



UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ - UNIOESTE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS - PPGCA

**INFLUÊNCIA DA CONSTRUÇÃO DE UMA USINA
HIDRELÉTRICA (UHE) SOBRE A COMUNIDADES DE
MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS EM UM RIO
NEOTROPICAL**

Tielli de Fatima Nunes

Toledo - Paraná - Brasil

2023



Estado do Paraná

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ - UNIOESTE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS - PPGCA

**INFLUÊNCIA DA CONSTRUÇÃO DE UMA USINA
HIDRELÉTRICA (UHE) SOBRE A COMUNIDADES DE
MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS EM UM RIO
NEOTROPICAL**

Tielli de Fatima Nunes

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Unioeste/*Campus* Toledo, como parte dos requisitos para a obtenção do Título de Mestre em Ciências Ambientais.

Orientador: Dr. Paulo Vanderlei Sanches

Outubro/2023

Toledo – PR

Ficha de identificação da obra elaborada através do Formulário de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da Unioeste.

Nunes, Tielli de Fatima

INFLUÊNCIA DA CONSTRUÇÃO DE UMA USINA HIDRELÉTRICA (UHE) SOBRE A COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS EM UM RIO NEOTROPICAL / Tielli de Fatima Nunes; orientador Paulo Vanderlei Sanches. -- Toledo, 2023.

31 p.

Dissertação (Mestrado Acadêmico Campus de Toledo) -- Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Centro de Engenharias e Ciências Exatas, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, 2023.

1. Alteração de habitat. 2. Macroinvertebrados;. 3. Composição funcional. I. Sanches, Paulo Vanderlei, orient. II. Título.

FOLHA DE APROVAÇÃO

Tielli de Fátima Nunes

**“INFLUÊNCIA DA CONSTRUÇÃO DE USINA HIDRELÉTRICA (UHE) SOBRE A
COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS EM UM RIO
NEOTROPICAL”**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais – Mestrado, do Centro de Engenharias e Ciências Exatas, da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais, pela Comissão Examinadora composta pelos membros:

COMISSÃO EXAMINADORA

Prof. Dr. Paulo Vanderlei Sanches (Presidente)
Unioeste

Prof. Dr. Pitágoras Augusto Piana
Unioeste

Prof. Dr. Gilmar Baumgartner
Unioeste

Aprovada em: 25 de outubro de 2023.
Local de defesa: Gerpel - Unioeste Toledo

AGRADECIMENTOS

Gostaria de expressar minha sincera gratidão a todos que contribuíram para a realização deste trabalho de dissertação. Primeiramente, agradeço a Deus pela sabedoria, força e inspiração que me proporcionou ao longo desta jornada acadêmica.

Agradeço especialmente ao meu orientador, Paulo Vanderlei Sanches, por sua orientação competente, paciência e dedicação ao longo do processo de pesquisa. Sua orientação foi fundamental para o desenvolvimento deste trabalho, contribuindo significativamente para o meu crescimento acadêmico e profissional.

Agradeço também à Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE) por proporcionar o ambiente propício para a realização deste mestrado. Aos professores do programa de pós-graduação por compartilharem seu conhecimento e incentivarem meu aprendizado.

Gostaria de expressar minha gratidão à minha família, em especial aos meus pais Carlos e Veronica e aos meus irmãos Tiago e Rudinei. Seu amor, apoio incondicional e incentivo constante foram essenciais para superar os desafios e me manter motivado durante todo o processo.

Não posso deixar de mencionar a importância da banca examinadora, composta por profissionais renomados e experientes, cujas contribuições e feedbacks foram inestimáveis. Por fim, agradeço a todos os amigos e colegas que me apoiaram ao longo desta jornada, pelas discussões enriquecedoras, pelos momentos compartilhados e pelo incentivo constante.

Este trabalho não teria sido possível sem o apoio e contribuição de cada um de vocês. Minha gratidão é imensa e espero poder retribuir de alguma forma no futuro.

Muito obrigada a todos!

SUMÁRIO

RESUMO	4
ABSTRACT	5
1 INTRODUÇÃO	6
2 MATERIAIS E MÉTODOS	7
2.1 ÁREA DE ESTUDO	7
2.2 AMOSTRAGENS	8
2.3 ANÁLISES DOS DADOS	9
3 RESULTADOS	11
4 DISCUSSÃO	18
5 CONCLUSÃO	21
6 REFERÊNCIAS	22

RESUMO

Este estudo teve como objetivo avaliar as influências das alterações ambientais geradas pela implantação de uma usina hidrelétrica sobre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos em um rio Neotropical, por meio de possíveis alterações na composição taxonômica e atributos funcionais nos períodos pré e pós implantação da Usina Hidrelétrica (UHE). As amostragens de organismos bentônicos foram realizadas com draga do tipo Petersen, e foram realizadas mensalmente de outubro de 2016 a dezembro de 2018, correspondente ao período de pré enchimento do reservatório, e janeiro de 2019 a outubro de 2020, correspondente ao pós enchimento. Após a coleta, as amostras foram acondicionadas em frascos, conservados em álcool 70% e os organismos identificados com chaves e referências apropriadas. A análise dos dados foi realizada por meio de testes estatísticos e análises multivariadas. Foram calculadas as abundâncias relativas, riqueza de espécies, índices de diversidade de Shannon (H') e Equitabilidade de Pielou (J'). Os dados de abundância de espécies e variáveis ambientais foram submetidos a testes de normalidade e homocedasticidade. Em seguida, foi realizado o teste permutacional de dispersão multivariada. Para testar o conjunto de dados de abundância relativa dos grupos funcionais, foram utilizados o teste Shapiro Wilk e o teste de Bartlett, realizando então uma Permanova com dados padronizados. Para averiguar quais as variáveis ambientais mais influenciaram na distribuição da variância dos dados foi utilizada a análise de componentes principais (ACP). Para verificar quais espécies são indicadoras foi realizado o teste IndVal, todas as análises foram feitas no programa R. Foram capturados organismos pertencentes a 94 táxons distribuídos nos Filos Nematoda, Mollusca, Annelida e Arthropoda. As maiores ocorrências foram registradas para Chironomidae e Oligochaeta em ambos os períodos amostrados. Considerando os grupos funcionais, foram observadas alterações substanciais nas ocorrências entre os períodos e rios avaliados. Para a permanova em relação aos grupos apresentaram um resultado não significativo denotando homogeneidade da dispersão dos grupos e para as variáveis ambientais Condutividade elétrica, DQO, sólidos totais tiveram um aumento no período pós fechamento tanto nos rios represados a montante como nos localizados a jusante, enquanto a turbidez registrou uma redução. Já nitrogênio amoniacal e orgânico tiveram um aumento nos valores no período pós fechamento somente nos rios represados. O teste de IndVal revelou ao todo 12 espécies indicadoras distintas. A partir desse estudo, pode-se concluir que a construção de uma usina hidrelétrica pode ter impactos significativos na comunidade de macroinvertebrados bentônicos em um rio neotropical.

Palavras-chave: Alteração de habitat; Macroinvertebrados; Composição funcional.

ABSTRACT

This study aimed to assess the influences of environmental changes generated by the installation of a hydroelectric power plant on the benthic macroinvertebrate community in a neotropical river, as well as to observe possible alterations in taxonomic composition and functional attributes in the pre and post-implementation periods of the Hydroelectric Power Plant (HPP). Benthic organism samples were collected using a Petersen grab and were conducted monthly from October 2016 to December 2018, corresponding to the pre-reservoir filling period, and from January 2019 to October 2020, corresponding to the post-filling period. After collection, the samples were preserved in 70% alcohol and the organisms were identified using appropriate keys and references. Data analysis was performed using statistical tests and multivariate analyses. Relative abundances, species richness, Shannon diversity indices (H'), and Pielou evenness (J') were calculated. Abundance data for species and environmental variables were subjected to tests for normality and homoscedasticity. Subsequently, a permutational multivariate dispersion test was conducted. To test the dataset of relative abundance of functional groups, the Shapiro-Wilk test and Bartlett test were used, followed by a Permanova analysis with standardized data. Principal component analysis (PCA) was used to determine the environmental variables that most influenced the distribution of data variance. The IndVal test was performed to identify indicator species, and all analyses were conducted using the R program. Organisms belonging to 94 taxa were captured, distributed across the phyla Nematoda, Mollusca, Annelida, and Arthropoda. The highest occurrences were recorded for Chironomidae and Oligochaeta in both sampling periods. Considering functional groups, substantial alterations in occurrences were observed between the assessed periods and rivers. The Permanova for the groups resulted in a non-significant outcome, indicating homogeneity in group dispersion. Environmental variables, including electrical conductivity, COD, and total solids, increased in the post-closure period in both upstream and downstream dammed rivers, while turbidity decreased. Ammonium and organic nitrogen values increased in the post-closure period only in the dammed rivers. The IndVal test identified a total of 12 distinct indicator species. This study concludes that the construction of a hydroelectric power plant can have significant impacts on the benthic macroinvertebrate community in a neotropical river.

Keywords: Habitat change; Macroinvertebrates; Functional composition.

1 INTRODUÇÃO

As usinas hidrelétricas são fontes importantes de energia renovável, mas a construção e operação dessas usinas geram impactos significativos no meio ambiente e nas comunidades locais, sendo os efeitos sobre os macroinvertebrados uma das áreas de preocupação em rios brasileiros (Kiraga, 2021). Os macroinvertebrados são componentes fundamentais dos ecossistemas aquáticos, desempenhando um papel vital no ciclo de nutrientes e nas teias alimentares (Barrilli et al., 2021).

A mudança constante após a construção de uma usina, gera também a mudança na estrutura das comunidades bentônicas devido ao declínio da biodiversidade aquática e as levam a responderem às diversas mudanças que podem acontecer nesses ambientes aquáticos (Kovalyshyna et al., 2021). Entre os principais efeitos negativos está a alteração na hidrologia do rio, fragmentação de habitats e diminuição da diversidade de micro habitats (Santos et al., 2018).

Macroinvertebrados bentônicos são comunidades de invertebrados com tamanhos maiores que 0,5 mm e habitam o substrato de fundo de habitats aquáticos dentre eles rios, riachos, corredeiras, lagos e represas (Hussain & Pandit, 2012). Sua composição reflete o status dos ecossistemas e são amplamente utilizados em programas de monitoramento e proteção ambiental vivendo nesses ambientes pelo menos parte de seu ciclo de vida. Trata-se de uma comunidade de animais encontrada em todo tipo de ambiente aquático continental e constituída por larvas de inseto, moluscos, anelídeos, entre muitos outros grupos (Rosenberg; Resh, 1993 ; Ligeiro et al., 2010).

Os macroinvertebrados possuem elevada riqueza de espécies sensíveis aos impactos das atividades antrópicas. Isso inclui espécies que são mais sensíveis à poluição da água, à eutrofização, à sedimentação e a outras formas de degradação ambiental, sendo uma ferramenta importante para avaliar a qualidade ambiental sobre os ecossistemas aquáticos, pois são relativamente fáceis de coletar e identificar, e podem fornecer informações valiosas sobre o estado de saúde dos ecossistemas aquáticos (Merritt et al., 2017). Estes organismos desempenham um papel crucial na estrutura e funcionamento dos ambientes aquáticos e sua distribuição é influenciada por vários fatores, como a natureza química do substrato, a profundidade do lençol d'água e a composição da vegetação (Barrilli et al., 2021).

Portanto, compreender os padrões biogeográficos e o impacto das ações antrópicas nos macroinvertebrados é essencial para o manejo e monitoramento dos ecossistemas aquáticos (Kefford et al., 2023).

A partir disso, esse estudo teve como objetivo avaliar as influências das alterações ambientais geradas pela implantação de uma usina hidrelétrica sobre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos em um rio Neotropical, bem como observar possíveis alterações na composição taxonômica e atributos funcionais nos períodos pré e pós implantação da Usina Hidrelétrica (UHE).

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A UHE Baixo Iguaçu é o último aproveitamento hidrelétrico em cascata previsto para o rio Iguaçu, afluente do rio Paraná, e está localizada a jusante da UHE Salto Caxias, nas coordenadas 25°30'S e 53°40'W. O eixo do barramento situa-se a 174 km da foz do rio Iguaçu entre os municípios de Capanema, na margem esquerda, e Capitão Leônidas Marques, na margem direita (Cebi, 2016). A área de estudo compreendeu quatro estações de amostragem, sendo dois rios a montante da barragem, rios Capanema e Andrada e dois rios a jusante da barragem, rio Floriano e Gonçalves Dias (figura 1).

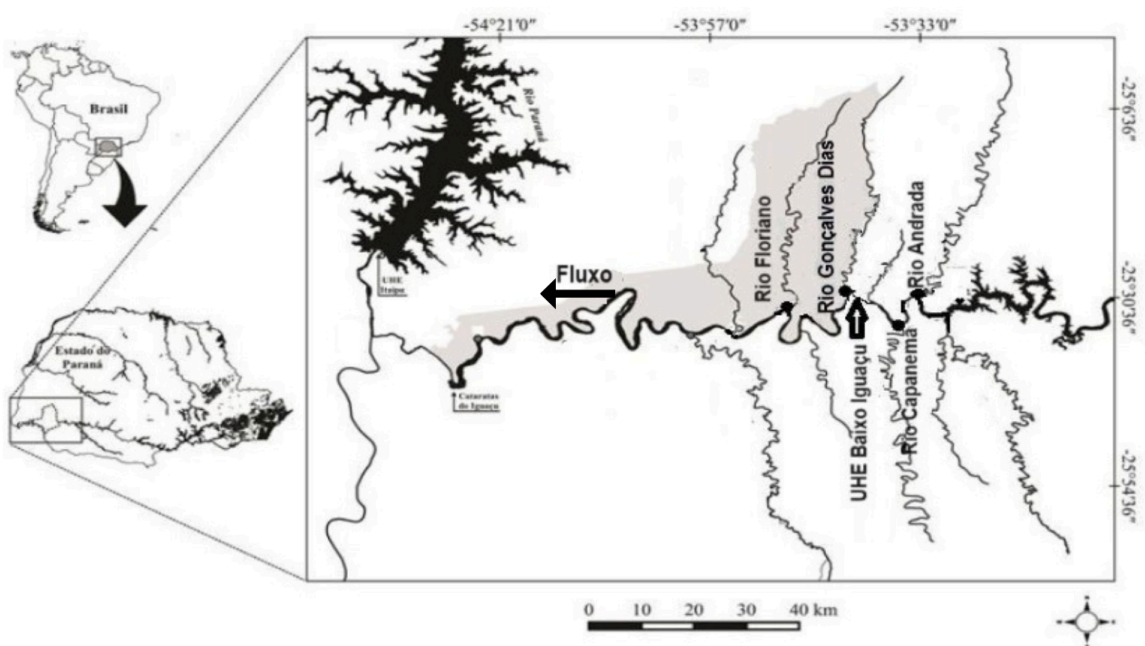


Figura 1 - Localização das estações de amostragem da Usina hidrelétrica Baixo Iguaçu, representados pelos rios Capanema e Andrada antes da barragem e pelos rios Floriano e Gonçalves Dias após a barragem.

2.2 Amostragens

As amostragens foram realizadas com draga do tipo Petersen, mensalmente entre outubro de 2016 e dezembro de 2018, correspondente ao período de pré enchimento do reservatório, e entre janeiro de 2019 e outubro de 2020, correspondente ao período pós o enchimento do reservatório da UHE Baixo Iguaçu.

Em cada ponto foram recolhidas três amostras com a draga e em cada local de amostragem foram efetuadas coletas buscando avaliar os diferentes micro-habitat (ambientes lóticos, remansos, margens e centro). Após a coleta, as amostras foram acondicionadas em frascos plásticos e posteriormente realizada a identificação dos macroinvertebrados ao menor nível taxonômico possível com auxílio de microscópio estereoscópico e chaves de identificação apropriadas para cada táxon, segundo Mccafferty (1981), Perez (1988), Merrit e Cummins (1996) e Mugnai et al. (2010) no laboratório de bentos do Grupo de Estudos em Recursos Pesqueiros e Limnologia (GERPEL) na Universidade Estadual do Oeste do Paraná – Campus de Toledo.

Para fins de análise, os organismos bentônicos foram classificados de acordo com o grupo trófico funcional, de acordo Merrit et al. (2008;2017) em fragmentadores, coletores-filtradores, coletores-catadores, raspadores e predadores/parasitas (Tab. 1).

Tabela 1 – Classificação e abreviação (sigla), descrição da dieta predominante e de organismos dos grupos tróficos funcionais

Grupo Funcional	Sigla	Item alimentar dominante
Fragmentadores	FRA	Tecido vegetal vivo ou em decomposição maior que 1mm;
Coletor-filtrador	COF	Matéria orgânica finamente particulada em decomposição menores que 1mm;
Coletor-catador	COC	Depósitos de matéria orgânica finamente particulada menores de 1mm;
Raspador	RAS	Algas perifíticas e matéria orgânica aderidas ao substrato maiores de 1mm;
Predador-parasita	PRP	Presas inteiras ou partes maiores que 1mm, perfuram tecidos, células ou sugam fluidos;

Modificado de Merritt, Cummins & Berg (2017)

Durante o período de amostragens foram obtidas amostras de água para a obtenção dos valores de algumas variáveis físicas e químicas em laboratório, como alcalinidade total (ALC), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), fósforo total dissolvido (FTD), nitrogênio total amoniacal (NTA), nitrogênio total orgânico (NTO), sólidos totais (SOT) e turbidez (TUR). As variáveis condutividade elétrica (COND), pH, oxigênio dissolvido (OD), temperatura da água (TEM) e transparência (TRA) foram obtidas *in situ* durante as amostragens. As variáveis analisadas, unidades de medida, abreviações, local e metodologia de análise e referências utilizadas se encontram descritas na tabela 2.

Tabela 2 - Variáveis ambientais, localização, metodologias e referências utilizadas para análise de pré e pós dos rios.

Variáveis ambientais (Unidade)	Sigla	Local da análise	Método da análise	Referências
Alcalinidade Total (mg/L)	ALC	Laboratório	Titulação potenciométrica	APHA (2012)
Condutividade Elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	COND	No local	Medidor de condutividade portátil	APHA (2012)
Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/L)	DBO	Laboratório	Incubadora/Teste de DBO de 5 dias	APHA (2012)
Demanda Química de Oxigênio (mg/L)	DQO	Laboratório	Refluxo fechado colorimétrico/ Digestor DQO e espectrofotômetro	APHA (2012)
Fósforo Total Dissolvido (mg/L)	FTD	Laboratório	Colorimétrico (digestão ácida)/ Espectrofotômetro	APHA (2012)
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	NTA	Laboratório	Colorimétrico/Indofenol /Espectrofotômetro	APHA (2012)
Nitrogênio Orgânico (mg/L)	NTO	Laboratório	Titulação- digestão ácida/Microbureta	APHA (2012)
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	OD	No local	Oxímetro portátil	APHA (2012)
Potencial hidrogeniônico	pH	No local	Medidor de pH portátil	APHA (2012)
Sólidos Totais (mg/L)	SOT	Laboratório	Gravimétrico/estufa	APHA (2012)
Temperatura da Água ($^{\circ}\text{C}$)	TEM	No local	Oxímetro portátil	APHA (2012)
Transparência (m)	TRA	No local	Disco de Secchi	WETZEL (2001)
Turbidez (NTU)	TUR	Laboratório	Nefelométrico/ turbidímetro	APHA (2012)

2.3 Análises dos dados

Foram calculadas as abundâncias relativas, riqueza de espécies e os índices de diversidade de Shannon (H') e Equabilidade de Pielou (J') (Shannon & Wiener, 1963), (Magurran, 2013) por meio do pacote “diversity” do R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2020). Os dados de abundância foram testados quanto à normalidade

por meio do Teste de Shapiro-Wilk com o pacote “pastecs” do R e homocedasticidade por meio do teste de Bartlett do pacote “matrixTests” do R antes da realização de análises exploratórias (Landeiro, 2011).

Para avaliar potenciais diferenças na composição de espécies e abundância das comunidades dos rios antes e depois da instalação da hidrelétrica, utilizou-se uma permanova, sendo os dados previamente padronizados com logaritmo natural (Rosa et al. 2023). Para verificar se os grupos atendiam ao pressuposto de dispersão homogênea requerido pela permanova, utilizou-se a função betadisper do pacote “vegan” (Oksanen et al., 2016) do R para realizar uma análise permutacional de dispersão multivariada (permdisp) utilizando como critério de grupo as variáveis categóricas rio (Andrade, Capanema, Floriano e Gonçalves) e período (Pré e Pós Impacto) (Anderson et al, 2006).

Assim como o conjunto de dados de abundância de espécies, o conjunto de dados das variáveis ambientais coletadas foi previamente submetido a testes de normalidade por meio do teste de Shapiro-Wilk e homocedasticidade (teste de Bartlett), a fim de definir qual vertente estatística seria a mais adequada a estrutura dos dados (Landeiro, 2011). Como os dados apresentaram-se heteroscedásticos ($p < 0,05$) e majoritariamente não normais ($p < 0,05$), seguiu-se com o teste permutacional de dispersão multivariada (Permdisp) através das funções betadisper e permutest no R afim de averiguar se o conjunto atende o pressuposto de que a dispersão não cause viés para a realização da permanova ($p = 0,34$ para rio e $p = 0,09$ para período). Os dados foram previamente padronizados utilizando logaritmo natural para evitar efeitos das diferentes escalas de medição.

Para testar o conjunto de dados de abundância relativa dos grupos funcionais quanto à distribuição dos dados e variâncias, utilizou-se o teste Shapiro Wilk e o teste de Bartlett, realizando então uma Permanova com dados padronizados e logaritmo natural dos grupos funcionais (Landeiro, 2011). Para averiguar a frequência de cada grupo funcional em relação aos rios e períodos amostrados utilizou o programa Excel 2010.

Para averiguar quais as variáveis ambientais mais influenciaram na distribuição da variância dos dados nos diferentes pontos e reduzir a dimensionalidade dos dados para análises subsequentes, utilizou-se a análise de componentes principais (ACP), sendo os dados previamente sumarizados na forma

de média para cada período e para cada rio. A ACP foi realizada a partir da matriz de correlações das variáveis obtidas com a função `prcomp` do pacote `stats` do R no intuito de evitar interferências das diferentes escalas de medição empregadas nas análises físico-químicas de ambientes aquáticos (Magro, 2023). E para verificar quais espécies são indicadoras foi realizado o teste `IndVal` do pacote `labdsv` do R utilizando a matriz de abundância dos pontos pré e pós impacto (Ferronata et al., 2019).

3 RESULTADOS

Foram capturados organismos pertencentes a 94 táxons distribuídos nos Filos Nematoda, Mollusca, Annelida e Arthropoda. As maiores ocorrências foram registradas para Chironomidae e Oligochaeta em ambos os períodos amostrados, com 39274 e 5555 organismos, respectivamente (material suplementar 1). Em relação às ocorrências por rio amostrado, os rios localizados à montante da barragem, ou seja, os que sofreram o alagamento (Andrada e Capanema) apresentaram maiores ocorrências após a formação do reservatório. Já dos rios localizados à jusante Floriano apresentou uma redução, enquanto o Gonçalves Dias teve um aumento nas ocorrências (Fig. 2).

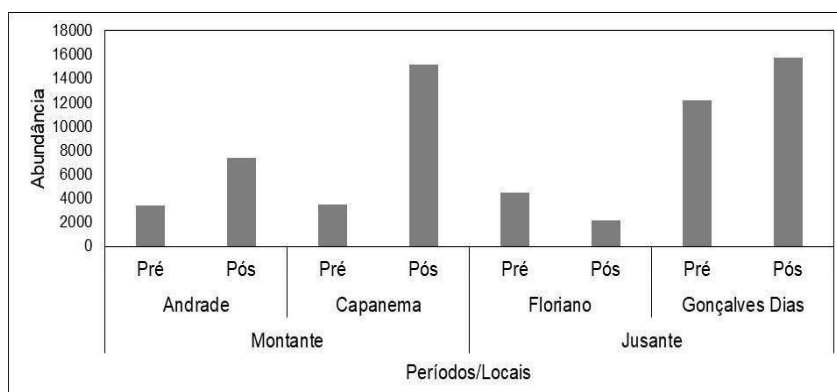


Figura 2 – Ocorrência de macroinvertebrados bentônicos nos rios amostrados nos períodos pré e pós implantação de UHE no baixo rio Iguaçu.

Em termos de comparação entre os períodos pré e pós implantação da UHE, em 35 táxons foram registrados aumentos nas abundâncias após a formação do reservatório, sendo que Chironomidae, Ceratopogonidae e Baetidae, que tiveram um aumento de 9796, 1010 e 857 organismos capturados, respectivamente (Fig. 3A). Entretanto, se for analisado em termos de porcentagem, *Leptohyphes* sp. registrou um aumento 1548%, seguido de Polycentropodidae, com 1109%, Corbiculidae e

Camelobaetidium sp., ambos com 1009%, podendo estes serem considerados os grupos mais favorecidos pela formação do reservatório (Fig. 3B).

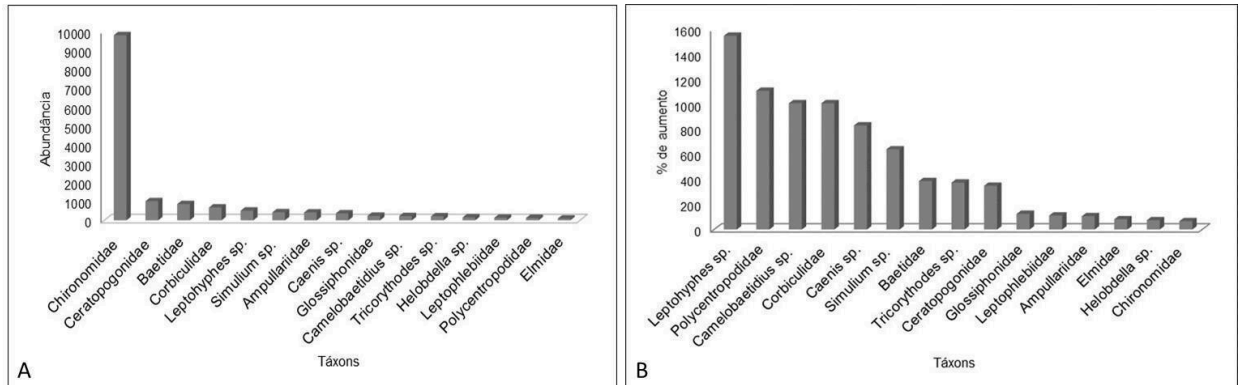


Figura 3 – Aumento nas abundâncias (A) e porcentagem (B) de ocorrência de macroinvertebrados bentônicos no período pós implantação de UHE no baixo rio Iguaçu.

Ainda em relação às alterações pós implantação da UHE, 29 táxons registraram quedas nas ocorrências. Entre os táxons que mais tiveram suas abundâncias reduzidas pode ser destacados *Oligochaeta*, com 3028, *Pisidium* sp., com 266 e *Alluaudomya* sp. com 255 organismos a menos quando comparados com o período pré (Fig. 4A).

Em termos de porcentagem de redução, *Alluaudomya* sp. e *Epigomphus* sp. passaram de abundâncias de 255 e 66 organismos, respectivamente no período pré implantação, para a completa ausência no período pós. *Hagenulopsis* sp. e *Oligochaeta* tiveram redução de 75,3 e 70,5% entre os períodos analisados, respectivamente (Fig. 4B). Desta maneira, estes táxons podem ser considerados os mais prejudicados com a implantação da UHE. Vale ressaltar que outros 13 táxons também apresentaram ausência no período pós formação do reservatório, porém estes táxons apresentaram pequenas abundâncias mesmo no período anterior a implantação da UHE.

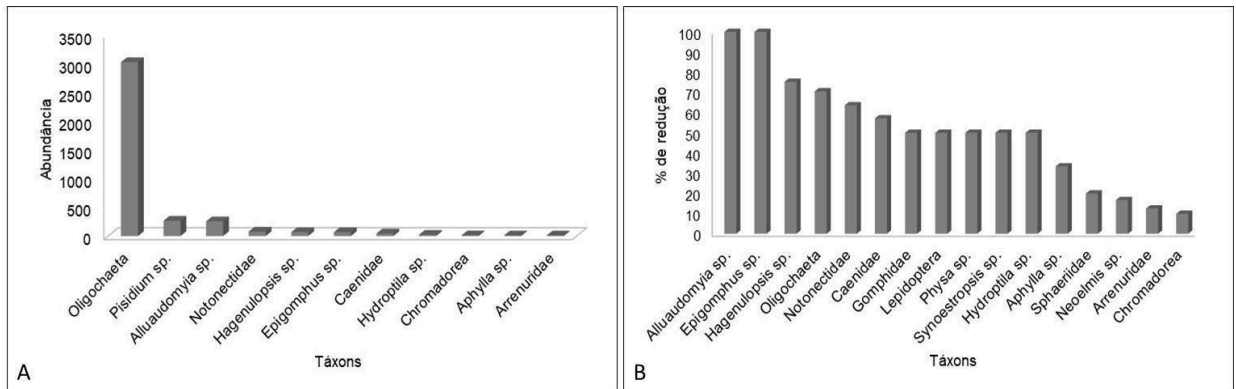


Figura 4 - Redução nas abundâncias (A) e porcentagem (B) de ocorrência de macroinvertebrados bentônicos no período pós implantação de UHE no baixo rio Iguçu.

Em termos de atributos da comunidade, os valores de riqueza não apresentaram um padrão em relação aos períodos e rios amostrados. Os rios Andrada e Gonçalves Dias, localizados à montante e à jusante da barragem, respectivamente, tiveram um aumento nos valores no período pós, enquanto os rios Capanema, localizado à montante, e Floriano à jusante tiveram redução (Fig. 5A). Já a diversidade e equitabilidade apresentaram um padrão com redução nos valores nos rios localizados à montante e aumento nos localizados à jusante da barragem no período pós implantação da UHE (Figs. 5B e 5C).

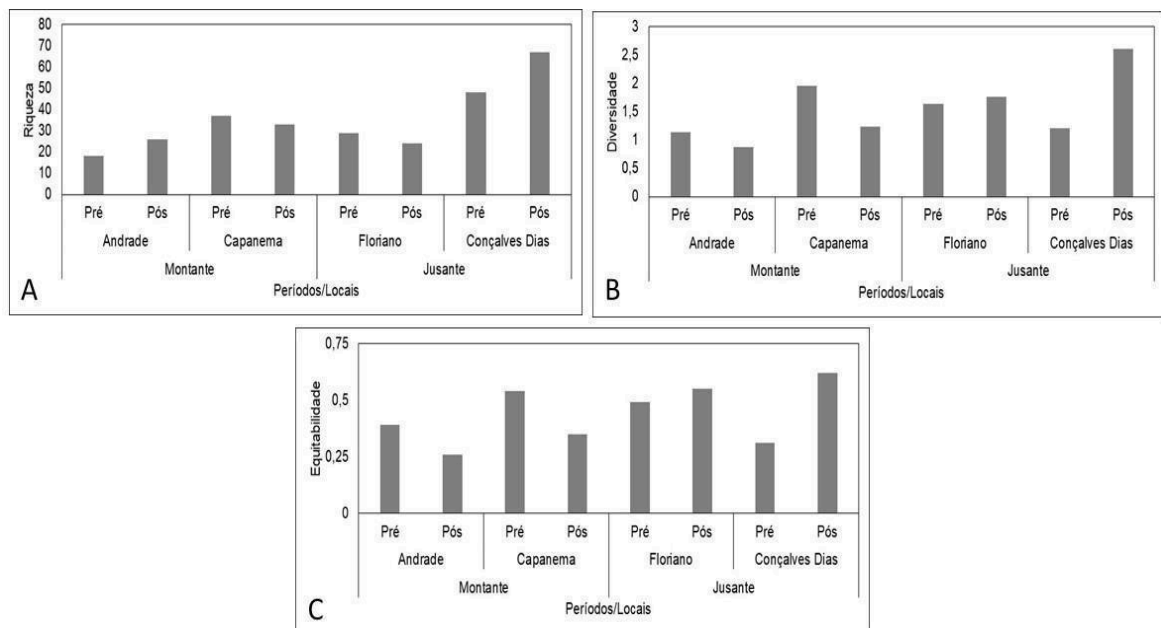


Figura 5 – Valores de Riqueza (A), Diversidade (B) e Equitabilidade (C) de macroinvertebrados bentônicos no período pós implantação de UHE no baixo rio Iguçu.

Considerando os grupos funcionais, foram observadas alterações substanciais nas ocorrências entre os períodos e rios avaliados. Em termos de porcentagem, o rio Andrada foi o que apresentou maiores aumentos nos grupos no período pós formação do reservatório. Neste rio os organismos Coletores-catadores foram os mais beneficiados com um aumento de 1262,73%, passando de 3263 organismos no período pré para 6499, seguidos de predadores, com 932,95%, passando de 88 para 909, e coletores-filtradores com 900,00% de aumento, passando de 11 no período pré para 110 organismos no período pós (Fig. 6; Tab. 3).

Tabela 3 – Abundância dos grupos tróficos funcionais de macroinvertebrados bentônicos nos rios amostrados nos períodos pré e pós implantação de UHE no baixo rio Iguaçú.

Local	MONTANTE				JUSANTE			
	Andrada		Capanema		Floriano		Gonçalves dias	
GTF/Período	PRÉ	PÓS	PRÉ	PÓS	PRÉ	PÓS	PRÉ	PÓS
COC	3263	6499	2651	10955	3596	1799	10560	9285
COF	11	110	133	253	255	88	421	1710
FRA	0	0	33	0	22	0	11	121
PRP	88	909	374	2275	519	221	574	1106
RAS	110	1499	265	99	486	1841	253	1666

Por outro lado, o Floriano apresentou reduções em quatro dos cinco grupos tróficos analisados, sendo que somente o grupo dos raspadores o que apresentou um aumento de 278,81%, passando de 253 para 1666 organismos no período pós formação do reservatório (Fig. 6; Tab. 3).

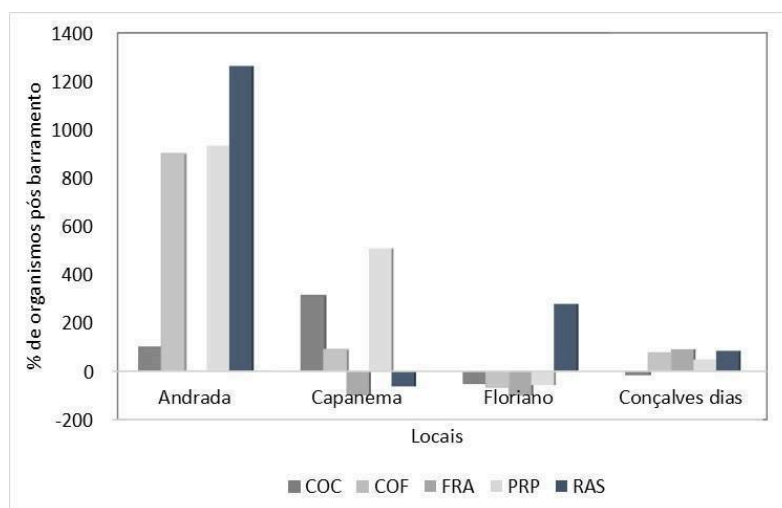


Figura 6 – Ocorrência dos grupos funcionais de macroinvertebrados bentônicos no período pós implantação de UHE no baixo rio Iguaçú.

Para a permanova em relação aos grupos apresentaram um resultado não significativo ($p=0,24$ para rio e $p=0,69$ para período), denotando homogeneidade da dispersão dos grupos. Entretanto, esta análise revelou que existe diferença

estatística significativa ($p < 0,05$) na composição dos grupos e valores de abundância entre os rios e também entre os diferentes períodos avaliados (rios antes e depois do impacto) (Tab. 4). Existe uma interação significativa entre as variáveis rio e período, demonstrando que as diferenças de composição das comunidades evidenciadas pelos resultados deste estudo estão relacionadas a ambos os critérios, ou seja, às particularidades de cada rio, mas também ao impacto ocorrido.

Tabela 4 – Resultado da Permanova realizada utilizando valores de abundância e composição de espécies de amostrados nos períodos pré e pós implantação de UHE no baixo rio Iguaçu.

Parâmetro	Grau de liberdade	Soma dos Quadrados	R ²	F	Pr(>F)
Rio	3	1,433	0,03294	2,1886	0,003
Período	1	2,308	0,05306	10,5758	0,001
Rio:Período	3	1,781	0,04094	2,7201	0,001
Resíduo	174	37,971	0,87305	-	-
Total	181	43,942	1,00000	-	-

Similarmente, o conjunto de dados de abundância relativa dos grupos funcionais foi previamente testado quanto à distribuição dos dados e das variâncias, revelando-se não normal e heterocedástico ($p < 0,05$ para Shapiro Wilk e para o teste de Bartlett). A Permanova realizada para os dados padronizados com logaritmo natural dos grupos funcionais, fazendo uso da dissimilaridade de Bray-Curtis, revelou diferença estatística significativa entre rios ($p = 0,001$) e período ($p = 0,001$), com interação também significativa entre os dois fatores ($p = 0,025$) (Tabela 5).

Tabela 5 – Resultados da Permanova realizada para o conjunto de grupos funcionais amostrados nos rios Andrade, Capanema, Floriano e Gonçalves antes e depois da instalação de uma usina hidrelétrica.

Parâmetro	Grau de liberdade	Soma dos Quadrados	R ²	F	Pr(>F)
Rio	3	470,1	0,05898	3,9004	0,001
Período	1	291,7	0,03660	7,2614	0,001
Rio:Período	3	217,8	0,02733	1,8071	0,025
Resíduo	174	6990,7	0,87709	-	-
Total	181	7970,3	1,00000	-	-

Algumas variáveis ambientais analisadas apresentaram variações consideráveis em seus valores em todos os rios amostrados. Condutividade elétrica, DQO, sólidos totais tiveram um aumento no período pós fechamento tanto nos rios represados a montante como nos localizados a jusante, enquanto a turbidez

registrou uma redução (Tab. 5). Já nitrogênio amoniacal e orgânico tiveram um aumento nos valores no período pós fechamento somente nos rios represados. As demais variáveis não apresentaram variações expressivas entre os períodos e rios analisados. (Tab. 6).

Tabela 6 - Médias e desvio padrão dos parâmetros físicos e químicos nos rios amostrados nos períodos pré e pós implantação de UHE no baixo rio Iguaçu..

Local	MONTANTE				JUSANTE			
	Andrada		Capanema		Florianópolis		Gonçalves dias	
Var./Período	PRÉ	PÓS	PRÉ	PÓS	PRÉ	PÓS	PRÉ	PÓS
ALC (mg/L)	22.7±9.5	24.1±3.1	35.6±10.8	33.5±8	22.1±9.6	21.7±6.2	22.9±9	26.9±4.5
COND (µS/cm)	49.6±12.3	69.8±17.8	71.9±14.7	90.4±22.3	36.1±5.3	61.2±12.2	42.5±6.4	68.5±14.1
DBO (mg/L)	1.9±0.8	2.7±2.3	2.4±0.6	2.7±2.1	2.3±0.7	2.4±1.6	2.5±0.5	2.3±1.8
DQO (mg/L)	19.2±10.8	47.4±22.0	17.8±12.6	49.4±24.5	16.3±9.2	42.4±24.4	14.9±12.2	40.9±25.9
FTD (mg/L)	0.02±0.01	0.02±0.01	0.02±0.02	0.03±0.02	0.01±0.01	0.02±0.02	0.02 ± 0.02	0.02±0.01
NTA (mg/L)	0.04±0.06	0.14±0.2	0.06±0.07	0.10±0.09	0.03±0.04	0.06±0.04	0.06 ± 0.10	0.07±0.05
NTO (mg/L)	1.60±3.1	0.9±0.6	1.3±1.3	0.9±0.7	0.9±0.9	1.0±0.8	1.0± 1.1	1.1±0.8
OD (mg/L)	7.90±0.8	6.4±1.2	7.6±1.2	6.1±1.4	8.1±1.1	7±1.2	7.7±0.7	7.1±1.2
pH	7.20±0.4	7.2±0.4	7.4±0.5	7.3±0.3	7.1±0.5	7.6±0.4	7.1±0.5	7.6±0.5
SOT (mg/L)	71.5±37.1	63.3±22.6	86.3±40.7	76.5±21.4	55.5±30.2	54.5±20.5	71.6±35.5	65.9±28.2
TEM (°C)	22.9±40.0	23.6±4.5	22.4±4.1	23.5±4.5	22.1±3.7	22.9±3.7	21.8±3.5	21.7±4.4
TRA (m)	1.4±10	1.4±0.6	0.7±0.4	1.2±0.7	1.7±0.7	1.7±0.6	1±0.7	0.8±0.3
TUR (NTUs)	25.8±31.4	9±12.7	33.2±36.8	13.3±11	7.8±6.4	4.6±5	34.9±71.4	16.2±33.7

Os resultados da Permanova realizada para os dados ambientais, utilizando-se 999 permutações e distância euclidiana revelaram que existe diferença estatística significativa entre o ambiente aquático dos diferentes rios e ao longo dos diferentes períodos. Verificou-se também que a interação entre as variáveis rio e período não foi significativa neste caso (Tabela 7).

Tabela 7 – Resultados da Permanova realizada para o conjunto de variáveis ambientais nos rios amostrados nos períodos pré e pós implantação de UHE no baixo rio Iguaçu.

Parâmetro	Grau de liberdade	Soma dos Quadrados	R2	F	Pr(>F)
Rio	3	328,7	0,05118	3,4733	0,001
Período	1	390,0	0,08363	17,0264	0,001
Rio:Período	3	49,1	0,01052	0,7140	0,776
Resíduo	174	3985,8	0,85467	-	-
Total	181	4663,6	1,00000	-	-

Os dois primeiros eixos da ACP (Dim1=46,4% $\lambda=1,59$ e Dim2=26,8% $\lambda=1,39$) somados explicam 73% da variância do conjunto de dados ambientais amostrados. As variáveis ambientais mais importantes para a dimensão 1 (Dim1) que capturou

46,4% da variação e que ultrapassaram o valor médio de contribuição esperado, foram oxigênio dissolvido (14%), condutividade elétrica (13%), DQO (12,9%), fósforo total (12,7%), Fósforo Dissolvido (10,7%), DBO (9,7%) e nitrogênio amoniacal (8,9%) (Figura 7). Já para o eixo 2, que capturou 26,8% da variância do conjunto de dados, as variáveis de maior contribuição foram sólidos totais (24,8% de Dim2), transparência (19,6%), turbidez (19,2%), alcalinidade total (15,3%) e nitrogênio orgânico (8,2%) (Figura 7).

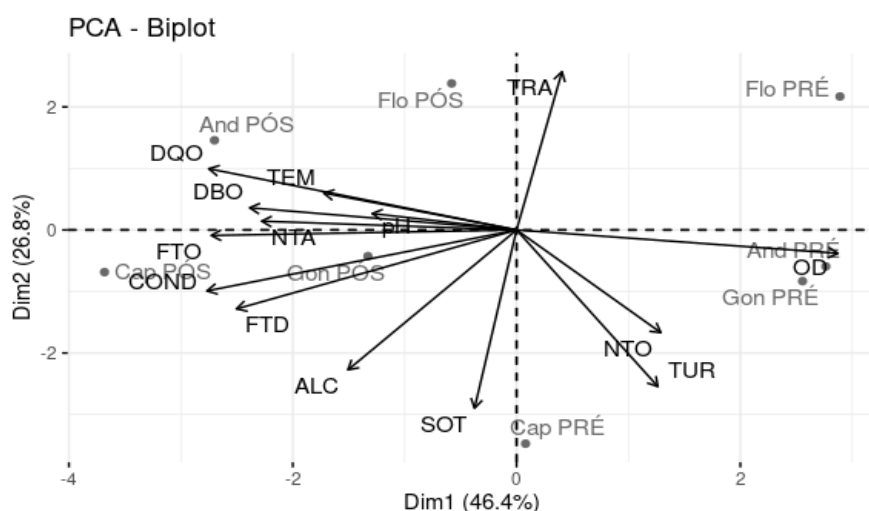


Figura 7- Resultado da análise de componentes principais (PCA) do conjunto de variáveis físico-químicas nos rios amostrados nos períodos pré e pós implantação de UHE no baixo rio Iguaçu.

O teste de IndVal revelou ao todo 12 espécies indicadoras distintas. Para o período anterior à instalação da hidrelétrica, as espécies indicadoras significativas foram Oligochaeta e *Alluaudomya* sp. Já para o período pós-impacto temos 10 espécies indicadoras significativas, Chironomidae, Ceratopogonidae, *Helobdella* sp., Corbiculidae, *Caenis* sp., *Corbicula* sp., *Limnoperma fortunei*, *Camelobaetidius* sp., *Microcylloepus* sp. e *Oecetis* sp. (Tabela 8).

Tabela 8- Relação de espécies indicadoras significativas de macroinvertebrados nos rios amostrados nos períodos pré e pós implantação de UHE no baixo rio Iguaçu.

Período	Táxon	Valor Indicador	p-Valor	GTF
Pré	Oligochaeta	0,5142	0,002	COC
	<i>Alluaudomya</i> sp.	0,0792	0,023	PRP
Pós	Chironomidae	0,6249	0,018	COC
	Ceratopogonidae	0,2607	0,004	PRP
	<i>Helobdella</i> sp.	0,1858	0,007	PRP
	Corbiculidae	0,1727	0,001	COF
	<i>Caenis</i> sp.	0,1137	0,007	COC

	<i>Corbicula</i> sp.	0,1111	0,001	COF
	<i>Limnoperma fortunei</i>	0,0741	0,009	COF
	<i>Camelobaetidius</i> sp.	0,0691	0,037	RAS
	<i>Microcylloepus</i> sp.	0,0494	0,039	COC
	<i>Oecetis</i> sp.	0,0494	0,038	PRP

Ao utilizar os rios como requisito de agrupamento da abundância relativa visando encontrar espécies indicadoras para cada rio, não foram encontradas espécies indicadoras significativas.

4 DISCUSSÃO

Após a implantação da UHE o aumento registrado nas abundâncias de captura aparentemente indicam uma melhora na condição ambiental nos rios avaliados, entretanto, este aumento pode estar relacionado a grupos mais adaptados às condições geradas em ambientes sob influência de barramentos, como menores velocidades de fluxo na área represada e maior transparência da água, tanto no reservatório como à jusante da barragem.

Tal fato pode ser evidenciado pelos menores valores de diversidade e equitabilidade registrados no período pós implantação da UHE, nos rios Andrada e Capanema, que foram impactados diretamente com a formação do reservatório. Isto indica que embora estes rios apresentaram aumento nas abundâncias, estas ficaram restritas a poucos grupos. Já os rios Floriano e Gonçalves Dias, que não tiveram suas características de fluxo alteradas significativamente (ou seja, não foram barrados) tiveram um aumento na diversidade e equitabilidade, indicando que além do aumento nas abundâncias, este aumento ficou distribuído mais equitativamente entre os grupos.

As maiores ocorrências de Chironomidae e Oligochaeta já eram esperadas, uma vez estes táxons são considerados abundantes nos ambientes aquáticos, conforme demonstrado em vários estudos, como Vilaça et al. (2021), que avaliou a abundância e a diversidade de macroinvertebrados bentônicos em 10 rios da região amazônica demonstraram que cerca de 50% foram desses táxons. Também estudos realizados por Gonçalves et al. (2017), e Fierro et al. (2015) igualmente evidenciam os Chironomidae como os mais abundantes, pois estão distribuídos em larga escala nos ambientes aquáticos de água doce, principalmente por serem organismos

tolerantes (Ladrera et al., 2013). Este grupo é considerado tolerante a situações adversas do ambiente e possuem grande dispersão nos ambientes, assim tornando-se abundantes no ambiente aquático (Trivinho-Strixino, 2011). Além disso Oligochaeta também foram representativos no estudo de Moretto et al. (2013), que demonstraram que podem ser considerados tolerantes e abundantes em ambientes com maior enriquecimento de nutrientes.

Vários táxons, como Ephemeroptera e Odonata, Annelida, Gastropoda e Diptera (*Alluaudomyia* sp.) tiveram redução nas suas abundâncias no período pós implantação da UHE. Dentre estes táxons, Ephemeroptera e Odonata podem ser considerados bons exemplos do impacto ocorrido, uma vez que esses táxons vivem em ambientes preservados sem perturbações ambientais, sendo fundamentais para avaliar a qualidade de ambientes aquáticos (Bagatini et al., 2012; Carvalho et al., 2013). Assim como também os gêneros pertencentes ao grupo EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) que são mais sensíveis à alterações na qualidade ambiental em caso de impacto ou piora na qualidade da água (Shimano et al., 2012). Entretanto, vale ressaltar que no caso de formação de reservatórios, a piora da qualidade ambiental está mais relacionada às alterações nas características físicas e químicas devido à modificação do regime de fluxo, profundidade e transparência da água do que a fatores de poluição.

Neste estudo, ficou evidenciado pela Análise de Componentes Principais uma nítida diferença nas variáveis ambientais entre os períodos, especialmente oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, DQO e DBO, fósforo dissolvido, nitrogênio amoniacal e turbidez. A variação nos valores podem ser devida ao processo de decomposição da matéria orgânica que foi alagada com a formação do reservatório (Agostinho et al., 2007) e pela alteração da entrada de nutrientes, assoreamento do fluxo de captação (Rodriguez et al., 2019).

A influência destas variáveis é relevante sobre as comunidades aquáticas. O oxigênio dissolvido por exemplo, é importante em vários processos no ambiente aquático, e está associado a elementos como temperatura, pressão e produção primária, e vários táxons de macroinvertebrados são sensíveis a condições de oxigênio abaixo de 8% de saturação (Trivinho-Strixino, 2011). Tal fato pode explicar a queda nos valores de diversidade e equitabilidade registrados nos rios Andrada e Capanema pós enchimento.

A redução nos valores dos atributos funcionais e nas abundâncias no rio Floriano indica que este pode ser considerado o local mais impactado pela implantação da UHE. Isto se deve possivelmente à sua proximidade com a barragem e normalmente ambientes como construção de barragens são influenciados pela água de menor qualidade liberada à jusante, com menor quantidade de nutrientes, níveis de oxigênio e menor turbidez. A alteração do regime de fluxo pelo reservatório pode afetar a concentração de nutrientes e a disponibilidade de oxigênio dissolvido na água liberada à jusante, o que pode afetar a composição da comunidade aquática (Silva et al., 2017).

Outro indício de impacto sobre o rio Floriano foi a redução da captura de organismos de praticamente todos os grupos funcionais. A redução de coletores-catadores, coletores-filtradores e fragmentadores pode estar relacionada à retenção da matéria orgânica pela barragem causando uma diminuição de recursos e retendo a matéria orgânica fragmentada, particulada e dissolvida (Agostinho et al., 1992; Brilhante, 2022). Por outro lado, o aumento de organismos raspadores pode ser devido ao aumento da transparência da água, que favorece a penetração de luz e o desenvolvimento de perifiton que é utilizado como alimento por eles (Cummins, 1979; Wallace & Anderson 1995; Brasil et al., 2014).

Ainda em relação aos grupos tróficos, os rios localizados à montante da barragem, ao contrário do rio Floriano, tiveram um aumento nas ocorrências dos grupos, especialmente o Andrada. Neste rio o maior aumento foi registrado para os organismos raspadores, predadores e coletores, Os coletores podem ter sido favorecidos o que pode ser devido à redução da velocidade de fluxo e sedimentação matéria orgânica proveniente do trecho livre do rio que se acumula na região da sua foz (Cao et al., 2020), enquanto que os raspadores pelo aumento da transparência, a exemplo ao ocorrido no rio Floriano.

A permanova revelou que existe diferença estatística significativa na composição de espécies e valores de abundância entre os rios e também entre os diferentes períodos avaliados (rios antes e depois do impacto). Existe uma interação significativa entre as variáveis rio e período, demonstrando que as diferenças de composição das comunidades evidenciadas pelos resultados deste estudo estão relacionadas a ambos os critérios, ou seja, às particularidades de cada rio, mas também ao impacto ocorrido, fato também encontrado por Chen et al., (2023).

Para o teste IndVal as espécies indicadoras foram Oligochaeta e Diptera nos períodos pré e pós, respectivamente, sendo considerados os táxons mais abundantes e diversificado nos mais variados tipos de ambientes aquáticos (Esteves, 2011). Em Pesquisas anteriores foi destacado a importância de Oligochaeta e Diptera como espécies indicadoras em ecossistemas aquáticos, pois são conhecidos por serem sensíveis e podem fornecer informações valiosas sobre a qualidade da água. Portanto, a presença e as características das populações de Oligochaeta e Diptera podem ser usadas como indicadores da condição ecológica geral dos ambientes aquáticos (Taybi et al., 2021).

Já as espécies indicadoras para o período pós fechamento podem estar relacionadas às mudanças nas características do ambiente, tanto sob o aspecto físico e químico como no hidrológico. A presença de espécies tolerantes à menores níveis de oxigênio, como os dípteros (Chironomidae, Ceratopogonidae) e moluscos *L.fortunei* e Curbiculidae) podem estar relacionado às maiores taxas de decomposição de matéria orgânica no ambiente alagado (Fonseca et al., 2014; Restello et al., 2014). O predomínio de espécies coletoras-catadoras, coletoras-filtradoras, raspadoras e predadoras podem estar relacionadas à redução da velocidade de fluxo e do transporte de nutrientes e sedimentação matéria orgânica (Bersch , 2020).

5 CONCLUSÃO

Em conclusão, a implantação da Usina Hidrelétrica (UHE) teve efeitos significativos na comunidade de macroinvertebrados aquáticos e nas condições ambientais dos rios avaliados. Enquanto alguns grupos de macroinvertebrados parecem se adaptar às mudanças induzidas pela formação do reservatório, resultando em aumentos nas abundâncias, essa adaptação é desigual e não se traduz necessariamente em uma melhoria geral da saúde do ecossistema aquático.

A redução na diversidade e equitabilidade em alguns rios é um indicativo preocupante da falta de equilíbrio nas populações de macroinvertebrados. Além disso, a sensibilidade de grupos indicadores, como Ephemeroptera e Odonata, às alterações nas condições ambientais destaca a importância de considerar o impacto das barragens na qualidade da água e no ecossistema.

As mudanças nas variáveis ambientais, como a redução no oxigênio dissolvido e o aumento na condutividade elétrica, DQO, DBO e turbidez, estão

intimamente relacionadas à formação do reservatório e à decomposição da matéria orgânica. Essas mudanças, por sua vez, afetam diretamente as populações de macroinvertebrados aquáticos. E por fim o monitoramento contínuo das condições ambientais e das populações de macroinvertebrados é crucial para avaliar o impacto das atividades humanas e para garantir a preservação dos sistemas aquáticos e dos serviços ecossistêmicos que eles fornecem.

6 REFERÊNCIAS

Agostinho, A. A., Júlio Jr., H. F., & Borghetti, J. R. (1992). Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação. Um estudo de caso: reservatório de Itaipu. *Revista Unimar*, 14, 89-107.

Agostinho, AA., LC. Gomes e FM. Pelicice. (2007). *Ecologia e manejo de recursos pesqueiros 391 em reservatórios do Brasil*. Editora da Universidade Estadual de Maringá, Maringá.

Anderson, M. J., K. E. Ellingsen & B. H. McArdle. (2006). Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters*, 9: 683-693.

APHA – Associação Americana de Saúde Pública. (2012). *Métodos padrão para exame de água e águas residuais (22a ed)*. Washington.

Bagatini, Y. M.; Delariva, R. L.; Higuti, J. (2012). Benthic macroinvertebrate community structure in a stream of the north-west region of Paraná State, Brazil. *Biota Neotropica*, v. 12, n. 1, p. 307-317.

Barrilli, C.H.G; Negreiros, F.N; Rocha. O; Verani. J.R. (2021). Macroinvertebrates responses based on chemical and physical variables in urban streams. doi: 10.11606/1807-0205/2021.61.83.

Bersch, K. T. J. (2020). *Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade de água para monitoramento de serviços ambientais hídricos na bacia do Arroio Epaminondas, Pelotas (RS)*. Tese de doutorado, Universidade Federal de Pelotas, Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação do Solo e da Água, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel.

Brilhante, F. D .F. (2022). *Qualidade ambiental de água oriunda de lagoas marginais utilizadas para fins de pesca artesanal em comunidade quilombola maranhense. Meio ambiente e a outra economia dos povos e comunidades tradicionais*, v. 1, n. 1, p. 61-72.

Brasil, L. S., Juen, L., Batista, J. D., Pavan, M. G., & Cabette, H. S. R. (2014). Longitudinal distribution of the functional feeding groups of aquatic insects in streams of the Brazilian Cerrado Savanna. *Neotropical Entomology*, 43(5), 421-428. Doi: 10.1007/s13744-014-0234-9.

Cao, Z., Bao, Y., Chen, X., & Zhang, X. (2020). Potential effect of upstream sediment trap by a dam on dissolved organic matter transported into the Three Gorges Reservoir, China. *Journal of Hydrology*, 590, 125385. Doi:10.1016/j.jhydrol.2020.125385.

Carvalho, F. G. D., Pinto, N. S., Júnior, J. M. B. D. O., & Juen, L. (2013). Efeitos da retirada da vegetação marginal sobre a comunidade de Odonata. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 25(1), 10-18.

Cebi. Consórcio Empreendedor Baixo Iguaçu. (2016). Termo de Referência para execução do Programa de Monitoramento do Meio Aquático – Subprograma Limnologia e Qualidade da Água na área de Influência da UHE Baixo Iguaçu. Capanema, PR. Disponível em: <https://baixoiguacu.com.br/>.

Chen, C., He, K., He, Y. (2023). Differential responses of macroinvertebrates and phytoplankton to river health status in different habitats. *Authorea Preprints*. Doi:10.22541/au.168838927.73112099/v1.

Cummins, K W, & Klug, M. J. (1979). Feeding Ecology of Stream Invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 10(1), 147-172. Doi: 10.1146/annurev.es.10.10179.001051.

Esteves, F. A. (2011). *Fundamentos de Limnologia*. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência.

Ferronata, M. C. (2019). Efeito espacial e temporal de uma pequena central hidrelétrica sobre a estrutura e composição funcional da comunidade de macroinvertebrados aquáticos. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, Paraná, Brasil.

Fierro, P.; Bertran, C.; Mercado, M.; Peña, C. F.; Tapia, J.; Hauenstein, E.; Caputo, L.; e Vargas, C. L. (2015). Landscape composition as a determinant of diversity and functional feeding groups of aquatic macroinvertebrates in southern rivers of the Araucanía, Chile. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* [online], vol.43, n.1, pp. 186-200. ISSN 0718-560X.

Fonseca, B.M., L. Mendonça, G. C; Padovesi, F. L. M. A & Fernandes, A.C.M. (2014) . Nutrient baselines of Cerrado low-order streams: comparing natural and impacted sites in Central Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment* .186: 19-33.

Gonçalves, F., Carlos, C., Aranha, J., & Torres, L. (2017). Does habitat heterogeneity affect the diversity of epigaeic arthropods in vineyards? *Agricultural and Forest Entomology*, 20(3), 366–379.

Hussain, Q. A., Pandit, A. K. (2012). Macroinvertebrates in streams: A review of some ecological factors. *International Journal of Fisheries and Aquaculture*, 4: 114-123, doi: 10.5897/IJFA11.045.

Kefford, B. J.; Nichols, S. J.; Duncan, R. P. (2023). The cumulative impacts of anthropogenic stressors vary markedly along environmental gradients. *Global Change Biology*, v. 29, n. 3, p. 590-602.

Kiraga, J. M. (2021). Hydroelectric Power Plants and River Morphodynamic Processes. *Journal of Ecological Engineering*, doi: 10.12911/22998993/139068.

Kovalyshyna S, Chuzhekova T, Grandova M, Onishchenko E, Zubcov E, Ukrainskyy V, Goncharov O, Munjiu O, Nabokin M, Ene A.(2021). Ecological Conditions of the Lower Dniester and Some Indicators for Assessment of the Hydropower Impact. *Applied Sciences*. 11(21):9900. Doi.org/10.3390/app11219900.

Ladrera, R.; Rieradevall, M.; Prat, N. (2013). Macroinvertebrados acuáticos como indicadores biológicos: una herramienta didáctica. *Ikastorratza, e- Revista de didáctica*, ISSN-e 1988-5911, No. 11, 19 p.

Landeiro, R., A. S. Melo; Callisto, M. (2011). Spatial scale and the diversity of macroinvertebrates in a Neotropical catchment. *Freshwater Biology*, 55: 424-435. Doi: 10.1111/j.1365-2427.2009.02291.x.

Ligeiro, R., A. S. Melo; Callisto, M. (2010). Spatial scale and the diversity of macroinvertebrates in a Neotropical catchment. *Freshwater Biology*, 55: 424-435.

Magro, C. (2023). Macroinvertebrados bentônicos e contaminação por microplásticos em ambientes de qualidade de água contrastantes da bacia do médio Rio Tietê (SP, Brasil). *Dissertação de Mestrado em Ciências Biológicas (Zoologia)*, Universidade Estadual Paulista (UNESP), Anhembí, SP, Brasil.

Magurran, A. E. (2013). *Ecological diversity and its measurement*. Springer Science & Business Media.

Mccafferty, W. P. (1981). *Aquatic entomology*. Boston, Jones and Bartlett. 448p.

Merrit, R. W & Cummins, K. W. (1996). *An introduction to the aquatic insects of North America*. 3a edição. Dubuque: Kendal/Hunt.

Merrit, R. W; Cummins, K. W; Martin, B. Berg. (2017). *Trophic Relationships of Macroinvertebrates*. doi: 10.1016/B978-0-12-416558-8.00020-2.

Moretto, Y.; Ressayé, S. N; Benedito, E.; Higuti, J.(2013). Effect of trophic status and sediment particle size on diversity and abundance of aquatic Oligochaeta (Annelida) in neotropical reservoirs. In: *Annales de Limnologie- International Journal of Limnology*. EDP Sciences p. 65-78.

Mugnai, R., Nessimian, J.L., and Baptista, D.F., (2010). *Manual de Identificação de Macroinvertebrados do Estado do Rio de Janeiro*. 1. ed. Rio de Janeiro: Technical Books.

Oksanen, J., Blanchet, FG, Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D. I. (2016). *Vegano: pacote de ecologia comunitária*. Pacote R.

Pérez, G.R. (1988). Guiapara el estudio de los macroinvertebrados acuáticos Del Departamento de Antioquia. Editorial Presencia Ltda, Bogotá.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. (2020). R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. URL <https://www.R-project.org/>.

Restello, R.M., C. Biasi, P.F.M.B. Moraes, G. Gabriel & L.U. Hepp. (2014) . Composition and diversity of the Chironomidae in subtropical streams: effects of environmental predictors and temporal analysis. *Acta Limnologica Brasiliensia* 26: 215-226.

Rodríguez, L. M. J., Márquez, M. C., Ripoll, M. E., Tierno, F. J. M. (2019). Effect of shifts in habitats and flow regime associated with water diversion for agriculture on the macroinvertebrate community of a small watershed. *Aquatic Ecology*, 103(3), 659-672. doi: 10.1007/s10452-019-09703-6.

Rosa, B. F. J. V., Didimo, J. S. D. C. L., Guimarães, L. P., & Alves, R. G. (2023). Efeito do tamanho do substrato no aninhamento das comunidades de macroinvertebrados bentônicos em riachos da Mata Atlântica. *Oecologia Australis*, 27(1), 1-12.

Rosenberg, D.M. and Resh, V.H. (1993) Introduction to Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. In: Rosenberg, D.M. and Resh, V.H., Eds., *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*, Chapman/Hall, New York, 1-9.

Santos, N. C. L., Garcia, B. E., Dias, J. D., Lopes, T. M., de Paiva, I., Severi, W., Gomes, L. C. e Agostinho, A. A. (2018). Cumulative ecological effects of a Neotropical reservoir cascade across multiple assemblages. *Hydrobiologia*, 819: 77-91.

Shimano, Y., et al., (2012). Distribuição espacial das guildas tróficas e estruturação da comunidade de Ephemeroptera (Insecta) em córregos do Cerrado de Mato Grosso, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 102 (2), 187–196.

Silva, L. C., de Oliveira, L. C., & de Oliveira, L. C. (2017). Avaliação da qualidade da água da sub-bacia do Ribeirão Taquaruçu Grande e da área de sua influência no reservatório da usina hidroelétrica Luis Eduardo Magalhães, TO. *Revista Brasileira de Engenharia Ambiental*, 12(6), 647-656.

Taybi, A.F ; Youness. M; Hakan. B; Millan. A. (2021). Are aquatic Hemiptera good indicators of environmental river conditions. *Aquatic Ecology*. Doi: 10.1007/S10452-021-09861-6.

Trivinho-Strixino, S. (2011). Larvas de Chironomidae: Guia de identificação. V. 1, 2, 3. São Carlos: gráfica UFScar, 371 p.

Vilaça, L. R. A.; Gouveia, J. H.; Gouveia, F. B. P.; Costa, W. L. S.; Silva, E. N. S.(2021). Grupos funcionais de alimentação da entomofauna aquática do lago Acariquara, Manaus/AM. Brazilian Journal of Development, Curitiba, v.7, n.1, p.10902-10917. DOI: <http://doi.org/10.34117/bjdv7n1-745>.

Wallace, J. B., & Anderson, N. H. (1995). Habitat, life history, and behavioral adaptations of aquatic insects. In: Merritt, R. W., & Cummins, K. W. (Eds.), An Introduction to the Aquatic Insects of North America (pp. 41-73). Dubuque, Iowa: Kendall/Hunt Publishing Company.

Wetzel, R.G. (1981). Limnologia. Omega, S.A. ed 1. Barcelona.

Anexos

Anexo 1- Enquadramento taxonômico dos macroinvertebrados bentônicos capturados nos períodos pré e pós implantação de UHE no baixo rio Iguaçu.

Filo	Classe	Ordem	Família	Espécie	
Nematoda	Chromadorea	-	-	-	
Mollusca	Bivalvia	Unionoidea	Corbiculidae	<i>Corbicula sp.</i>	
			Mycetopodidae	-	
		Mytiloidea	Mytilidae	<i>Limnoperna Fortunei</i>	
	Gastropoda	Basommatophora	Ancylidae	-	
			Physidae	<i>Physa sp.</i>	
		Mesogastropoda	Ampullariidae	<i>Pomacea sp.</i>	
		Veneroidea	Thiaridae	-	
	Sphaeriidae		<i>Pisidium sp.</i>		
Annelida	Oligochaeta	-	-	-	
	Hirudinea	Rhynchobdellida	Glossiphonidae	<i>Helobdella sp.</i>	
Arthropoda	Chelicerata	Acari	Arrenuridae	-	
			Hydrachnidae	-	
			Unionicolidae	-	
	Malacostraca	Decapoda	Aeglidae	-	
			Cyplididae	-	
	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	Dytiscidae	-
				Dryopidae	-
			Elmidae	Heterelmis sp.	
				Macrelmis sp.	
				Microcylloepus sp.	
				Neoelmis sp.	
				Stegoelmis sp.	
			Hydrophilidae	-	
		Psephenidae	<i>Psephenus sp.</i>		
		Diptera	Ceratopogonidae	<i>Alluaudomyia sp.</i>	
			Chaoboridae	-	
			Chironomidae	-	
			Empididae	<i>Hemerodromia sp.</i>	
			Psychodidae	-	
			Simuliidae	<i>Simulium sp.</i>	
Syrphidae			-		
Tipulidae			<i>Tipula sp.</i>		
Ephemeroptera	Baetidae		Baetis sp.		
		Baetodes sp.			

				<i>Camelobaetidius</i> sp.
			Caenidae	<i>Caenis</i> sp.
			Euthyplociidae	<i>Campylocia</i> sp.
			Leptohyphidae	<i>Leptohyphes</i> sp.
				<i>Macunahyphes</i> sp.
				<i>Traverhyphes</i> sp.
				<i>Tricorythodes</i> sp.
				<i>Tricorythopsis</i> sp.
			Leptophlebiidae	<i>Askola</i> sp.
				<i>Hagenulopsis</i> sp.
				<i>Hydrosmilodon</i> sp.
			Oligoneuriidae	-
			Polymitarcyidae	<i>Campsurus</i> sp.
			Corixidae	-
	Hemiptera		Gerridae	-
			Naucoridae	-
			Notonectidae	<i>Buenoa</i> sp.
	Lepidoptera		Pyralidae	<i>Cataclysta</i> sp.
	Odonata		Coenagrionidae	-
			Calopterygidae	<i>Argia</i> sp.
			Corduliidae	-
			Gomphidae	<i>Aphylla</i> sp.
				<i>Gomphoides</i> sp.
				<i>Epigomphus</i> sp.
				<i>Progomphus</i> sp.
		Libellulidae	<i>Orthemis</i> sp.	
		Megapodagrionidae	-	
	Plecoptera		-	-
	Trichoptera		Glossosomatidae	<i>Mortoniella</i> sp.
				<i>Hydroptila</i> sp.
			Hydropsychidae	<i>Hydropsyche</i> sp.
				<i>Smicridea</i> sp.
				<i>Synoestropsis</i> sp.
			Leptoceridae	<i>Oecetis</i> sp.
				<i>Triplectides</i> sp.
			Odontoceridae	-
		Polycentropodidae	<i>Cyrnellus</i> sp.	

Anexo 2 - Distribuição taxonômica dos indivíduos nos períodos pré e pós enchimento com seus respectivos grupos funcionais (GRF- Grupos funcionais, COC - Coletor catador, RAS - Raspador, PRP- Predador-parasita, FRA - Fragmentador, COF - Coletor-filtrador, Pré - Pré enchimento, Pós - Pós enchimento).

Táxons	And		Cap		Flo		Gon		GRF
	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	
Aeglidae	-	-	11	-	-	-	-	-	COC
Alluaudomyia sp.	11	-	-	-	166	-	78	-	PRP
Ampullariidae	-	33	44	-	22	11	321	754	RAS
Ancylidae	-	-	44	22	-	-	11	89	RAS
Aphylla sp.	-	-	-	-	-	-	33	22	PRP
Argia sp.	-	-	11	11	11	11	-	-	PRP
Arrenuridae	22	22	11	-	-	11	55	44	PRP
Askola sp.	-	-	11	11	-	-	-	44	RAS
Baetidae	11	-	66	-	22	22	122	1056	RAS
Baetis sp.	-	-	-	-	-	-	11	22	RAS
Baetodes sp.	-	-	-	-	-	22	-	11	RAS
Buenoa sp.	-	-	11	-	-	-	-	11	PRP
Caenidae	-	22	33	-	-	-	44	11	COC
Caenis sp.	-	-	-	77	-	111	44	222	COC
Calopterygidae	-	-	-	11	-	-	-	11	PRP
Camelobaetidius sp.	-	-	11	-	-	-	11	244	RAS
Campsurus sp.	-	22	-	22	-	44	11	-	COC
Campylocia sp.	-	-	-	-	-	-	11	-	COF
Cataclysta sp.	-	-	-	-	-	-	-	33	FRA
Ceratopogonidae	22	722	22	200	210	122	44	255	PRP
Chaoboridae	-	-	-	11	-	-	-	-	PRP
Chironomidae	1143	5967	1755	10423	2276	1201	9565	6944	COC
Chromadorea	100	22	-	11	22	33	-	44	COC
Coenagrionidae	-	-	-	-	-	-	11	-	PRP
Corbicula sp.	-	22	-	22	-	-	-	377	FRA
Corbiculidae	-	22	11	66	-	33	56	622	FRA
Corduliidae	-	-	11	11	-	11	22	89	PRP
Corixidae	-	-	11	-	-	-	11	-	PRP
Cyplidae	-	11	-	11	-	-	-	11	PRP
Cyrnellus sp.	-	11	-	-	-	-	-	144	COC
Dryopidae	-	33	-	-	-	-	-	-	RAS
Dytiscidae	-	-	11	-	-	-	-	-	PRP
Elmidae	11	-	11	-	22	-	66	200	RAS
Epigomphus sp.	-	-	44	-	11	-	11	-	PRP
Euthyplociidae	-	-	-	11	11	-	-	-	COF
Gerridae	-	44	-	11	-	-	-	-	PRP
Glossiphonidae	11	22	110	233	22	11	44	155	PRP
Glossosomatidae	-	11	-	-	-	-	-	11	RAS
Gomphidae	-	-	-	-	22	-	-	11	PRP
Gomphoides sp.	-	-	-	-	11	-	11	-	PRP
Hagenulopsis sp.	11	-	78	-	-	-	-	22	RAS
Helobdella sp.	11	66	33	44	44	33	122	221	PRP
Hemerodromia sp.	-	-	11	11	-	-	-	-	PRP
Heterelmis sp.	11	-	-	-	11	-	11	44	COC
Hydrachnidae	-	-	-	-	-	-	-	11	PRP
Hydrophilidae	-	-	-	-	-	-	22	-	COC
Hydropsyche sp.	-	-	-	-	-	-	-	122	RAS
Hydropsychidae	-	-	-	-	-	-	-	378	RAS

Taxons	And		Cap		Flo		Gon		GRF
	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	Pré	Pós	
<i>Hydroptila sp.</i>	-	-	11	-	-	-	33	22	RAS
<i>Hydrosmilodon sp.</i>	-	-	-	-	-	-	-	11	RAS
Lepidoptera	-	-	-	-	22	-	-	11	FRA
Leptoceridae	-	-	-	-	-	-	-	33	PRP
<i>Leptohyphes sp.</i>	-	-	11	-	-	-	22	544	COC
Leptohyphidae	-	-	78	44	-	22	233	322	COC
Leptophlebiidae	11	-	22	-	22	11	66	245	COC
Libellulidae	-	-	-	-	-	-	-	33	PRP
<i>Limnoperna Fortunei</i>	-	33	-	55	-	-	-	-	FRA
<i>Macrelmis sp.</i>	-	-	-	-	11	-	-	11	COC
<i>Macunahyphes sp.</i>	-	-	-	-	-	-	11	-	COC
Megapodagrionidae	-	-	-	11	-	-	-	22	PRP
<i>Microcylloepus sp.</i>	-	-	-	-	-	-	-	66	COC
<i>Mortoniella sp.</i>	-	-	-	-	-	-	-	33	RAS
Mycetopodidae	-	-	-	-	11	-	-	-	RAS
<i>Neelmis sp.</i>	22	-	-	-	33	-	11	55	COC
Notonectidae	-	11	66	-	22	-	33	33	PRP
Odontoceridae	-	-	-	33	-	-	-	22	RAS
<i>Oecetis sp.</i>	-	-	-	1656	-	11	-	22	PRP
Oligochaeta	1943	144	719	355	1210	355	420	410	COC
Oligoneuriidae	-	-	-	-	-	-	-	11	COC
<i>Orthemis sp.</i>	-	-	-	-	-	-	33	33	PRP
<i>Physa sp.</i>	-	-	-	-	-	-	22	11	RAS
<i>Pisidium sp.</i>	11	11	67	22	211	11	144	123	COF
Plecoptera	-	-	-	-	-	-	11	11	PRP
Polycentropodidae	-	-	-	-	11	-	-	133	COC
<i>Pomacea sp.</i>	-	-	-	-	22	33	11	44	RAS
<i>Progomphus sp.</i>	-	11	11	-	-	-	22	33	PRP
Psephenidae	-	-	-	1611	-	-	-	-	RAS
<i>Psephenus sp.</i>	-	-	-	11	11	-	-	78	RAS
Psychodidae	33	33	-	11	11	11	-	-	COC
Pyralidae	-	-	11	-	-	-	-	78	FRA
<i>Simulium sp.</i>	-	-	33	-	-	-	33	489	COF
<i>Smicridea sp.</i>	-	-	-	-	22	-	11	78	RAS
Sphaeriidae	-	22	22	33	22	33	177	89	COF
<i>Stegoelmis sp.</i>	-	11	-	-	-	-	11	11	COC
<i>Synoestropsis sp.</i>	-	11	11	-	-	-	11	-	RAS
Syrphidae	-	-	-	-	-	11	-	11	COF
<i>Tipula sp.</i>	-	-	22	-	-	-	-	-	FRA
Tipulidae	-	-	-	-	-	-	11	-	FRA
<i>Traverhyphes sp.</i>	-	-	11	-	-	-	-	-	COC
Trichoptera	11	-	-	-	-	-	-	-	RAS
<i>Tricorythodes sp.</i>	-	11	-	11	-	-	56	244	COC
<i>Tricorythopsis sp.</i>	-	-	-	-	-	-	33	100	COC
<i>Triplectides sp.</i>	11	-	11	55	-	11	33	44	PRP
Veneroida	-	-	-	44	-	-	-	-	COF
Total	3406	7352	3467	15172	4524	2185	12196	15755	