. A bacia hidrográfica do rio Ijuí possui área de 10.849 km² e encontra-se na região hidrográfica da bacia do rio Uruguai (BRASIL, 2006).

As amostragens dos macroinvertebrados bentônicos foram realizadas em seis trechos distintos, sendo três deles no rio Fiúza (cerca de 10 a 20 m de largura) e outros três no arroio Moinho (cerca de 4 a 5 m de largura). Em todos os ambientes de coleta, a profundidade não superou 40 cm. A velocidade média e a vazão média no rio Fiúza e no arroio Moinho

foram, respectivamente, 0,47 e 0,18m/s e 2482 e 202 L/s. As análises ambientais e a coleta dos macroinvertebrados bentônicos ocorreram em fevereiro de 2011.

O primeiro trecho do rio Fiúza (28°17'40.90"S; 53°29'02.27"O) está localizado em área de transição entre as zonas rural e urbana do município. O fundo é composto principalmente de cascalhos, com pedaços de troncos submersos e sedimento. O segundo (28°17'59.99"S; 53°29'02.27"O) e o terceiro trecho (28°17'34.51"S; 53°29'42.73"O) estão localizados na área urbana. Em ambos, o fundo é composto por rochas e sedimentos (areia), com presença de inúmeros resíduos antrópicos.

O primeiro trecho do arroio Moinho (28°16'38.75"S; 53°29'19.37"O) está localizado em área de transição entre as zonas rural e urbana. Seu fundo é composto por pedras, lama e folhiços. O segundo (28°17'07.71"S; 53°29'59.15"O) e o terceiro trecho (28°17'25.91"S; 53°30'19.44"O) estão localizados na área urbana. Em ambos, o fundo apresenta grande deposição de lama e areia. O terceiro trecho do arroio Moinho se encontra próximo ao local de sua foz no rio Fiúza.

Amostragem e análise

Para as coletas dos macroinvertebrados bentônicos, utilizou-se um coletor do tipo surber de 0,33 cm X 0,33 cm, com malha de 0,25 µm. O sedimento foi armazenado em potes plásticos com formaldeído 10% e posteriormente colocado em bandejas para procedimento de triagem. Para cada trecho, foram retiradas dez amostras (dez repetições). Os exemplares de macroinvertebrados bentônicos coletados foram identificados preferencialmente ao nível de família e

grupo funcional, com auxílio de bibliografia (MERRITT; CUMMINS, 1996; FERNANDEZ; DOMINGUES, 2001; COSTA et al., 2006; MUGNAI et al., 2010) e se encontram na forma de coleção didática no Laboratório de Ecologia da Universidade de Cruz Alta (UNICRUZ).

A análise da diversidade abordou riqueza total (S), índice de Shannon-Wiener (H'), equitabilidade de Pielou (J') e a dominância do principal táxon (k), sendo esta última, definida pelo percentual de ocorrência do táxon mais abundante em relação aos demais. Para a determinação dos referidos índices, foi utilizado o programa Biodiversity Professional (McALEECE, 1997), bem como para montar as curvas de estimadores de riquezas para espécies (que consiste no número real de espécies coletadas no somatório dos trechos) e Jack-knife 1 (que estima a riqueza total a partir de espécies que ocorrem em apenas uma amostra), e curvas de rarefação (que calcula o número esperado de espécies em cada amostra para um tamanho de amostra padrão). Além disso, determinou-se a riqueza para os táxons Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT); designados por Rosenberg e Resh (1993) como muito sensíveis às interferências ambientais.

Realizou-se a análise dos locais de coleta, seguindo o protocolo simplificado proposto por Callisto et al. (2002). Também, foi verificada a extensão da mata ripária em ambas as margens do rio e a presença de impactos antrópicos na área de entorno. O índice biológico Biological Monitoring Work Party System (BMWP') adaptado por IAP (2007) foi aplicado para auxiliar na avaliação da qualidade da água. Este índice considera os macroinvertebrados bentônicos ao nível de família em cada trecho e pontua cada táxon de acordo com a sensibilidade à

poluição, classificando a qualidade da água desde péssima até excelente.

Procedeu-se análise físico-química e microbiológica da água: turbidez (NTU), alcalinidade (mg/L CaCO₃), dureza (mg/L CaCO₃), demanda química de oxigênio – DQO (mg/L O₂), amônia (mg/L NH₃), pH, coliformes termotolerantes (NMP/100ml), coliformes totais (NMP/ml) e mesófilos heterotróficos (UFC/ml). As análises foram realizadas no Laboratório de Águas da Unicruz de acordo com Clesceri e Greenberg (2005) e os dados foram analisados à luz da Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005 (BRASIL, 2005).

Resultados e Discussão

Ao todo, foram coletados 832 indivíduos pertencentes a 25 táxons. Os organismos foram classificados para os filos Annelida (Oligochaeta e Hirudinea) e Arthropoda (Crustacea e Insecta). Os táxons que apresentaram maior número de indivíduos foram: Chironomidae (252), Hydropsychidae (154) e Leptophlebiidae (140). Para os táxons Isopoda, Gomphidae e Nymphulini foi encontrado apenas um indivíduo. Apenas três táxons ocorreram em todos os trechos de coleta: Aeglididae, Hydropsychidae e Chironomidae (Tabela 1).

Tabela 1 - Abundância total e grupo funcional de macroinvertebrados bentônicos na microbacia do rio Fiúza

Táxons	Grupo funcional	A1	A2	A3	F1	F2	F3	Total
Annelida								
Oligochaeta	Filtrador	2	9	-	9	1	-	21
Hirudinea	Predador	-	3	43	1	-	1	48
Arthropoda								
Crustacea								
Aeglididae	Fragmentador/ Predador	13	1	1	10	13	6	44
Isopoda	Coletor	-	1	-	-	-	-	1
Insecta								
Megaloptera								
Corydalidae	Predador	5	-	-	2	-	1	8
Trichoptera								
Hydropsychidae	Coletor/Filtrador	62	14	1	44	25	8	154
Philopotamidae	Filtrador	-	-	-	11	2	-	13
Hydrobiosidae	Predador	-	-	-	3	-	-	3
Plecoptera								
Perlidae	Predador	4	-	-	-	-	-	4
Gripopterygidae	Predador	2	-	-	4	-	2	8

(Continua...)

(...Conclusão)

Táxons	Grupo funcional	A1	A2	A3	F1	F2	F3	Total
Ephemeroptera								
Leptophlebiidae	Coletor	12	11	-	46	35	36	140
Baetidae	Raspador	2	8	-	-	-	-	10
Tricorythidae	Coletor	17	7	1	3	-	-	28
Diptera								
Simuliidae	Coletor	3	-	1	3	-	3	10
Chironomidae	Filtrador/Coletor	1	81	153	1	10	6	252
Tipulidae	Predador	-	-	-	2	-	-	2
Culicidae	Predador	-	-	-	-	2	-	2
Coleoptera								
Elmidae	Coletor	9	3	-	19	8	5	44
Dryopidae	Raspador	9	-	1	-	3	-	13
Scirtidae	Fragmentador	-	1	-	-	-	-	1
Hydrophilidae	Predador	2	-	-	12	-	3	17
Odonata								
Coenagrionidae	Predador	-	3	1	-	-	-	4
Gomphidae	Predador	-	-	-	-	1	-	1
Lepidoptera								
Nymphulini	Coletor	-	-	1	-	-	-	1
Hemiptera								
Gerridae	Predador	-	-	-	1	1	1	3
Total		143	142	203	171	101	72	832

Fonte: Autores (2012).

Nota: A = arroio Moinho. F = rio Fiúza.

Os cinco grupos funcionais identificados neste estudo foram: predador (12 táxons), coletor (8 táxons), filtrador (4 táxons), raspador (2 táxons) e fragmentador (2 táxons) (Tabela 1). O grupo de predadores, segundo Vannote et al. (1980), possui abundância relativamente constante, já que dependem diretamente da presença de outros macroinvertebrados e não dos gradientes de produtividade ou disponibilidade de partículas orgânicas. Apesar de predadores serem o grupo funcional mais representativo nesta pesquisa em número de táxons,

observa-se que em abundância de indivíduos, o grupo funcional dos coletores se destaca (Ex. Chironomidae, Hydropsychidae e Leptophlebiidae). Assim, para este estudo, predadores dependem essencialmente da presença de coletores e mesmo dos demais táxons que atendam suas exigências alimentares (KOUAMÉ et al., 2010; COPATTI et al., 2013a).

Já organismos fragmentadores e raspadores foram menos abundantes neste trabalho, indicando que são mais sensíveis aos efeitos da poluição e disponibilidade

de recursos alimentares do que predadores e coletores. Whiles e Wallace (1997) acrescentam que organismos fragmentadores alimentam-se de matéria orgânica grossa, possibilitando que a matéria orgânica fina sirva de alimento para coletores e filtradores. Copatti et al. (2010) explicam que a menor ocorrência de fragmentadores está relacionada ao fato dos rios situarem-se em locais com escassa mata ripária e, conseqüentemente, baixa oferta de recursos vegetais alóctones. Tal informação corrobora para este estudo, pois em grande parte de sua extensão, a mata ripária é inexistente ou escassa na microbacia do rio Fiúza. Para a estruturação da teia trófica envolvendo macroinvertebrados bentônicos, a deficiência em número de representantes deste nicho trófico pode afetar o estabelecimento de relações ecológicas.

Chironomidae foi o táxon mais abundante (Tabela 1). Os Chironomídeos, dentre os bioindicadores, quase sempre se apresentam como dominantes nos ambientes aquáticos, devido a sua tolerância a situações extremas de oxigenação e por apresentarem grande capacidade competitiva (CALLISTO et al., 2001). Sua presença é verificada em todos os ambientes que apresentam características eutróficas (MARQUES et al., 1999; BUBINAS; JAGMINIENÉ, 2001;

COPATTI et al., 2013a). Tal dado é confirmado neste estudo, uma vez que a microbacia do rio Fiúza recebe grande aporte de esgotos domésticos, fornecendo altas quantidades de alimento para os Chironomídeos. Além disso, o arroio Moinho por possuir uma menor vazão de água, tende a apresentar maior acúmulo de matéria orgânica, sustentando maior abundância de Chironomídeos.

De forma geral, a diversidade foi maior no rio Fiúza em comparação com o arroio Moinho (Tabela 2) e, na medida em que ambos os cursos hídricos percorrem o trecho urbano, reduziram sua diversidade. Isto pode ser explicado pelo fato de receberem grande aporte de efluentes domésticos, bem como a ocorrência de outros impactos ambientais evidentes, como erosão das margens e ausência de mata ripária. O arroio Moinho, além de receber impactos similares ao rio Fiúza, tem como desvantagem a sua menor vazão de água e correntes aquáticas menos intensas e maior deposição de areia e lama. Isso implica em condições deficitárias para degradação da matéria orgânica e de outros resíduos depositados, conseqüentemente ocorrendo uma diminuição da disponibilidade de micro-habitat do ambiente, resultando no comprometimento da abundância e da distribuição dos organismos.

Tabela 2 - Diversidade de Shannon-Wiener (H'), equitabilidade de Pielou (J'), número de táxons EPT, riqueza total (S) e dominância (k) de macroinvertebrados bentônicos para na microbacia do rio Fiúza

Estimador	A1	A2	A3	F1	F2	F3
H'	0,852	0,687	0,315	0,923	0,783	0,752
J'	0,743	0,636	0,330	0,767	0,752	0,723
EPT	6	4	2	6	3	3
S	14	12	9	16	11	11
k (%)	43,36	57,04	75,37	26,90	34,65	50,00

Fonte: Autores (2012).

Nota: A = arroio Moinho. F = rio Fiúza.

Outro ponto a ser destacado é que os trechos A1 e F1 apresentaram os melhores valores de diversidade (Tabela 2). Os trechos A1 e F1 estão em área de transição entre zona rural e urbana e, assim, sofrem menos efeitos danosos da poluição urbana. Ruaro et al. (2010) informam que o distanciamento de locais urbanizados reflete mudança imediata na densidade de macroinvertebrados, mas não na sua composição, e que a natureza dos impactos ao ambiente aquático, tanto na zona urbana, quanto na rural, tem peculiaridades que são refletidas de maneira diferente pelos organismos aquáticos. De acordo com Capitoli e Benvenuti (2004), as variações na diversidade dos macroinvertebrados bentônicos podem estar relacionadas com as frequências das perturbações ambientais, resultando assim em poucas espécies tolerantes nos trechos mais impactados. Neste estudo, especialmente para os trechos A2 e A3, isto se evidenciou pela alta dominância (Tabela 2) de um único táxon (Chironomidae).

A menor ocorrência das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) nos trechos da área urbana (Tabela 2) igualmente indica que existem alterações importantes decorrentes da degradação hídrica que afetam a composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos. Segundo Bispo et al. (2006) e Crisci-Bispo et al. (2007), estas ordens são utilizadas nos estudos de monitoramento biológico como indicadores de boa qualidade de água, ocorrendo em menor frequência em ambientes impactados. Sendo assim, apesar do registro de oito famílias pertencentes a essas ordens, apenas duas delas foram encontradas com relativa abundância nos trechos analisados: Hydropsychidae (154 indivíduos) e Leptophlebiidae (140 indivíduos), (Tabela 1).

A ordem Ephemeroptera foi a mais abundante, com 178 indivíduos, dos quais 120 ocorreram no rio Fiúza (Tabela 1). Ephemeroptera apresenta maior frequência em riachos de águas limpas e constitui um grupo dominante nas comunidades de invertebrados bentônicos (GOULART; CALLISTO, 2005). Para Trichoptera, foram coletados 170 exemplares e 3 táxons (Tabela 1). De acordo com Callisto et al. (2001), esta ordem vive em águas limpas e bem oxigenadas, com pouca quantidade de nutrientes, podendo ser indicadora de ambientes oligotróficos. Apesar das exigências quanto à qualidade da água para estas ordens, a abundância encontrada na microbacia do rio Fiúza pode ser enganosa, uma vez, que a maior parte dessa abundância caracteriza apenas duas famílias e isso não pode ser um indicativo da saúde dos ambientes analisados. Na ordem Plecoptera, foram registrados dois táxons e apenas 12 exemplares (Tabela 1). Segundo Harper e Stewart (1996), a ocorrência e distribuição de Plecoptera são influenciadas pela temperatura da água, disponibilidade de oxigênio dissolvido (BISPO; CRISCI-BISPO, 2006), velocidade de correnteza (SILVEIRA et al., 2006), tipo de substrato e vegetação ribeirinha (BISPO et al., 2002). Acredita-se que a baixa abundância de Plecoptera nos trechos hídricos deste estudo está em concordância com a ausência das condições de melhor qualidade de água necessárias para o seu estabelecimento.

Curvas de rarefação calculadas para 72 indivíduos (abundância total de F3) mostraram uma riqueza esperada entre 4,45 e 12,84 táxons (Tabela 3). A rarefação não sofre influência das variações na densidade de indivíduos por área (GOTELLI; COLWELL, 2001)

e a riqueza por rarefação é um dado mais confiável que a riqueza observada (COPATTI et al., 2013b). E, assim como a riqueza observada (Tabela 2), os dados

de rarefação também indicam melhor qualidade hídrica para os trechos da área rural (A1 e F1) e para o rio Fiúza em comparação com seu afluente (Tabela 3).

Tabela 3 - Rarefação calculada para 72 indivíduos de macroinvertebrados bentônicos na microbacia do rio Fiúza.

	A1	A2	A3	F1	F2	F3
Riqueza	12,27	10,12	4,45	12,84	9,91	11

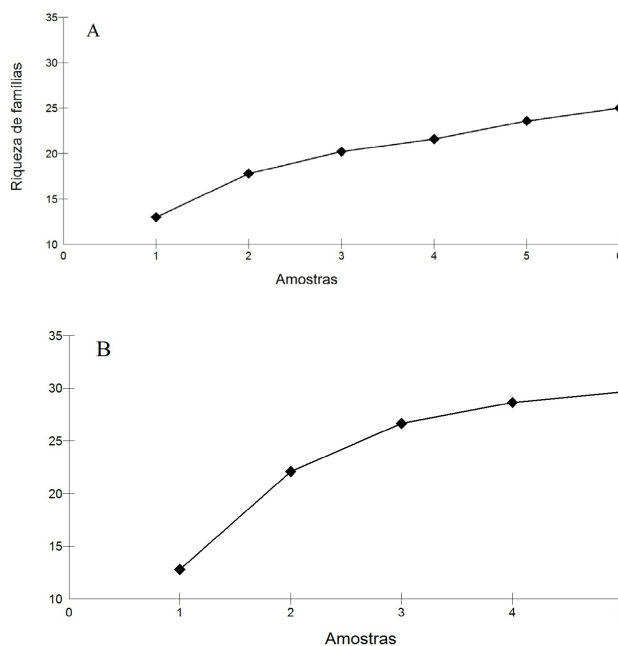
Fonte: Autores (2012).

Nota: A = arroio Moinho. F = rio Fiúza.

A maior riqueza foi registrada em F1, porém examinado as curvas de acumulação de táxons, percebe-se que ainda não ocorreu estabilização para a comunidade de macroinvertebrados bentônicos na

microbacia do rio Fiúza, comparando a curva do coletor para 25 táxons (Figura 1A) com a curva estimada por Jack-knife1 em 31,67 táxons (Figura 1B), indicando que ainda existem táxons a serem registrados.

Figura 1 - Curvas de acumulação de macroinvertebrados bentônicos para táxons (A) e Jack-knife1 (B) na microbacia do rio Fiúza



Fonte: Autores (2012).

Para maior precisão no diagnóstico ambiental na microbacia do rio Fiúza, utilizou-se o protocolo de avaliação rápida de diversidade de habitats segundo Callisto et al. (2002), em que os trechos receberam pontuação entre 31 e

60 (Tabela 4). Krupek (2010) argumenta que o uso de avaliações rápidas (como este protocolo) é uma importante ferramenta no desenvolvimento de programas de monitoramento ecológico e na restauração de ambientes lóticos.

Tabela 4 - Protocolo de avaliação rápida de diversidade de habitats (CALLISTO et al., 2002) na microbacia do rio Fiúza

Parâmetros	A1	A2	A3	F1	F2	F3
Tipo de ocupação das margens do corpo d'água principal	2	0	0	4	0	0
2. Erosão próxima e/ou nas margens do rio e assoreamento em seu leito	0	0	2	0	2	2
3. Alterações antrópicas	0	0	0	2	2	2
4. Cobertura vegetal no leito	0	0	0	0	0	0
5. Odor da água	4	2	2	2	2	2
6. Oleosidade da água	4	4	4	4	4	4
7. Transparência da água	2	2	2	2	2	2
8. Odor do sedimento (fundo)	4	2	2	4	4	4
9. Oleosidade do fundo	4	4	4	4	4	4
10. Tipo de fundo (composição)	4	2	2	4	4	4
11. Tipo de fundo (diversificação)	2	2	2	3	3	3
12. Extensão dos rápidos	2	2	2	5	5	5
13. Frequência dos rápidos	3	2	2	3	3	5
14. Tipos de substratos	3	0	0	2	2	3
15. Deposição de lama	5	0	2	3	5	5
16. Depósitos sedimentares	3	2	2	3	5	3
17. Alterações do canal do rio	3	2	3	3	3	5
18. Características do fluxo das águas	2	5	3	5	3	5
19. Presença de mata ciliar	0	0	0	0	0	0
20. Estabilidade das margens	2	0	2	3	3	2
21. Extensão da mata ripária	0	0	0	0	0	0
22. Presença de plantas aquáticas	5	0	0	0	0	0
Total	54	31	36	56	56	60
Avaliação	Alt	Imp	Imp	Alt	Alt	Alt

Fonte: Autores (2012).

Nota: A = arroio Moinho. F = rio Fiúza. Alt = Alterado; Imp = Impactado.

De acordo com a tabela 4, nenhum trecho manteve sua característica natural. Os trechos A1, F1, F2 e F3 foram considerados alterados e os trechos A2 e A3 impactados, sendo estes os mais preocupantes. Além disso, em todos os trechos avaliados, a água apresentou cor turva, não opaca, bem como assoreamento do leito do rio em decorrência de erosão em maior ou menor grau e certa instabilidade nas margens. Como característica positiva, relata-se a ausência de oleosidade na água e no substrato para a microbacia. Além disso, em nenhum dos trechos verificou-se cobertura vegetal no leito, mas no trecho A1 registraram-se plantas aquáticas (esparsas em local de remanso), representadas por *Eichhornia crassipes* (aguapés).

Dentre os fatores que contribuíram para os trechos A2 e A3 terem sido classificados como impactados citam-se: tipo de fundo composto por areia e lama e, por consequência, com uma menor heterogeneidade de habitats, modificações do tipo canalização e, odor desagradável no sedimento e água. No trecho A2, foi constatado grande depósito de lama, sendo o fundo com mais de 75% coberto de lama (Tabela 4). A presença de sedimentos está diretamente relacionada à qualidade do habitat aquático, mas se eles estão depositados, formando calhas ou obstruindo o leito dos rios, acabam diminuindo os locais disponíveis para a biota aquática (RODRIGUES et al., 2010), o que foi verificado em A2 e A3.

Nos trechos avaliados, a mata ripária apresentou-se restrita, com extensão inferior a 6 m, e muitas vezes não natural, com presença de vegetação exótica, como taquara (*Merostachys multiramea*), uva-do-japão (*Hovenia dulcis*), limoeiro (*Citrus*

sp.), cinamomo (*Melia azedarach*), cipreste (*Cupressus* sp.) e principalmente *Eucalyptus* sp. e *Pinus* sp. Outras situações que interferem na qualidade ambiental na microbacia do rio Fiúza são: animais mortos (margens e leito do rio), acúmulo de lixo e entulhos (margens e leito do rio) e saídas de escoadouros pluviais despejando esgoto. O grande número de perturbações antrópicas identificadas para a microbacia do rio Fiúza contribui para uma menor ocorrência de macroinvertebrados bentônicos, afetando principalmente organismos mais sensíveis. De uma maneira geral, o arroio Moinho se encontra mais degradado que o rio Fiúza e isso decorre muito em função da sua menor vazão de água, o que implica em menor capacidade de degradação de materiais poluentes. A menor vazão se deve ao estrangulamento que o arroio Moinho sofre e à baixa declividade, sendo que em alguns trechos esta chega a ser nula.

Além do protocolo de avaliação rápida de Callisto et al. (2002), também foi analisada a qualidade ambiental pelo índice BMWP', a qual aponta que em nenhum trecho analisado ocorreu boa qualidade da água, e mesmo uma qualificação aceitável só foi registrada para dois trechos (A1 e F1), sendo nos demais denominada como duvidosa (Tabela 5). A presença de impactos ambientais, principalmente decorrentes do despejo de esgotos domésticos, é acentuada a tal ponto que o ambiente não mais consegue manter suas características naturais. Dessa forma, muitos organismos com sensibilidade a poluição, deixam de ocorrer e tal ausência reduz a pontuação do índice BMWP' nos trechos mais afetados. A par disso, muitos dos organismos presentes estão adaptados às condições ambientais e apresentam limites de tolerância a diferentes alterações na mesma.

Tabela 5 - Pontuação pelo índice BMWP' na microbacia do rio Fiúza

Trecho	A1	A2	A3	F1	F2	F3
Pontuação	80	57	46	75	54	50
Qualidade	Aceitável	Duvidosa	Duvidosa	Aceitável	Duvidosa	Duvidosa

Fonte: Autores (2012).

Nota: A = arroio Moinho. F = rio Fiúza.

Callisto et al. (2001) argumentam que o índice BMWP' é um modelo adequado para evidenciar o papel dos macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da saúde de ecossistemas aquáticos. No presente estudo, tal modelo, somado aos indicativos de composição e diversidade de macroinvertebrados bentônicos, demonstra que todos os trechos estão impactados, especialmente naqueles localizados na zona urbana.

Apesar de índices biológicos indicarem a qualidade do ambiente a partir de um ponto de vista de uma história de poluição, valores físico-químicos e microbiológicos também

podem ser importantes para diagnosticar os impactos ambientais, principalmente se acompanhados da análise de outros parâmetros. Neste sentido, a avaliação destes parâmetros, também, é preocupante para a microbacia do rio Fiúza, especialmente para pH, DQO e turbidez. Usualmente sistemas biológicos são bastante sensíveis a tais parâmetros. A medida DQO, por exemplo, é utilizada para estimar a presença de matéria orgânica presente na água. Neste estudo, tais parâmetros são mais preocupantes no rio Fiúza, que é justamente o recurso hídrico de captação de água para consumo no município (Tabela 6).

Tabela 6 - Parâmetros físico-químicos e microbiológicos da qualidade da água na microbacia do rio Fiúza

Parâmetros	VMP	Rio Fiúza	Arroio Moinho
pH	6,5 a 8,5	5,91	5,94
Alcalinidade	250	10	10
Dureza	500	30	50
Amônia	1,5	0,15	0,23
DQO	5	445,05	161,60
Turbidez	5	14,13	6,03
Coliformes totais	5.000	210	1.100
Coliformes termotolerantes	1.000	20	1.100
Mesófilos heterotróficos	Ausente	Ausente	Ausente

Fonte: Autores (2012).

Nota: VMP = Valor máximo permitido.

Em relação aos coliformes termotolerantes (Tabela 6), que indicam contaminação por material fecal, a concentração no arroio Moinho encontra-se acima do valor máximo estabelecido, sendo tal água imprópria para os usos das Classes I, II e III (BRASIL, 2005). É possível que a presença de contaminação de coliformes termotolerantes não implique necessariamente em um desequilíbrio ecológico, mas o conjunto das informações analisadas para a microbacia do rio Fiúza (Tabelas 1 a 6 e Figura 1) demonstra que impactos ambientais ocorrem comumente e tendem a comprometer a biodiversidade local.

De acordo com Copatti et al. (2013b) é necessário integrar as ferramentas biológicas (diversidade, índices bióticos) com as análises físicas e químicas e do ambiente físico para diagnosticar a degradação de rios de pequena ordem sujeitos a ações antrópicas. Cada um desses indicadores se torna significativo a sua maneira, pois são criados visando um destino diversificado para a água, então é importante ter uma visão que integre um conjunto de avaliações (BOLLMANN; MARQUES, 2000). O

monitoramento na área ambiental deve ser entendido como uma medida preventiva, utilizado para evidenciar ou medir um risco (PIVETTA, 2001). A avaliação ambiental proposta neste trabalho mostrou-se como um método viável, pois integram perturbações aquáticas e terrestres, parâmetros biológicos e físico-químicos, podendo-se determinar com maior eficácia o efeito dos impactos antropogênicos na qualidade ambiental de microbacias.

Conclusão

A microbacia do rio Fiúza apresenta-se alterada, principalmente devido à atividade antrópica (como despejo de esgoto doméstico e a destruição da mata ripária), não apresentando mais suas características naturais. Os trechos hídricos localizados na zona urbana apresentaram a qualidade ambiental mais precária. As alterações antrópicas são refletidas pela menor abundância de alguns táxons e grupos tróficos de macroinvertebrados bentônicos, bem como alterações de habitat e de parâmetros físico-químicos e microbiológicos da água.

Referências

- BAPTISTA, D. F. Uso de macroinvertebrados em procedimentos de biomonitoramento em ecossistemas aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 3, p. 425-441, 2008.
- BISPO, P. C.; OLIVEIRA, L. G.; BINI, L. M.; SOUSA, K. G. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera Assemblages from Riffles in Mountain Streams of Central Brazil: Environmental Factors Influencing the Distribution and Abundance of Immatures. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 66, n. 2b, p. 611-622, 2006.
- BISPO, P. C.; CRISCI-BISPO, V. L. Plecoptera. In: COSTA, S.; IDE, S.; SIMONKA, C. E. (Org.). **Insetos Imaturos**. Metamorfose e Identificação. Ribeirão Preto: Holos, 2006. p. 67-70.

BOLLMANN, H. A.; MARQUES, D. M. Bases para a estruturação de indicadores de qualidade de águas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 5, n. 1, p. 37-60, 2000.

BRASIL. CONAMA. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 18 de março de 2005. Seção 1, nº 53, p. 58-63.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Caderno da região hidrográfica do Uruguai**. Brasília: MMA, 2006. 128p.

BUBINAS, A.; JAGMINIENÉ, I. Bioindication of ecotoxicity according to community structure macrozoobenthic fauna. **Acta Zoologica Lituanica**, Vilnius, v. 11, n. 1, p. 90-99, 2001.

BUSS, D. F.; OLIVEIRA, R. B.; BAPTISTA, D. F. Monitoramento biológico de ecossistemas aquáticos continentais. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 3, p. 339-345, 2008.

CAIRNS JÚNIOR, J.; McCORMICK, P. V.; NIEDERLEHNER, B. R. A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. **Hydrobiologia**, New York, v. 263, n. 1, p. 1-44, 1993.

CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. D. C. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde dos riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 6, n. 1, p. 71-82, 2001.

CALLISTO, M.; FERREIRA, W. R.; MORENO P.; GOULART M.; PETRUCIO M. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividade de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnológica Brasiliensis**, Botucatu, v. 14, n. 1, p. 91-98, 2002.

CAPITOLI, R. R.; BENVENUTTI, C. Distribuição batimétrica e variação de diversidade dos macroinvertebrados bentônicos da plataforma continental e talude superior do extremo sul do Brasil. **Atlântida**, Rio Grande, v. 26, n. 1, p. 27-43, 2004.

CLESCERI, L. S.; GREENBERG, A. E. **Standard methods for examination of water wastewater**. 21. ed. Washington, EUA: American Public Health Association, 2005. 1600p.

COPATTI, C. E.; SCHIRMER, F. G.; MACHADO, J. V. V. Diversidade de macroinvertebrados bentônicos na avaliação da qualidade ambiental de uma microbacia no sul do Brasil. **Perspectiva**, Erechim, v. 34, n. 125, p. 79-91, 2010.

COPATTI, C. E.; FAGUNDES, L. S.; QUAINI, J. B.; COPATTI, B. R. Diversity of aquatic arthropods on *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms roots before and after removal of substrate in a reservoir in southern Brazil. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, Montevideo, v. 8, n. 4, p. 265-275, 2013a.

- COPATTI, C. E.; ROSS, M.; COPATTI, B. R.; FAGUNDES, L. S. Bioassessment using benthic macroinvertebrates of the water quality in the Tigreiro river, Jacuí Basin. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, Maringá, v. 35, n. 4, p. 521-529, 2013b.
- COSTA, C.; IDE, S.; SIMONKA, C. E. **Insetos Imaturos - Metamorfose e Identificação**. Ribeirão Preto: Holos, 2006. 249p.
- CRISCI-BISPO, V. L.; BISPO, P. C.; FROEHLICH, C. G. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages in two Atlantic Rainforest streams, Southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 24, n. 2, p. 312-318, 2007.
- DONADIO, N. M. M.; GALBIATTI, J. A.; PAULA, R. C. Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do córrego Rico, São Paulo, Brasil. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 25, n. 1, p. 115-125, 2005.
- FERNANDEZ H. R.; DOMINGUES E. **Guía para La determinación de los artrópodos bentónicos Sudamericanos**. Tucumán: UNT, 2001. 282p.
- GOTELLI, N. J.; COLWELL, R. K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, Hoboken, v. 4, n. 4, p. 379-391, 2001.
- GOULART, M.; CALLISTO, M. Mayfly distribution along a longitudinal gradient in Serra do Cipó, southeastern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Botucatu, v. 17, n. 1, p. 1-13, 2005.
- HARPER, P. P.; STEWART, K. W. Plecoptera. In: MERRITT R. W; CUMMINS K. W. (Org.). **An introduction to the aquatic insects of North America**. Dubuque: Kendal/Hunt, USA, 1996. p. 217-267. ISBN: 0787232416
- IAP. Instituto Ambiental do Paraná. Avaliação da qualidade da água através dos macroinvertebrados bentônicos – índice BMWP. **Circular Técnica**, 2007. 26p.
- JUNQUEIRA, V. M.; CAMPOS, S. C. M. Adapataion of the “BMWP” method for water quality evaluation to rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, Botucatu, v. 10, n. 2, p. 125-135, 1998.
- KOUAMÉ, M. K.; DIÉTOA, M. Y.; DA COSTA, S. K.; EDIA, E. O.; OUATTARA A.; GOURÈNE, G. Aquatic macroinvertebrate assemblages associated with root masses of water hyacinths, *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms-Laubach, 1883 (Commelinales: Pontederiaceae) in Taabo Lake, Ivory Coast. **Journal of Natural History**, Abingdon, v. 44, n. 5-6, p. 257-278, 2010.
- KARR, J. Biological integrity: a long neglected aspect of water resource management. **Ecological Applications**, New Yoork, v. 1, n. 1, p. 66-84, 1991.

- KRUPEK, R. A. Análise comparativa entre duas bacias hidrográficas utilizando um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats. **Ambiência**, Guarapuava, v. 6, n. 1, p. 147-158, 2010.
- MARQUES, M. G. S. M.; FERREIRA, R. L.; BARBOSA, F. A. R. A comunidade de macroinvertebrados aquáticos e características limnológicas das lagoas carioca e da barra, Parque Estadual do Rio Doce, MG. **Revista Brasileira de Biologia**, São Paulo, v. 59, n. 2, p. 203-210, 1999.
- McALEECE, N. **Biodiversity Professional**. Software, 1997.
- MERRITT, R. W.; CUMMINS, R. W. **An Introduction to the Aquatic Insects of North America**. Dubuque: Kendall/Hunt, 1996. 722p.
- MONTEIRO, T. R.; OLIVEIRA, G. O.; GODOY, B. S. Biomonitoramento da qualidade de água utilizando macroinvertebrados bentônicos: adaptação do índice biótico BMWP' à bacia do rio Meio Ponte-GO. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 3, p. 553-563, 2008.
- MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Technical Books, 2010. 176p.
- PIVETTA, F.; MACHADO, J. M. H.; ARAÚJO, U. C.; MOREIRA, M. F. R.; APOSTOLI, P. Monitoramento biológico: conceitos e aplicações em saúde Pública. **Revista Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 17, n. 3, p. 545-554, 2001.
- RODRIGUES, A. S. L.; MALAFAIA, G.; CASTRO, P. T. A. A importância da avaliação do habitat no monitoramento da qualidade dos recursos hídricos: uma revisão. **SaBios: Revista Saúde e Biologia**, Campo Mourão, v. 5, n. 1, p. 26-42, 2010.
- ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. (Ed.). **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. Chapman & Hall, New York, 1993. 485p.
- RUARO, R.; AUGUSTINI, B. A. M.; ORSSATTO, F. Avaliação da qualidade da água do rio Clarito no município de Cascavel (PR), através do índice BMWP' adaptado. **SaBios: Revista Saúde e Biologia**, Campo Mourão, v. 5, n. 1, p. 5-12, 2010.
- SILVEIRA, M. P.; BUSS, D. F.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. Spatial and temporal distribution of benthic macroinvertebrates in southeastern Brazilian river. **Brazilian Journal of Biology**, São Paulo, v. 66, n. 2B, p. 623-632, 2006.
- VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Montreal, v. 37, n. 1, p. 130-137, 1980.
- WHILES, M. R.; WALLACE, J. B. Leaf litter breakdown and macroinvertebrate communities in headwater streams draining pine and hardwood catchments. **Hydrobiologia**, New York, v. 353, n. 1, p. 107-109, 1997.