

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ
CENTRO DE ENGENHARIAS E CIÊNCIAS EXATAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS PESQUEIROS E
ENGENHARIA DE PESCA

MICHELLI CAROLINE FERRONATO

Efeito espacial e temporal de uma pequena central hidrelétrica sobre a estrutura e composição funcional da comunidade de macroinvertebrados aquáticos

Toledo

2019

MICHELLI CAROLINE FERRONATO

Efeito espacial e temporal de uma pequena central hidrelétrica sobre a estrutura e composição funcional da comunidade de macroinvertebrados aquáticos

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca – Mestrado e Doutorado, do Centro de Engenharias e Ciências Exatas, da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca.

Área de concentração: Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca.

Orientador: Prof. Dr. Pitágoras Augusto Piana

Toledo

2019

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

Ferronato, Michelli Caroline

Efeito espacial e temporal de uma pequena central hidrelétrica sobre a estrutura e composição funcional da comunidade de macroinvertebrados aquáticos / Michelli Caroline Ferronato; orientador(a), Pitágoras Augusto Piana; coorientador(a), Paulo Vanderlei Sanches, 2019.

72 f.

Tese (doutorado), Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Campus de Toledo, Centro de Engenharias e Ciências Exatas, Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca, 2019.

1. Traços funcionais. 2. Macroinvertebrados. 3. Diversidade Funcional. 4. Usina hidrelétrica. I. Piana, Pitágoras Augusto. II. Sanches, Paulo Vanderlei. III. Título.

ATA DE APROVAÇÃO DA DEFESA



unioeste

Universidade Estadual do Oeste do Paraná

Campus de Toledo




PARANÁ

GOVERNO DO ESTADO

Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca

ATA DA DEFESA PÚBLICA DA TESE DE DOUTORADO DE MICHELLI CAROLINE FERRONATO, ALUNO(A) DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS PESQUEIROS E ENGENHARIA DE PESCA DA UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ - UNIOESTE, E DE ACORDO COM A RESOLUÇÃO DO PROGRAMA E O REGIMENTO GERAL DA UNIOESTE.

Ao(s) 08 dia(s) do mês de março de 2019 às 14h, no(a) Sala 01 – Bloco D, realizou-se a sessão pública da Defesa de Tese do(a) candidato(a) Michelli Caroline Ferronato, aluno(a) do Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca - nível de Doutorado, na área de concentração em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca, orientada pelo professores Pitágoras Augusto Piana – orientador e Paulo Vanderlei Sanches – coorientador. A comissão examinadora da Defesa Pública foi aprovada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca. Integraram a referida Comissão os(as) Professores(as) Doutores(as): Pitágoras Augusto Piana, Nyamien Yahaut Sebastien, Dirceu Baumgartner, Lucíola Thais Baldan, Julio Daniel do Valle. Os trabalhos foram presididos pelo(a) Pitágoras Augusto Piana, orientador(a) do(a) candidato(a). Tendo satisfeito todos os requisitos exigidos pela legislação em vigor, o(a) candidato(a) foi admitido(a) à Defesa de TESE DE DOUTORADO, intitulada: "Pequena central hidrelétrica atua como filtro ambiental sobre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos". O(a) Senhor(a) Presidente declarou abertos os trabalhos, e em seguida, convidou o(a) candidato(a) a discorrer, em linhas gerais, sobre o conteúdo da Tese. Feita a explanação, o(a) candidato(a) foi arguido(a) sucessivamente, pelos(as) professores(as) doutores(as): Nyamien Yahaut Sebastien, Dirceu Baumgartner, Lucíola Thais Baldan, Julio Daniel do Valle. Findas as arguições, o(a) Senhor(a) Presidente suspendeu os trabalhos da sessão pública, a fim de que, em sessão secreta, a Comissão expressasse o seu julgamento sobre a Tese. Efetuado o julgamento, o(a) candidato(a) foi aprovada. A seguir, o(a) Senhor(a) Presidente reabriu os trabalhos da sessão pública e deu conhecimento do resultado. E, para constar, o(a) Coordenador(a) do Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca, da Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE - Campus de Toledo, lavra a presente ata, e assina juntamente com os membros da Comissão Examinadora e o(a) candidato(a).


Orientador(a) Pitágoras Augusto Piana

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Toledo (UNIOESTE)



Nyamien Yahaut Sebastien

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Toledo (UNIOESTE)



unioeste

Universidade Estadual do Oeste do Paraná

Campus de Toledo



PARANÁ

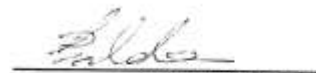
GOVERNO DO ESTADO

Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca

ATA DA DEFESA PÚBLICA DA TESE DE DOUTORADO DE MICHELLI CAROLINE FERRONATO, ALUNO(A) DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS PESQUEIROS E ENGENHARIA DE PESCA DA UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ - UNIOESTE, E DE ACORDO COM A RESOLUÇÃO DO PROGRAMA E O REGIMENTO GERAL DA UNIOESTE.



Dirceu Baumgartner

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Toledo (UNIOESTE)

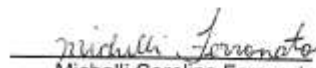


Luciola Thais Baidan

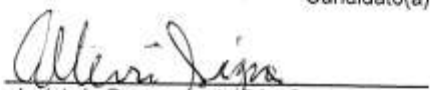
Universidade Federal do Paraná (UFPR)


Julio Daniel do Valle

Pontifícia Universidade Católica do Paraná (PUCPR)


Michelli Caroline Ferronato

Candidato(a)



Coordenador(a) do Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca

Altevir Signor

Coord. do Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Eng. de Pesca - PREP
Portaria nº 1958/2018 - GRE

Homologação do Colegiado do PREP:

Parecer do Colegiado do PREP: favorável Atá 001 de 01/04/19.

Dedicatória

Já me disseram que “**a gratidão é a memória do coração**”. Este é o sentimento que pode resumir a sensação de uma jovem que aprendeu a sonhar! E em busca do seu sonho, foi lá e fez...

Dedico esta conquista as pessoas que me motivam e me enriquecem diariamente.

Dedico aos meus amados sogros Maria do Carmo Riggo Cesnik e Valdemir Cesnik por terem me dado o seu maior presente e me acolhido nesta família. Minha eterna gratidão!

Dedico as pessoas mais importantes da minha vida, **minha família...** ah como eu amo vocês. Ao meu eterno herói **Marcos Antônio Ferronato** e a minha rainha **Maria Aparecida Ferronato** que sempre sonharam em ter uma filha “estudada”. A minha princesinha **Camila Eduarda Ferronato**, nosso tesouro familiar. A vocês minha eterna gratidão! Amo vocês meu porto seguro!

Dedico ao meu melhor amigo, companheiro, amor da minha vida e meu esposo **Denny Vinícius Cesnik**, por toda paciência, dedicação, incentivo, atenção e colo quando precisei. Obrigada por me fazer melhor a cada dia. A você minha eterna gratidão!

E por fim, dedico ao artista da meus sonhos e da minha vida, Deus, fonte da minha existência, me guie, rege e ilumine, Amém.

“Cada sonho que você deixa para trás, é um pedaço do seu futuro que deixa de existir”

Steve Jobs

Agradecimento

Ao longo de minha vida sempre tive a graça de ser rodeada por “anjos da guarda”, que sem os quais meus objetivos seriam muito difíceis de alcançar, ou seriam até inatingíveis. Por isso essa parte da tese é tão **especial**. Quero aqui expressar de coração os meus agradecimentos as seguintes pessoas e instituições:

A Pontifícia Universidade Católica do Paraná – PUCPR, *campus* Toledo, por estimular seu corpo docente a se qualificar e crescer profissionalmente, motivando a realizar com êxito o doutoramento, especialmente aos meus colegas e amigos **Marizete Gonçalves da Silva, Evandro Jackson Redivo Nava e Hermes João Inácio**.

Aos meus queridos orientados acadêmicos, em especial os que compartilharam desta área fantástica de pesquisa... aos meus *superbentônicos*.... **Micheli Lucini, Andreia Petry, Jéferson Pontile, Cinthia Teixeira, Débora Gozzi, Leticia Migliavaca, Andreia Schiller, Tânia Scherer, Bianca de Martini, Débora Gassen, Natali Boiko**. Sucesso à vocês!

A Universidade Estadual do Oeste do Paraná – Unioeste, *campus* Toledo, pela formação durante o programa de Engenharia de Pesca, nível doutorado, bem como aos assistentes do programa, que sempre se mostraram dispostos em auxiliar, especialmente a **Carla Regina Meurer** e o **Uilian Simões**.

Ao Grupo de Pesquisas em Recursos Pesqueiros e Limnologia – GERPEL/Unioeste, Toledo, por disponibilizar os dados e as informações utilizadas para a elaboração desta tese, especialmente ao prof. **Gilmar Baumgartner**, pela gentileza e presteza em sempre auxiliar.

Ao meu co-orientador e “pai” acadêmico, Prof. **Paulo Vanderlei Sanches**, que contribuiu brilhantemente com minha formação desde a graduação e me acompanha durante toda esta jornada, a você minha eterna gratidão!

Ao meu orientador e motivador **Pitágoras Augusto Piana**, que não permitiu que eu fraquejasse e desistisse do doutorado, a você professor, orientador e farol desta pesquisa, minha eterna gratidão!

SUMÁRIO

| | |
|--|-----------|
| RESUMO GERAL..... | 09 |
| Capítulo 1: Pequena central hidrelétrica atua como filtro ambiental sobre a estrutura e composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos..... | 11 |
| RESUMO..... | 11 |
| ABSTRACT..... | 12 |
| 1 INTRODUÇÃO..... | 14 |
| 2 MÉTODO..... | 16 |
| 2.1 Área de estudo..... | 16 |
| 2.2 Amostragens e escalas hierárquicas | 17 |
| 2.3 Análise dos dados | 18 |
| 2.3.1 Análise da qualidade da água | 18 |
| 2.3.2 Análise biológica..... | 18 |
| 2.3.3 Escalas hierárquicas (qualidade da água x biológica)..... | 19 |
| 3 RESULTADOS | 20 |
| 3.1 Análise da qualidade da água | 20 |
| 3.2 Análise biológica..... | 21 |
| 3.3 Escalas hierárquicas (qualidade da água x biológica) | 26 |
| 4 DISCUSSÃO | 28 |
| 4.1 Análise da qualidade de água..... | 28 |
| 4.2 Análise biológica | 30 |
| 4.3 Escalas hierárquicas (variáveis físicas e químicas x biológicas)..... | 31 |
| 6. CONCLUSÃO | 34 |
| 7. REFERÊNCIAS | 35 |
| Capítulo 2: Impactos ambientais de uma PCH sobre a diversidade funcional da assembleia de insetos aquáticos por meio de traços e índices funcionais | 47 |
| RESUMO..... | 47 |
| ABSTRACT..... | 48 |
| 1 INTRODUÇÃO..... | 49 |
| 2 MÉTODO..... | 51 |
| 2.1 Área de estudo..... | 51 |
| 2.2 Amostragem | 51 |
| 2.3 Análise dos dados | 52 |

| | |
|---|----|
| 3 RESULTADOS | 53 |
| 3.1 Constância das famílias de insetos aquáticos bentônicos | 53 |
| 3.2 Índices funcionais | 54 |
| 3.2.1 Traços reprodutivos | 54 |
| 3.2.2 Traços morfológicos | 56 |
| 3.2.3 Traços tróficos | 57 |
| 3.2.4 Traços ecológicos | 58 |
| 4. DISCUSSÃO | 60 |
| 5. CONCLUSÃO | 64 |
| 6. REFERÊNCIAS | 65 |
| 6. CONCLUSÃO GERAL | 72 |

RESUMO GERAL

O tema desta tese foi motivado desde a graduação, onde venho desenvolvendo e aprimorando pesquisas relacionadas a comunidade de macroinvertebrados bentônicos e a sua interação com os recursos hídricos.

Assim, esta tese está estruturada em dois capítulos que abordarão sobre os efeitos de uma pequena central hidrelétrica sobre a comunidade de invertebrados aquáticos a saber:

Capítulo 1: Pequenas centrais hidrelétricas atuam como filtro ambiental sobre a estrutura e composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos.

Este capítulo teve como objetivo analisar o efeito de filtro ambiental de uma pequena central hidrelétrica (PCH), em escala temporal e espacial, sobre a dinâmica regulatória de variáveis físicas, químicas e biológicas. Especificamente objetivou i) avaliar a composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos com base na sua constância, e comportamento da estruturação da comunidade nas escalas estudadas; ii) identificar o comportamento temporal e espacial da qualidade da água por meio de variáveis físicas e químicas; iii) avaliar o efeito integrado das variáveis físicas e químicas na estrutura da comunidade de macroinvertebrados.

Capítulo 2: Efeito espacial e temporal da construção de uma pequena central hidrelétrica sobre a diversidade funcional da assembleia de insetos aquáticos por meio de traços e índices funcionais

Este trabalho objetivou identificar mudanças na composição e estrutura funcional da assembleia de insetos aquáticos bentônicos em uma região afetada por uma pequena central hidrelétrica (PCH). Especificamente, a assembleia de insetos aquáticos foi caracterizada com base na abundância, constância e categorias de traços funcionais (reprodutivos, morfológicos, tróficos e ecológicos) das famílias presentes.

Destacamos grandes efeitos nos traços ecológicos e morfológicos dos organismos, que claramente buscaram estratégias adaptativas para sobrevivência no ambiente alterado, especialmente no reservatório, que apresentou os menores resultados para as métricas e índices funcionais aplicados, entretanto, funcionou como um decantador de matéria orgânica proveniente da montante, melhorando as condições físicas, químicas e biológicas da água do rio São Francisco a jusante da barragem.

Outro destaque relevante foi o desempenho dos resultados biológicos em relação aos físicos e químicos da água, visto que a análise integrada de parâmetros ambientais (físicos, químicos e biológicos), entregam com uma assertividade mais significativa as reais condições do ambiente do que quando avaliadas individualmente, reforçando o fato de que

parâmetros físicos e químicos da água devem ser integrados com os biológicos para a avaliação de impactos ambientais. Além disso, o uso da abordagem funcional na pesquisa com uso de índices e traços funcionais foram significativos para análise e conclusão do trabalho.

Assim, concluímos com estes capítulos que a comunidade de macroinvertebrados e os insetos aquáticos bentônicos, foram significativamente modificados pela construção da barragem da PCH São Francisco, visto que as mudanças hidrológicas e estruturais de habitat foram os grandes responsáveis pela modificação da composição e estrutura e redução da diversidade funcional de macroinvertebrados.

Palavras chaves: Avaliação integrada. Degradação ambiental. Reservatório. Bioindicadores, Macroinvertebrados. Bioindicadores. Impactos ambientais. Reservatório.

Overview

The theme of this thesis has been motivated since graduation, where I have been developing and refining research related to the benthic macroinvertebrate community and its interaction with water resources.

Thus, this thesis is structured in two chapters that will address the effects of a small hydroelectric plant on the aquatic invertebrate community namely:

Chapter 1: Small hydroelectric plants act as an environmental filter on the structure and composition of the benthic macroinvertebrate community.

This chapter aimed to analyze the environmental filtering effect of a small hydroelectric power station (SHP), on a temporal and spatial scale, on the regulatory dynamics of physical, chemical and biological variables. Specifically aimed to i) evaluate the community composition of benthic macroinvertebrates based on their constancy, and behavior of community structuring in the studied scales; ii) identify the temporal and spatial behavior of water quality through physical and chemical variables; iii) evaluate the integrated effect of physical and chemical variables on the structure of the macroinvertebrate community.

Chapter 2: Spatial and temporal effects of the construction of a small hydroelectric power plant on the functional diversity of aquatic insect assemblages by means of functional traits and indices. This work aimed to identify changes in the composition and functional structure of the assemblage of benthic aquatic insects in a region affected by a small hydroelectric power station (PCH). Specifically, the aquatic insect assemblage was characterized based on the abundance, constancy and categories of functional traits (reproductive, morphological, trophic and ecological) of the families present. We highlight great effects on the ecological and morphological traits of the organisms, which clearly sought adaptive strategies for survival in the altered environment, especially in the reservoir, which presented the lowest results for the applied metrics and functional indices, however, functioned as a decanter of organic matter from the upstream, improving the physical, chemical and biological conditions of the São Francisco River water downstream of the dam. Another relevant highlight was the performance of biological results in relation to water physics and chemicals, since the integrated analysis of environmental parameters (physical, chemical and biological), deliver with more significant assertiveness the real conditions of the environment than when evaluated individually, reinforcing the fact that physical and chemical parameters of water must be integrated with biological parameters for the assessment of environmental impacts. In addition, the use of the functional approach in research using indexes and functional traits were significant for analysis

and conclusion of the work. Thus, we conclude from these chapters that the macroinvertebrate community and benthic aquatic insects were significantly modified by the dam construction of the São Francisco SHP, as the hydrological and structural changes of habitat were largely responsible for the modification of composition and structure and reduction of the functional diversity of macroinvertebrates.

Keywords:: Integrated assessment. Ambiental degradation. Reservoir. Bioindicators, Macroinvertebrates. Bioindicators. Environmental impacts. Reservoir.

CAPÍTULO 1

Pequena central hidrelétrica atua como filtro ambiental sobre a estrutura e composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos

RESUMO

A dinâmica hidrológica de um curso hídrico é produto da intrínseca interação de fatores ambientais e as condições do uso do solo, em que perturbações naturais ou antrópicas podem influenciar o ecossistema. Assim, como os reservatórios implantados em rios causam drásticas mudanças de habitat, o objetivo deste estudo foi avaliar o efeito de uma pequena central hidrelétrica (PCH) sobre características físicas e químicas da água da comunidade de macroinvertebrados bentônicos. Especificamente objetivou i) avaliar a composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos com base na sua constância, e comportamento da estruturação da comunidade; ii) identificar o comportamento temporal e espacial da qualidade da água por meio de variáveis físicas e químicas; iii) avaliar o efeito integrado das variáveis físicas e químicas na estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos. Amostras trimestrais foram realizadas entre dezembro de 2008 a junho de 2016, permitindo o acompanhamento da construção da PCH São Francisco, observando escalas espaciais estabelecidas como montante, reservatório e jusante (MON, RES e JUS) e temporais (ao longo do período de construção da PCH). Para isso foram determinadas variáveis físicas e químicas e macroinvertebrados bentônicos para uma análise de abordagem hierárquica integrada. Como resultados, foram observados 31 táxons com constância superior a 10%, em que Chironomidae esteve em 100% das amostras. Efeitos relevantes foram observados tanto para escala espacial quanto temporal sendo MON e JUS mais similares do que em relação a RES e da mesma forma, as etapas PÓS1 e PÓS2 foram mais similares do que PRÉ. Em relação as métricas biológicas, JUS e PÓS2 apresentaram os melhores resultados. De acordo com os resultados das variáveis físicas e químicas, não foi identificado efeito interativo entre as escalas avaliadas, bem como entre os locais de amostragens, no entanto, a escala temporal foi significativa, diferenciando tanto a etapa PÓS1, quanto a PÓS2, em relação ao PRÉ. Por fim, quando observamos os resultados integrados, podemos verificar efeitos significativos de variáveis físicas e químicas sobre a comunidade biológica e uma distinção da ordenação dos pontos, em que JUS e MON são mais similares do que RES ao longo do tempo. Assim, podemos concluir que a construção da PCH São Francisco apresentou efeitos significativos sobre as variáveis físicas, químicas e

biológicas, atuando como um filtro ambiental regulatório para macroinvertebrados.

Palavras-chave: Avaliação integrada. Degradação ambiental. Reservatório. Bioindicadores.

Small hydroelectric power plants act as an environmental filter on the structure and composition of the community of benthic macroinvertebrates

ABSTRACT

The hydrological dynamics of a water course is the product of the inherent interaction of environmental factors and conditions of use of the soil, in which natural or anthropogenic disturbances can influence the ecosystem. Thus, as the reservoirs implanted in rivers cause drastic changes of habitat the objective of this study was to analyze the effect of environmental filter a small hydroelectric plant (PCH), in temporal and spatial scale, on the regulatory dynamics of physical, chemical and biological parameters. Specifically aimed at i) to assess the composition of benthic macroinvertebrate community based on their constancy, and behavior of the community structure on the scales studied ii) to identify the spatial and temporal behavior of water quality by means of physical and chemical parameters; (iii) assess the integrated effect of physical and chemical parameters in the structure of the macroinvertebrate community. Quarterly samplings were carried out between December 2008 and June 2016, allowing the monitoring of the construction of the PCH São Francisco, observing spatial space, established as reservoir and downstream (MON, RES and JUS) and temporal (PRE, POST1 e POST2). For this were certain physical and chemical variables and benthic macroinvertebrates for an integrated analysis of hierarchical approach. As a result, 31 taxa were observed with constancy exceeding 10%, in that Chironomidae was in 100% of the samples. Significant effects were observed for both temporal and spatial scale, and grouping of MON e JUS being more similar than in RES and in the same way, the periods POST1 e POST2 were more similar than PRE. In relation to the biological metrics, JUS and POST2 showed the best results. According to the results of physical and chemical variables, was not identified interactive effect between the scales assessed, as well as among the sampling sites, however, the temporal scale was significant, differentiating between both the period POST1, as the POST2, in relation to the PRE. Finally, when we observed the results of the CCA, we see significant results of physical and chemical variables on the biological community and a distinction of ordination points, in which justice and MON are more similar than RES over time. Thus, we can conclude that the construction of the PCH São Francisco showed significant effects on physical, chemical and

biological, acting as a filter for benthic regulatory environment, but has been showing signs of water body purification.

Keywords: Integrated assessment. Environmental degradation. Reservoir. Bioindicators.

1. INTRODUÇÃO

A dinâmica hidrológica de um curso hídrico é produto de uma intrínseca interação de fatores ambientais (vegetação, solo, clima e relevo (Omernik, 1987; Bayley, 2005), e de condições do uso do solo de uma bacia hidrográfica. Havendo alterações desses fatores, as condições ambientais também serão modificadas (Yount & Niemi et al., 1990; Friedl & Wüest, 2002; Costa, Botta & Cardille, 2003; Pereira, 2011), acarretando impactos considerados por muitos pesquisadores como filtros ambientais, que podem ser irreversíveis em alguns casos, devido às modificações ecológicas, físicas, químicas e biológicas do ambiente (Zhang et al., 2010, Karmakar et al., 2011).

Exemplo disso, são os barramentos artificiais considerados ecossistemas complexos, dinâmicos e intermediários entre rios e lagos (Chellappa et al., 2009; Beghelli et al., 2014), que podem selecionar as espécies ocorrentes, devido as condições ambientais limitantes (Keddy, 1992), como o alagamento marginal, o aumento do nível da água e eventuais mudanças do curso do rio represado (Barreto et al., 2017). Essas modificações afetam a fauna e a flora da região inundada para a constituição do reservatório, e influi sobre os trechos a montante e a jusante do empreendimento (Agostinho et al., 2016), devido a criação de um novo gradiente horizontal na dinâmica do ecossistema (Karmakar et al., 2011).

Assim, pelo intenso impacto ambiental, os barramentos podem funcionar como filtros ambientais reguladores (Forbes, 1925; Keddy, 1992; Poff, 1997; Bedoya, Manolakos & Novotny, 2011), em escala espacial e temporal (Mykrä, Heino & Muotka, 2007). Na região da montante os efeitos incluem o aumento significativo da sedimentação e inundação de vegetação marginal e da mesma forma, os efeitos de uso do solo da bacia que são transportados rio abaixo (Angulo-Valencia et al., 2016). Estes efeitos modificam as condições químicas e físicas da água, a reprodução das espécies aquáticas, alterações significativas de habitats, acréscimo da biomassa de macrófitas, maior probabilidade de eutrofização e profundas alterações na estrutura das populações biológicas (Affonso et al., 2016).

Por sua vez, na jusante da barragem, o fluxo hidrológico passa a ter regimes de cheia e seca dependentes do volume da barragem, e desta forma, alterações na qualidade física e química da água modificam conseqüentemente a composição e estrutura das comunidades biológicas (Esteves, 2011, Ishiyama et al., 2018). Portanto, nos estudos que pretendem avaliar a influência de diferentes fatores sobre a seleção de organismos, é importante utilizar de abordagens que quantifique tanto os efeitos independentes, quanto análises integradas das

condições degradantes do meio (Cushman & Mcgarigal, 2002), pois apenas espécies capazes de se adaptar sob as características específicas do ambiente, sobrevivem, e portanto, este indivíduos refletem as condições ambientais impostas (Hulghes, Ferreira & Cortes, 2008; Menezes, Baird & Soares, 2010).

Especificamente as comunidades aquáticas, como os macroinvertebrados bentônicos, possuem diferentes níveis de tolerância em relação aos impactos ambientais e as estratégias de colonização também são diferidas para ambientes lóticos e lênticos, portanto, estes organismos conseguem registrar os efeitos adversos do ambiente (Buss, 2008; Araújo et al., 2013). Assim, na ocorrência de um distúrbio, por exemplo, só as espécies que apresentem as características apropriadas para sobreviver as novas condições ambientais poderão se estabelecer (Keddy, 1992). Por este motivo, macroinvertebrados são utilizados como bioindicadores da qualidade da água, pois apresentam alta diversidade e sensibilidade quando ocorrem perturbações no ecossistema (Araújo et al., 2013; Brito et al., 2016; Gebrehiwot et al., 2017; Everall et al., 2017) e da mesma forma, demonstram por meio da reestruturação da comunidade a autodepuração do corpo hídrico (Li et al., 2013).

Deste modo, pressupomos que a alteração do regime hidrológico por meio da construção de uma pequena central hidrelétrica (PCH) impacta as condições físicas, químicas e biológicas da água, servindo como filtro ambiental para a comunidade de macroinvertebrados. Assim, hipotetizamos que a composição da comunidade de macroinvertebrados nas escalas avaliadas (espacial e temporal) são diferentes e ainda, a contribuição dos grupos de organismos para que esta diferença entre as escalas avaliadas ocorra, é originada por organismos com ampla plasticidade adaptativa ao meio. O objetivo deste trabalho foi analisar o efeito de filtro ambiental de uma PCH, sobre a estrutura e composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, devido em parte pelas modificações físicas e químicas da água. Especificamente este trabalho objetivou i) identificar a dinâmica temporal e espacial da qualidade da água por meio de variáveis físicas e químicas; ii) avaliar a composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos com base na sua constância e estruturação da comunidade nas escalas estudadas iii) identificar dentre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos quais os indivíduos que foram mais significativos para diferenciar as escalas estudadas e quais mais contribuíram para esta diferenciação iv) avaliar o efeito integrado das modificação física e química do ambiente sobre a estrutura e composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos.

2. MÉTODO

2.1. Área de estudo

A Pequena Central Hidrelétrica (PCH) São Francisco, foi construída ao longo do rio São Francisco Verdadeiro entre os municípios de Toledo e Ouro Verde do Oeste, no estado do Paraná (Figura 1). A obra teve início em janeiro de 2003, porém, entrou efetivamente em operação em dezembro de 2010 (Lopes, 2010). A área do reservatório corresponde a 67,14 hectares, numa extensão de 4 km (Lopes, 2010). O reservatório formado pelo represamento do rio é de aproximadamente 300 m de largura, onde para a sua implantação foram desmatados cerca de 30 hectares (Soma, 2010).

O rio São Francisco Verdadeiro localizado na área de influência do reservatório de Itaipu é um tributário do Alto Rio Paraná, que segundo (Agostinho & Julio, 1999), é um dos maiores recursos hídricos da América do Sul. A região atingida com a construção da PCH é constituída de propriedades rurais de dois municípios (Toledo e Ouro Verde do Oeste) no estado do Paraná, sendo que as áreas de lavoura são destinadas a monocultura e, em menor escala, por outros produtos como feijão, mandioca e culturas para consumo próprio. Destacamos que a montante do reservatório, o rio São Francisco tem confluência com o rio Toledo, este que drena grande parte dos efluentes e impactos urbanos do município de Toledo.

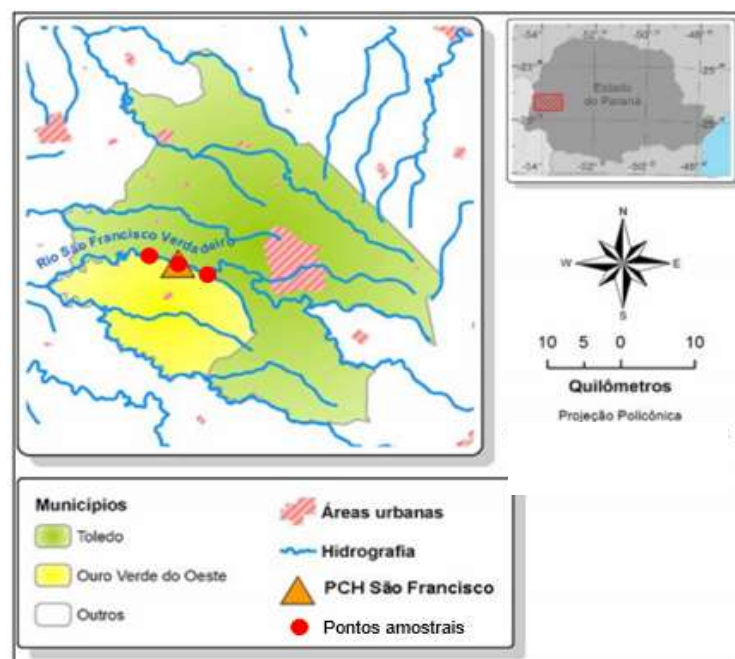


Figura 1. Imagem da localização da PCH São Francisco, bem como localização dos pontos amostrais monitorados e área de influência.

2.2. Amostragens e escalas hierárquicas

Foram realizadas amostragens trimestrais no período de dezembro de 2008 a junho de 2016, permitindo o acompanhamento e monitoramento dos efeitos da construção da barragem. Desta forma, as coletas foram realizadas em escala temporal e espacial. A primeira escala foi realizada no período inicial da construção (PRÉ (considerado a etapa controle)), entre os anos de 2008 a 2010 e após a construção da barragem (PÓS) sendo os anos de 2011 a 2013 (PÓS1) e 2014 a 2016 (PÓS2). Para a segunda escala analisada foram considerados três locais de amostragem, sendo montante (MON (considerado o ponto controle)), reservatório (RES) e jusante (JUS).

Para a amostragem de macroinvertebrados bentônicos foi utilizado o método de coleta do tipo “*kick-sampling*”, utilizando-se a rede coletora do tipo “*hand-net*”. Para o local RES foram realizadas também amostragens utilizando coletor do tipo Petersen modificado. Em cada local de amostragem foram efetuadas coletas buscando avaliar os diferentes microhabitats (ambientes lóticos, remansos, margens e centro).

Após a coleta, as amostras foram triadas em campo para identificação prévia dos organismos ainda vivos, sendo posteriormente conservados em álcool 70%. A amostra residual foi conservada em álcool a 70%, para realização de triagem complementar, com a utilização de um sistema de peneiras graduadas. A identificação em laboratório foi realizada com auxílio de microscópio estereoscópico, segundo McCafferty (1981); Perez (1988); e Mugnai et al., (2010).

As amostragens de água foram coletadas na superfície e em posição central ao leito do rio, sendo realizadas in loco: condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, saturação de oxigênio, turbidez, pH e temperatura da água, por meio de sondas multiparâmetro seguindo a metodologia de Apha (2012) e transparência com auxílio de disco de Secchi, conforme Wetzel (2001). Para os demais parâmetros a água foi coletada com auxílio de garrafa de Van Dorn e encaminhada ao laboratório de limnologia do Grupo de Pesquisas em Recursos Pesqueiros e Limnologia – GERPEL, da Universidade Estadual do Oeste do Paraná – Unioeste para determinação de alcalinidade, sólidos suspensos, demanda química de oxigênio (DQO) demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrato e dureza conforme Apha (2012), nitrogênio total (Kjeldahl) e fósforo total (Mackreth et al., 1978; Apha, 2012) e nitrito, (Strickland & Parson, 1972; Apha, 2012).

2.3. Análises dos dados

Os dados foram avaliados com auxílio do *software* R (R CoreTeam, 2017), quanto as duas categorias, espacial (MON, RES e JUS) e temporal (PRÉ, PÓS1 e PÓS2), sendo que para a primeira RES e JUS foram comparados com MON (controle) e para a segunda PÓS1 e PÓS2 foram comparados com PRÉ (controle), tanto para os resultados físicos e químicos, quanto para os biológicos conforme análise proposta por Legendre & Legendre (2012).

2.3.1 Análise da qualidade de água

Os dados físicos e químicos foram transformados por meio de raiz quadrada para normalidade dos dados e para alcançar os pressupostos, exceto condutividade elétrica (CE), pH, temperatura da água (TA), oxigênio dissolvido (OD), saturação de oxigênio (SAT). Além disso, as homogeneidades de variâncias multivariadas foram alcançadas para ambas escalas: espacial e temporal, segundo anova e teste permutacional sobre as coordenadas principais (eixos 1 e 2 da PCoA) oriunda da *betadisper* sobre as distâncias Euclidianas das variáveis de água escalonadas (média =0 e desvio padrão =1);

A avaliação das fontes de variação espacial e temporal foi realizada utilizando as variáveis de água por meio de MANOVA bifatorial (Boccard et al., 2011). Posteriormente foram testadas as associações das variáveis de água com as fontes de variação significativas da MANOVA por meio de correlações de Pearson com as coordenadas principais geradas para cada grupo em relação ao controle.

2.3.2 Análise biológica

As homogeneidades de variâncias multivariadas não foram alcançadas para ambas escalas (espacial e temporal), segundo a Análise de Variância (ANOVA) e teste permutacional sobre as coordenadas principais, (eixos 1 e 2 da PCoA) oriunda da *betadisper* sobre as distâncias Euclidianas dos Táxons relativizados (mínimo =0 e máximo =1). Portanto, a ordenação dos táxons relativizados foi realizada pelo escalonamento multidimensional não métrico (MDS) sobre a distância euclidiana.

Na sequência foi realizada uma avaliação das fontes de variação espacial e temporal para verificar possíveis efeitos das escalas sobre a comunidade, por meio de Análise Permutacional (PERMANOVA) bifatorial (Anderson, 2008), seguida de PERMANOVAS

bivariadas para as escalas identificadas como significativas, com 999 permutações. Ao final foi calculada a dissimilaridade e verificado quais organismos foram mais representativos entre os grupos, na sequência foi aplicado o teste de “Similarity Percentage” (SIMPER) que utiliza a distância de *Bray-curtis* (Clarke, 1993), para quantificar as contribuições dos táxons às diferenças bivariadas entre grupos identificadas como significativas (contribuições acima de 70%).

Ao final, para compreensão da estrutura da comunidade de macroinvertebrados, foi realizado o teste de métricas biológicas (riqueza, abundância, dominância, equitabilidade e diversidade de Shannon) (Shannon & Wiener, 1963) da comunidade com auxílio do software Past. 3.1 e testado a significância por meio da Análise de Variância Fatorial.

2.3.3 Escalas hierárquicas (qualidade da água x biológicas)

O trecho do rio São Francisco Verdadeiro avaliado em escalas espacial (MON, RES e JUS) e temporal (PRÉ, PÓS1 e PÓS2), está retratado na figura 2 como uma sequência de quadrados aninhados, representando as escalas hierárquicas, adaptado de Santos et al. (2017). O quadrado mais exterior (cinza escuro), considerado o controle, identifica a etapa de construção da barragem (PRÉ (2008 a 2010)), o próximo quadrado (cinza médio) demonstra a primeira etapa da pós construção (PÓS1 (2011 a 2013)), e o quadrado cinza claro, a segunda etapa da pós construção (PÓS2 (2014 a 2016)). O quadrado azul é regulado pela composição da água (variáveis físicas e químicas) e finalmente, o quadrado mais interno (verde) é direcionado para os impactos relacionados com a fauna aquática de todos os eventos e escalas hierárquicas ambientais da construção da PCH São Francisco. Os quadrados estão interconectados por setas que representam a integração entre as escalas hierárquicas, e enumeradas por letras circulares que estão relacionadas as amostragens (amarelas) e os meios de avaliação de impactos ambientais predefinidos (vermelhas). Além disso, uma grande seta amarela atravessa até o mapa de amostragem para evidenciar que as escalas hierárquicas podem ter relação com o aspecto espacial.

Para a análise das escalas hierárquicas, após a ordenação da Análise de Redundância (RDA) (Legendre & Legendre, 1998), dos fatores biológicos, observou-se que houve distorção quadrática, posteriormente foi corrigida pela Análise de Correspondência Canônica (CCA) conforme Ter Braak (1986), Legendre, Oksanen, & Ter Braak (2011).

Foram selecionadas as variáveis predictoras pelo método *Stepwise*, que considera em cada passo os critérios AIC (*Akaike Information Criterion*). A abordagem proposta por Borcard et al. (1992), e adaptada por Cushman & McGarigal (2002), utiliza técnicas de ordenação canônica para explicar os efeitos independentes e compartilhados do conjunto de variáveis, permitindo que seja realizada uma análise integrada do conjunto dos dados. Os eixos canônicos foram avaliados por meio de ANOVA e Teste Permutacional para CCA (*anova.cca*), com 999 permutações. Como resultado, foram apresentados os 10 táxons com maiores associações aos eixos canônicos, com valores absolutos de *Biplot scores constraints* superiores a 0,4.

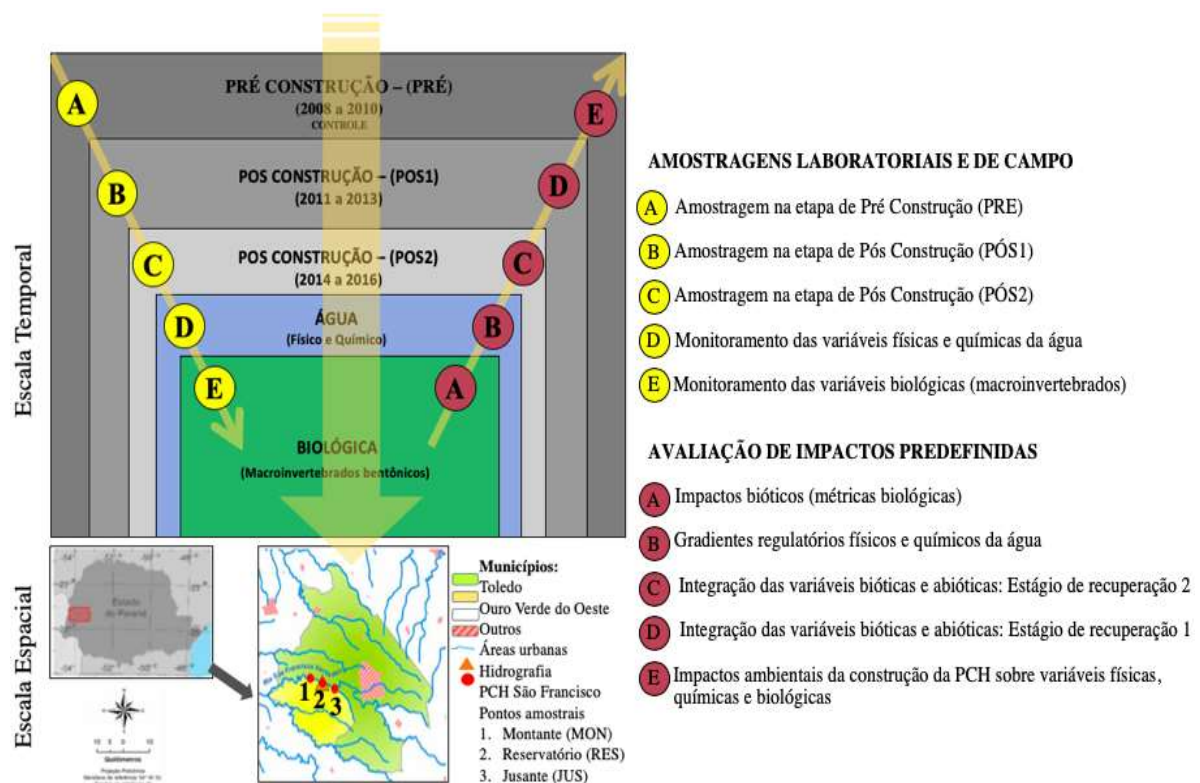


Figura 2. Ilustração das escalas hierárquicas temporal (PRÉ e PÓS1 e PÓS2) e espacial (MON, RES, JUS), utilizando variáveis como qualidade da água (física e química) e biológicas (Macroinvertebrados bentônicos), na avaliação integrada de impactos da PCH São Francisco Verdadeiro.

Adaptado de Santos et al. (2017).

3. RESULTADOS

3.1. Análise da qualidade de água

A análise multivariada de variância não identificou efeito interativo entre as escalas avaliadas ($F_{4,72} = 0,42$; $p = 0,99$), bem como entre os locais de amostragens ($F_{2, 72} = 1,26$; $p =$

0,20). No entanto, a escala temporal foi significativa ($F_{2,72} = 5,14$; $p < 0,01$), diferenciando tanto a etapa PÓS1, quanto a PÓS2, em relação ao controle PRÉ (Figuras 3 A e B).

Em relação ao período PRÉ, o PÓS1 foi caracterizado pela diminuição de sólidos suspensos e turbidez, porém, com elevações na transparência da água, nitrito e acidificação da água. Este comportamento se manteve acentuado na etapa PÓS2, com redução das demais variáveis mencionadas (DBO, CE, TA, PT, SS e turbidez) e acréscimos em dureza e transparência da água.

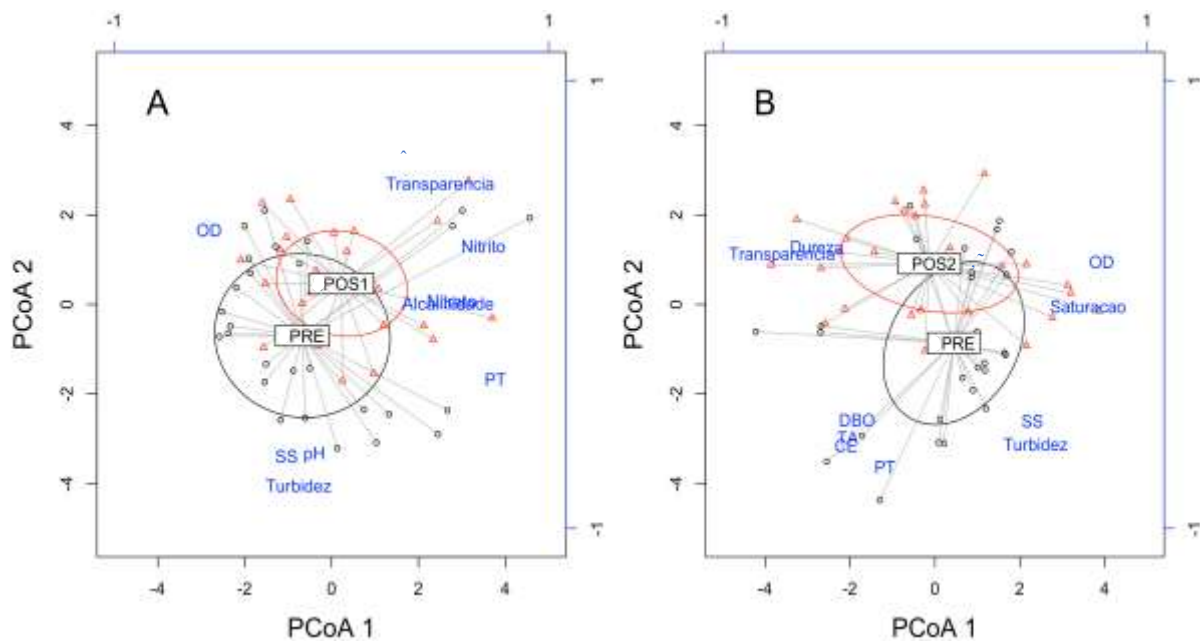


Figura 3 – Dispersão das amostras ordenadas na análise de coordenadas principais (PCoAs), comparando as etapas PÓS1 (A) e PÓS2 (B) contra o controle, etapa PRÉ. Correlações de Pearson superiores a 0,5 entre as variáveis de qualidade de água e as coordenadas principais são apresentadas em relação aos eixos secundários (destaque em azul).

3.2. Análise biológica

Foram identificados 31 táxons que apresentaram constância superior a 10% (Figura 4). Destaca-se que a família Chironomidae esteve presente em 100% das amostras, demonstrando significativa representatividade na composição da comunidade bentônica amostrada, tanto na escala local quanto espacial.

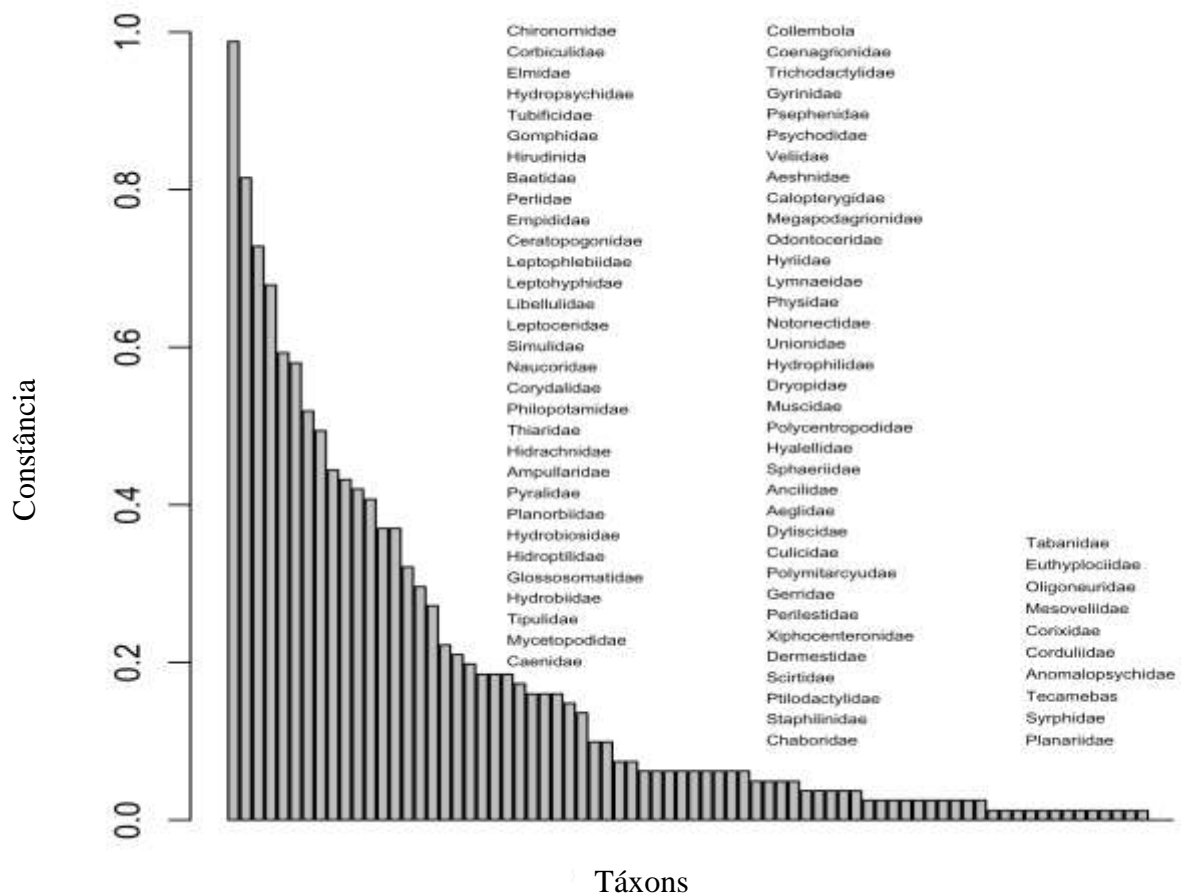


Figura 4 – Constância dos táxons observados no trecho estudado do rio São Francisco Verdadeiro.

A ordenação resultante da PERMANOVA, dos táxons não apresentou efeito interativo entre as escalas ($F_{4, 71} = 1,38$; $p = 0,23$), porém efeitos significativos foram observados tanto para escala espacial ($F_{2, 71} = 10,20$; $p < 0,01$), quanto temporal ($F_{2, 71} = 10,82$; $p < 0,01$). As comparações bivariadas identificaram que, para escala espacial, RES foi diferente de MON e JUS, que não diferiram entre si (Figura 5A). Na escala temporal, PRÉ foi diferente de PÓS1 e PÓS2, que não diferem entre si (Figura 5B).

Nos resultados da MDS (Figura 5 A e B) ficou mais evidente o agrupamento de MON e JUS sendo mais similares do que em relação a RES. Da mesma forma, as etapas PÓS1 e PÓS2 foram mais similares do que PRÉ, evidenciando os resultados apontados pela PERMANOVA, de que os indivíduos se estruturaram conforme o meio disponível.

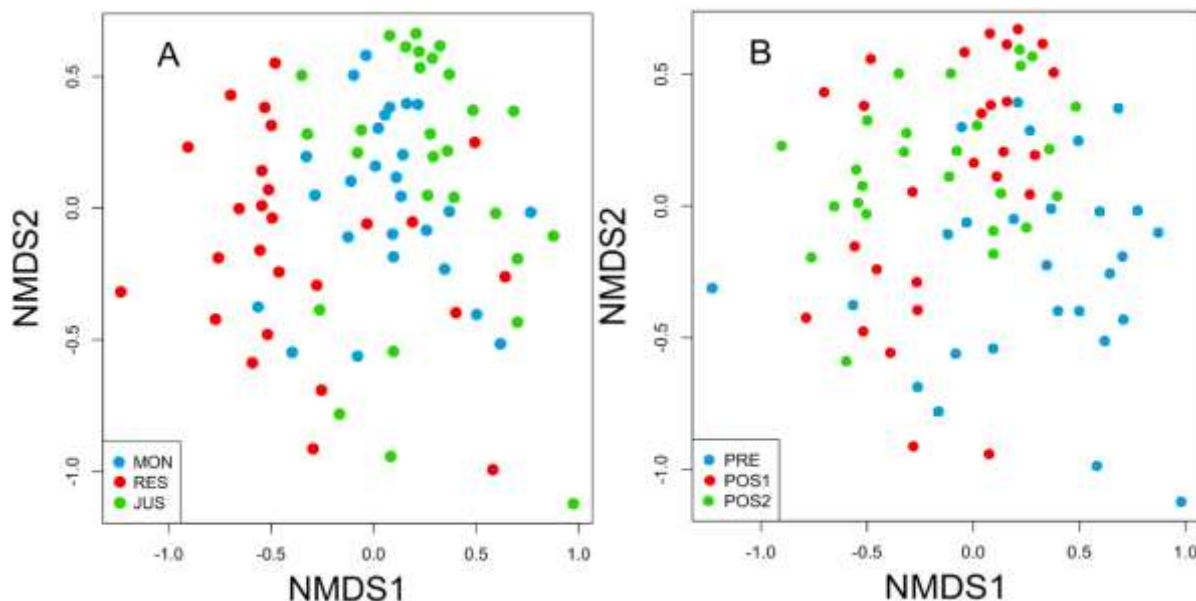


Figura 5 – Ordenação das amostras de macroinvertebrados bentônicos pela técnica de escalonamento multidimensional não métrica (MDS), categorizadas pelas escalas espacial (A) e temporal (B).

Ao observar na Tabela 1 as diferenças entre os grupos (D), destacam-se Elmidae, Ceratopogonidae, Libellulidae, Gomphidae, Hydropsychidae e Hirudinidae como as famílias que apresentaram as maiores diferenças significativas avaliadas (acima de 70%). Já para os táxons com maiores contribuições relativas (C) para diferenciação entre os grupos, destacamos as famílias Ceratopogonidae, Libellulidae, Gomphidae e Hydropsychidae.

Em relação aos locais, as maiores diferenças (D) observadas entre os grupos foi para MON-JUS. Destacamos que MON recebe influência da drenagem rio acima da bacia hidrográfica, com aporte significativo dos mais diversos usos do solo (agricultura, piscicultura, suinocultura e efluentes (industriais e urbanos advindos da zona urbana) e este também pode ter sido um fator de diferenciação dos locais, visto que MON não apresenta as melhores condições da qualidade da água, o que justifica MON-JUS serem diferentes em relação a composição dos grupos.

Já as maiores contribuições (C), para diferenciação entre os grupos foram observadas em MON-RES, ficando mais evidente com este resultado que, os táxons apresentam diferenças da montante para com os pontos localizados na jusante e no reservatório, devido ao fato do reservatório atuar como um filtro ambiental para a comunidade.

Tabela 1 – Diferenças observadas entre os grupos (D) e a contribuição relativa (C) do táxon para diferenciação entre os grupos para escala local (MON RES e JUS) e temporal (PRÉ, PÓS1 e PÓS2). Valores em negrito para o acumulado de contribuição que ultrapassaram 70% de constância. GTF: Grupo trófico funcional conforme classificação de Cummins, Merritt & Andrade, (2005): P=predador; CF=coletor-filtrador; CC=coletor-catador; R=paspador; F=fragmentador.

| TÁXON | GTF | D | C | D | C | D | C | D | C |
|-----------------|--------|---------------|--------------|---------------|--------------|---------------|--------------|---------------|----------|
| | | MON-RES | MON-RES | MON-JUS | MON-JUS | PRÉ-PÓS1 | PRÉ-PÓS1 | PRÉ-PÓS2 | PRÉ-PÓS2 |
| Hydrachnidae | P | -0,062 | 0,032 | 0,007 | 0,006 | -0,042 | 0,023 | -0,019 | 0,019 |
| Corbiculidae | CF | -0,029 | 0,069 | 0,010 | 0,037 | -0,114 | 0,066 | -0,059 | 0,067 |
| Mycetopodidae | CC | 0,056 | 0,029 | 0,039 | 0,024 | -0,058 | 0,024 | -0,026 | 0,010 |
| Hydrobiidae | R | 0,006 | 0,003 | -0,038 | 0,009 | -0,045 | 0,010 | 0,006 | 0,003 |
| Planorbiidae | R | -0,030 | 0,036 | -0,092 | 0,030 | -0,012 | 0,022 | -0,078 | 0,066 |
| Ampullaridae | R | 0,001 | 0,001 | -0,183 | 0,049 | -0,024 | 0,004 | -0,168 | 0,056 |
| Thiaridae | R | 0,008 | 0,044 | 0,026 | 0,025 | -0,004 | 0,002 | -0,122 | 0,065 |
| Elmidae | CC,R | 0,082 | 0,057 | -0,135 | 0,060 | -0,114 | 0,054 | -0,103 | 0,052 |
| Chironomidae | CC | 0,054 | 0,051 | 0,022 | 0,035 | -0,128 | 0,060 | -0,033 | 0,030 |
| Tipulidae | P | 0,006 | 0,003 | -0,008 | 0,026 | -0,027 | 0,028 | 0,032 | 0,013 |
| Ceratopogonidae | CC,P | -0,070 | 0,074 | -0,012 | 0,024 | -0,158 | 0,094 | -0,035 | 0,034 |
| Empididae | P | 0,149 | 0,061 | 0,063 | 0,053 | -0,149 | 0,046 | -0,067 | 0,036 |
| Simuliidae | CF | 0,002 | 0,003 | -0,088 | 0,017 | -0,031 | 0,010 | -0,036 | 0,012 |
| Baetidae | CC | 0,004 | 0,037 | -0,060 | 0,031 | 0,028 | 0,046 | 0,064 | 0,042 |
| Caenidae | CC | -0,002 | 0,001 | -0,058 | 0,010 | -0,002 | 0,001 | -0,061 | 0,011 |
| Leptohyphidae | CC | 0,025 | 0,007 | -0,090 | 0,019 | -0,129 | 0,020 | -0,004 | 0,002 |
| Leptophlebiidae | CC | 0,033 | 0,019 | -0,115 | 0,035 | -0,069 | 0,037 | 0,012 | 0,023 |
| Naucoridae | P | -0,005 | 0,011 | -0,114 | 0,025 | -0,032 | 0,022 | -0,065 | 0,023 |
| Pyrilidae | F, R | 0,000 | 0,001 | -0,095 | 0,014 | -0,045 | 0,007 | -0,049 | 0,010 |
| Corydalidae | P | 0,091 | 0,062 | 0,033 | 0,053 | 0,033 | 0,057 | 0,043 | 0,053 |
| Libellulidae | P | 0,191 | 0,079 | 0,036 | 0,071 | -0,172 | 0,057 | -0,105 | 0,057 |
| Gomphidae | P | 0,166 | 0,071 | 0,023 | 0,068 | -0,129 | 0,074 | 0,007 | 0,045 |
| Perlidae | P | 0,008 | 0,012 | -0,164 | 0,049 | -0,028 | 0,036 | 0,003 | 0,041 |
| Hydropsychidae | CF | 0,132 | 0,072 | 0,024 | 0,057 | -0,140 | 0,056 | -0,052 | 0,035 |
| Hydrobiosidae | P | -0,020 | 0,024 | -0,065 | 0,016 | 0,043 | 0,027 | -0,019 | 0,034 |
| Hidrottilidae | R | 0,008 | 0,008 | -0,068 | 0,015 | -0,052 | 0,010 | -0,029 | 0,010 |
| Leptoceridae | F,CF,P | 0,046 | 0,035 | -0,104 | 0,053 | 0,011 | 0,048 | 0,042 | 0,047 |
| Philopotamidae | CF | 0,002 | 0,002 | -0,074 | 0,013 | -0,016 | 0,006 | -0,062 | 0,011 |
| Glossosomatidae | R | 0,002 | 0,001 | -0,082 | 0,015 | -0,065 | 0,016 | 0,006 | 0,003 |
| Tubificidae | CF | 0,034 | 0,045 | 0,053 | 0,027 | 0,010 | 0,023 | -0,069 | 0,045 |
| Hirudinidae | P | 0,095 | 0,049 | 0,108 | 0,034 | -0,022 | 0,016 | -0,097 | 0,043 |

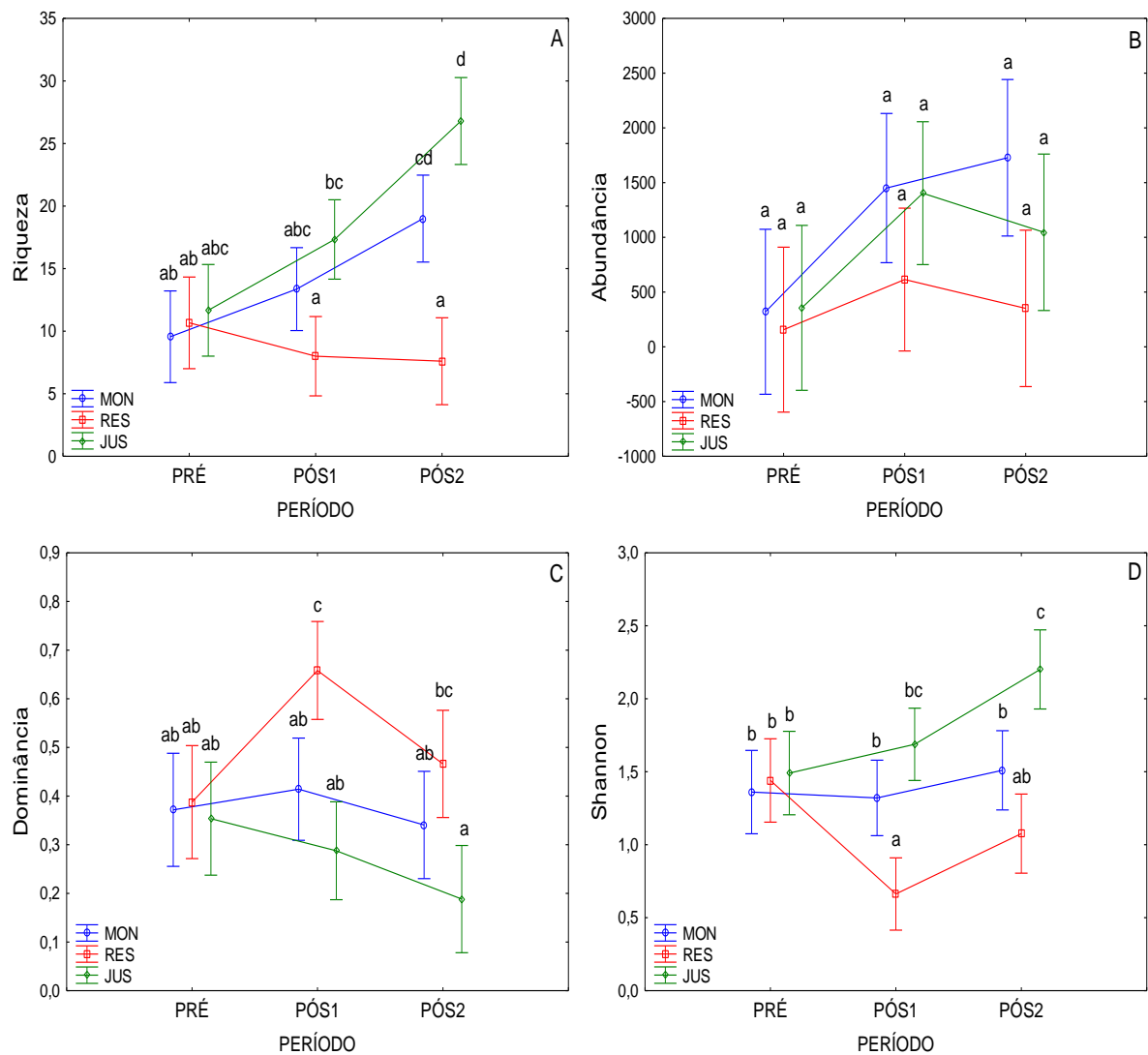
Em relação a estrutura da comunidade bentônica, observa-se que tanto local quanto período apresentaram diferenças significativas a (0,1, 1 e 5%) em relação as métricas biológicas, com exceção da interação (local*etapas) para abundância e equitabilidade (Tabela 2). Além disso, observa-se que os resultados mais satisfatórios para as métricas biológicas foram evidenciados na etapa PÓS2 e no local JUS (Figura 6 A, B, C, D e E). Destaca-se que para a maior parte das métricas (com exceção de abundância $p < 0,05$), houve uma similaridade dos locais no período PRÉ, que posteriormente apresentou um padrão de impacto negativo

significativo sobre a comunidade no RES e uma considerável recuperação da comunidade no PÓS1 e PÓS2 para JUS, em relação ao controle (MON).

Tabela 2. Resultado da Análise de Variância Fatorial das métricas biológicas utilizadas para avaliação da estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos ao longo das etapas (PRÉ, PÓS1 e PÓS2) e locais (MON, RES e JUS) do rio São Francisco Verdadeiro.

| | Riqueza | Abundância | Dominância | Shannon | Equitabilidade |
|--------------|----------|--------------------|------------|----------|--------------------|
| Local | 24,30*** | 3,89* | 12,95*** | 22,18*** | 5,72** |
| Etapas | 12,77*** | 5,12** | 4,11* | 6,08** | 7,00** |
| Local*Etapas | 6,78*** | 0,78 ^{ns} | 2,62* | 4,95** | 2,15 ^{ns} |

*** p<0,001 **p<0,01 *p<0,05 ns = não significativo



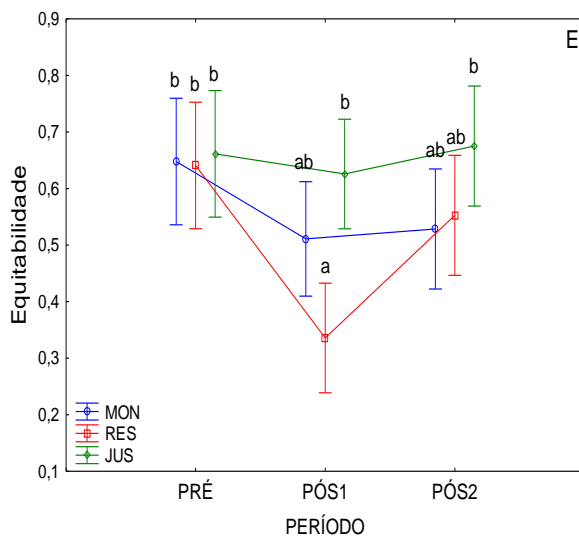


Figura 6. Médias e intervalos de confiança de 95% para os atributos de comunidade: A) Riqueza; B) Abundância; C) Dominância; D) Diversidade de Shannon e E) Equitabilidade; nas escalas temporal e espacial, da comunidade de macroinvertebrados bentônicos da PCH São Francisco. Letras diferentes representam diferenças significativas pelo teste de Tukey a 5%.

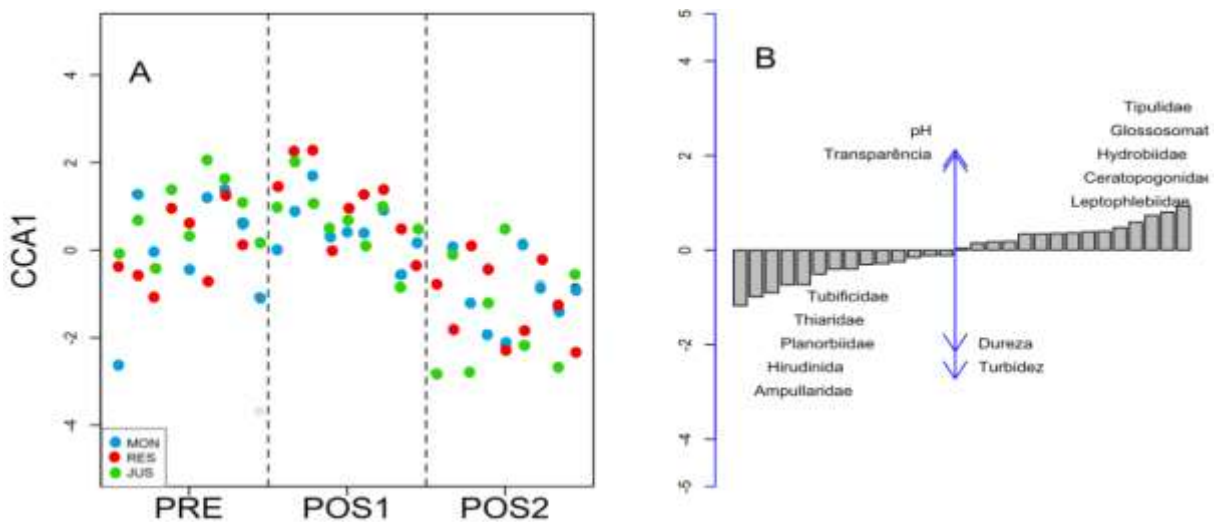
3.3. Escalas hierárquicas (qualidade da água x biológica)

Quando observamos os resultados da CCA, podemos verificar que os efeitos da qualidade da água sobre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos, indicaram efeitos significativos de 10 variáveis (pH, temperatura da água, saturação de oxigênio, turbidez, transparência, nitrogênio, nitrito, DBO, sólidos suspensos e dureza) sobre 5 eixos canônicos, em uma ordenação que explicou 26,38% da inércia total contida nos dados. Observa-se uma distinção da ordenação dos pontos (Figura 7 A, C e E), em que JUS e MON são mais similares para estas variáveis do que RES ao longo do tempo, e ainda que há evidências de uma acidificação das água do Rio São Francisco Verdadeiro ao longo do tempo, provavelmente devido as altas cargas poluentes drenadas da bacia.

Conforme a figura 7 B na CCA1 (22% de explicação), é possível inferir que pH e transparência influenciaram positivamente a ocorrência de Tipulidae, Glossosomatidae, Hydrobiidae, Ceratopogonidae e Leptophlebiidae e negativamente turbidez e dureza influenciaram a ocorrência de Tubificidae, Thiaridae, Planorbiidae, Hirudinidae e Ampullaridae. A CCA 2 (com 19% de explicação) (Figura 7 D), apresentou a saturação de oxigênio influenciando positivamente os grupos Hydrachnidae, Ceratopogonidae, Thiaridae, Corbiculidae e Tubificidae e negativamente o pH influenciando Simuliidae, Corydalidae, Empididae, Hydrobiosidae e Philopotamidae. Já na CCA 3 (com 14% de explicação) (Figura 7 F), a DBO influenciou positivamente as famílias Hydrobiidae, Hirudinidae, Chironomidae,

Empididae e Libellulidae e o nitrogênio influenciou negativamente Tipulidae, Planorbiidae, Corydalidae, Philopotamidae e Hydrobiosidae.

Destacamos que ao avaliar a constância de organismos e a sua relação com as escalas estudadas, levando em consideração MON e PRÉ como controles, o período PÓS1 no RES, foi responsável pelo aumento da abundância de diversos organismos como Ceratopogonidae, Hydrachnidae, Corbiculidae, Corydalidae, Empididae, Chironomidae e Libellulidae, que estiveram relacionados com a redução de pH, DBO e N, aumento da transparência da água e saturação do oxigênio, sendo considerados como o primeiro grupos de indivíduos mais constantes no RES. Já na JUS no mesmo período (PÓS1), os indivíduos com aumento da constância foram Tipulidae, Glossosomatidae, Hidrobiidae, Leptophlebiidae e Hydrobiosidae, que estavam relacionados com a redução de pH, DBO e N. Quando verificados os organismos mais constantes no período PÓS2 no RES foram identificados Thiaridae e Hirudinidae que tiveram relação com aumento da dureza e redução da turbidez, enquanto que na JUS, aumentou a constância de Tubificidae, Planorbiidae, Ampullariidae, Simuliidae, Philopotamidae, Hirudinidae, que tiveram relação com aumento da dureza e da saturação do oxigênio, redução da turbidez, pH, DBO, e N.



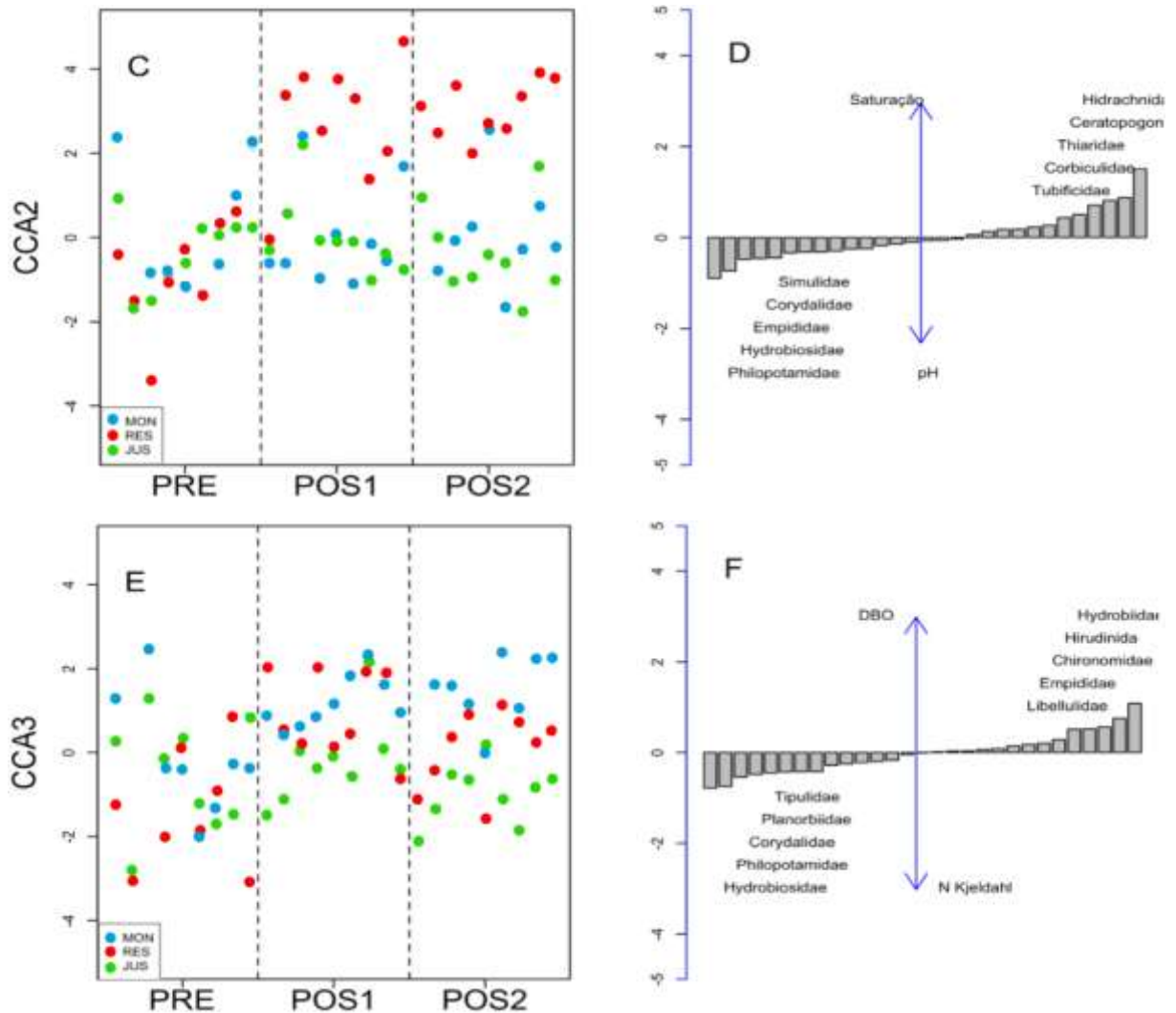


Figura 7: Variação temporal dos eixos CCA1, CCA2 e CCA3 obtidos na análise de correspondência canônica (A, C e E, respectivamente, categorizados pelos locais), com as variáveis físicas, químicas e as famílias de macroinvertebrados bentônicos com maiores associações aos respectivos eixos 1, 2 e 3 da CCA (B, D e F). Fator de escala para as variáveis físicas e químicas = 5.

4. DISCUSSÃO

4.1. Análise da qualidade de água

As diferenças observadas nos resultados da qualidade da água para PÓS1 e PÓS2 em relação ao PRÉ, podem estar relacionadas a alteração física do canal, que serve como um grande acumulador de nutrientes decantados assim como relatado por Stanley & Doyle, 2002; Wei et al. (2009); Gonzales et al. (2014) e Ling et al. (2016). Desta forma, a construção de barragens é um dos principais fatores capazes de alterar as condições ambientais dos ecossistemas fluviais (Santos et al., 2017). Especialmente na fase de enchimento dos reservatórios quando há um rápido aumento de nutrientes na água, proveniente da decomposição da matéria orgânica que decanta sobre os sedimentos naturais do leito do rio, aumentando a produção fitoplanctônica,

reduzindo o oxigênio dissolvido e estratificando a água, (Buzelli & Cunha-Santino et al., 2013; Wang et al., 2013), o que reforça os dados encontrados na PCH São Francisco e chama a atenção para a clara distinção entre as etapas da construção em relação aos parâmetros físicos e químicos apontados (Figura 6 A e B).

Schmutz & Moog (2018) afirmam que além do fluxo, o transporte de sedimentos é severamente alterado por barragens e aproximadamente 25-30% do fluxo de sedimentos é filtrado por barragens, o que auxilia na recuperação da qualidade da água ao longo do tempo, principalmente a jusante, e podem portanto, afetar a qualidade da água e a sua autodepuração, sendo esta última ser mais lenta. Desta forma, provavelmente a magnitude das alterações físicas e químicas ocorridas nas variáveis da água na PCH São Francisco atue como um filtro ambiental, com consequências ecológicas sobre o Rio São Francisco, corroborando com os resultados de Ferreira & Cunha (2013) e Light (2016).

Entretanto, os resultados apontaram para a escala temporal indícios de autodepuração do rio São Francisco Verdadeiro a partir do PÓS1, com redução de turbidez e sólidos suspensos, e como consequência a elevação da transparência e do nitrito. Fantin-Cruz et al. (2016) ao avaliar o comportamento de um reservatório no processo de construção (antes e depois), verificou redução significativa da turbidez, sólidos suspensos totais, fósforo total, e nitrato, corroborando com os resultados encontrados na PCH São Francisco e prováveis indicativos de autodepuração do corpo hídrico, especialmente a jusante por apresentar melhores desempenhos biológicos da comunidade de macroinvertebrados.

Destaca-se ainda que a condição de acidificação das águas ocorridas na etapa PÓS1 e PÓS2, está provavelmente relacionada com as altas cargas de matéria orgânica em decomposição. Sardinha et al. (2008) e Belmont et al. (2018), observaram que se a vazão não comportar a quantidade de contaminação confluyente ao corpo hídrico, a autodepuração é mais lenta. Todavia, Weiss et al. (2018) relacionam a condição de acidificação das águas com altas concentrações de CO² e reforça que seus resultados podem trazer consequências não estimadas (Wolff & Donatti, 2016), podendo provocar uma série de ameaças ao ecossistema aquático (Buss et al., 2008). Pfeiffer et al. (1982); Reuss, Cosby & Wright (1987) relataram que este evento pode ocorrer por exemplo, por lançamento de efluentes industriais e ou domésticos, uso de agrotóxicos que são drenados ou lixiviados e lançamento de poluentes atmosféricos que se acumulam nos corpos hídricos, o que corrobora com o fato de que o rio São Francisco Verdadeiro recebe significativos volumes de efluentes provenientes da zona urbana de Toledo/PR e pode portanto afetar o pH da água. Entretanto, segundo Bidoglio, Berger &

Finkbeiner (2018), os materiais utilizados para construção de barragens artificiais, pela natureza dos produtos utilizados (como aço e concreto) podem intensificar o processo de acidificação das águas. Desta forma, diversos fatores contribuem para a acidificação do rio São Francisco Verdadeiro, visto que todas as condições citadas fazem parte da atual condição da bacia.

4.2. Análise biológica

As famílias mais constantes no trecho estudado, possuem hábitos alimentares como raspadores, coletores ou predadores e uma considerável plasticidade alimentar (Cummins, Merritt & Andrade, 2005), o que provavelmente está relacionada com as condições físicas do ambiente, devido a alta degradação da matéria orgânica ao longo do tempo (Sant'Ana Junior, 2011). Hogsden & Vinebrooke (2006), avaliando o comportamento alimentar da comunidade de macroinvertebrados em lagos degradados, observou que os organismos buscaram a compensação funcional, demonstrando relação do tipo de alimento disponível e a composição da comunidade, corroborando com os resultados apresentados. Destacamos a família Chironomidae (frequência de 100% das amostragens), caracterizada por constituir um dos grupos mais importantes dentro da comunidade bentônica, tanto em densidade quanto em diversidade, devido à sua alta capacidade na ciclagem de nutrientes e por apresentar uma ampla distribuição geográfica pela capacidade de colonizar diferentes habitats conforme Bee (2008), o que justifica a sua presença em todos os locais coletados.

Neste sentido, as condições de alteração física do rio, transformam a barragem artificial em um potencial filtro ambiental, com efeitos cumulativos sobre a comunidade biológica (Robinson, Uehlinger & Monaghan, 2003; Wang et al., 2016; Winemiller et al., 2016). Além dos impactos ambientais dificultarem a dispersão homogênea dos indivíduos pela coluna da água, as inundações reduzem significativamente as densidades de macroinvertebrados devido a escassez de recursos, o que leva ao aumento da competição inter e intraespecífica e torna a comunidade com maior presença de organismos dominantes (Portella et al., 2017). Isto pode ser fator limitante para a colonização de alguns indivíduos e levando a maior constância de outros (Rolls & Bond, 2017; Ishiyama et al., 2018), gerando efeitos significativos e duradouros sobre o ecossistema (Oliveira et al., 2018).

Além disso, observa-se que os resultados mais satisfatórios das métricas biológicas foram evidenciados na etapa PÓS2 e no local JUS, entretanto, o RES obteve os menores resultados quanto as métricas biológicas, principalmente nas etapas PÓS1 e PÓS2, corroborando com a interpretação de que o reservatório ao longo das etapas vem reduzindo sua

diversidade e selecionando espécies, assim, estes resultados reforçam a condição de que a comunidade se adapta às novas condições ambientais (Hughes, Ferreira & Cortes, 2008; Menezes, Baird & Soares, 2010; Vinagre et al., 2017). Desta forma, há fortes indícios de que a PCH levou a fragmentação do habitat, assim como encontrado por Chaves-Ulloa, Umaña-Vilalobos & Springer (2014) e Santos et al. (2017), onde a jusante apresentou a melhor qualidade biológica, o que reforça também o efeito pronunciado de impactos ambientais sobre a qualidade da água na montante. Portanto, a barragem está retendo parte da matéria orgânica proveniente da zona de drenagem (Cabral, 2005; Silva et al., 2013) a montante da bacia hidrográfica do rio São Francisco.

Brandimarte, Anaya & Shimizu (2016) evidenciaram uma diminuição da riqueza e da abundância relativa de táxons característicos de habitar as margens de águas mais rápidas, já Benítez-Mora & Camargo (2014) identificaram que a densidade total e biomassa total de macroinvertebrados bentônicos aumentou na jusante de duas barragens estudadas na Espanha, porém, a riqueza diminuiu. Estes resultados reforçam que para organismos aquáticos o tipo de habitat disponível e as características físicas do meio, são responsáveis pela estrutura da comunidade local (Larsen et al., 2012; Azevedo, et al., 2015), evidenciando ainda mais os resultados apresentados.

Nesta perspectiva, Voelz & McArthur (2000); Viana (2002) e Ormerod et al. (2010) afirmam que ambientes espacialmente homogêneos podem apresentar menor colonização de diferentes espécies, justificando a baixa riqueza e diversidade de organismos e a alta dominância no RES (pela característica física homogênea do local) e o inverso ocorrendo na JUS, com altos valores de riqueza e diversidade porém, baixa dominância de indivíduos. Nossos resultados chamam atenção para a necessidade de utilizar a abordagem de múltiplos habitats combinada com a amostragem antes e depois do evento e a montante e a jusante do reservatório, assim como proposto por Spense & Hynes (1971), na avaliação dos impactos causados por represamento sobre a fauna bentônica.

4.3. Escalas hierárquicas (qualidade da água x biológica)

Avaliando os resultados apresentados de forma integrada, observa-se que a MON e RES obtiveram os maiores resultados de nitrogênio e DBO, o que reforça o fato de que a drenagem da bacia está interferindo na qualidade da água (Valente, Padilha & Silva, 1997; Franco et al., 2012; Andrietti et al., 2016). Isso se deve provavelmente, a elevada concentração nutrientes, responsável pela acidificação do corpo hídrico (Takao et al., 2008), conforme afirma Procházka

et al. (2019) efeito provável de reservatórios, intensificando o impacto de pequenas PCHs (Cortes, et al., 1998).

Destacamos uma distinção da ordenação, em que MON e JUS são mais similares quanto a saturação de oxigênio do que RES, entretanto, a amostragem da água foi realizada na subsuperfície do reservatório, o que pode ter influenciado nesta diferença. O reservatório por ser um ambiente profundo e lântico em relação aos demais locais, torna-se uma zona de águas estratificadas, com altas taxas de decomposição e deposição de matéria orgânica, diminuta luminosidade e reduzida temperatura (Cornett & Rigler, 1980; Silva, Silva & Alberto, 2013), entre outros aspectos que são responsáveis pela redução ou mesmo eliminação das comunidades aquáticas mais sensíveis (Bunn, 2002), justificando a baixa riqueza amostrada.

A partir disso e utilizando a abordagem hierárquica proposta, evidenciamos indícios de que a PCH atuou como um filtro ambiental sobre a comunidade biológica, assim como evidenciado por Forbes (1925); Keddy (1992); Poff (1997) e Bedoya, Manolakos & Novotny (2011), entretanto, verificamos que ao longo do tempo as condições do meio oportunizaram a coexistência de novos indivíduos na PCH São Francisco, corroborando com os resultados de Cortes et al. (1998), que observou mudanças na cadeia trófica e na diversidade da comunidade devido as condições impostas pelo meio em duas PCHs.

Todavia, quando se avaliou a constância de organismos em relação as escalas de forma integrada, verificamos que na etapa PÓS1 os colonizadores mais constantes no RES foram a maior parte indivíduos predadores (Ceratopogonidae, Hydrachnidae, Corbiculidae, Corydalidae, Empididae, Chironomidae e Libellulidae), enquanto que ao mesmo tempo foi o local com maior dominância de indivíduos, (com destaque a família Chironomidae sendo a mais constante), o que leva a inferir que os predadores tinham alimento em abundância durante todo o período, mantendo assim a sua constância no local. Li et al. (2015) reiteram que o primeiro grupo colonizador do reservatório Três Gargantas, foi a espécie *Polypedilum scalaenum*, pertencente à família Chironomidae, já evidenciada por sua alta capacidade adaptativa a condições adversas, e servindo como alimento para predadores como os supracitados, corroborando com os resultados encontrados.

Diferentemente na JUS os indivíduos mais constantes foram raspadores, coletores e predadores (Tipulidae, Glossosomatidae, Hidrobiidae, Leptophlebiidae e Hidrobiosidae), e nota-se a menor dominância e a maior equitabilidade, levando a inferir que as condições físicas do meio propiciaram a ocorrência destes. Essas características da estrutura da comunidade foram importantes para o estabelecimento da mesma de forma heterogênea em relação aos

hábitos alimentares. Voeshell & Simmons (1984), Mackay (1992) e Li et al. (2015) identificaram que os primeiros colonizadores estão relacionados a disponibilidade de alimento e habitat, tipo de regime hidrológico, recursos alimentares e estrutura atual da comunidade (competição e predação), resultados estes que também se evidenciam na PCH São Francisco.

Já na etapa PÓS2, o RES apresentou baixa constância de organismos (Thiaridae e Hirudinidae), maior equitabilidade e diversidade de Shannon e menor dominância em relação a etapa PÓS1, provavelmente devido a intensa predação na etapa PÓS1, além do efeito de sedimentação da matéria orgânica proveniente da MON e do seu processo de degradação, disponibilizando menos recursos aos organismos coletores, que conseqüentemente reduzem sua abundância e regulam a cadeia trófica local. (Carlson et al., 2018). Li et al. (2015) reiteram que o processo de sedimentação do reservatório pode reduzir significativamente a comunidade de macroinvertebrados, contudo, alguns organismos como Chironomidae conseguem se adaptar a estas condições (Bazzanti e Seminara, 1987) e apresentar elevadas abundâncias.

Diferentemente do RES, na JUS houve enriquecimento de indivíduos constantes no PÓS2 (Tubificidae, Planorbiidae, Ampullariidae, Simuliidae, Philopotamidae, Hirudinidae) constituídos por organismos na maior parte coletores filtradores e raspadores; ou seja possivelmente relacionados as condições físicas e químicas da água e produção primária, contribuindo com os resultados encontrados por Graça (2001).

Desta forma, ficou clara a dependência da estrutura e composição da comunidade em relação aos recursos disponíveis e as condições físicas e químicas. Por meio desta abordagem, Feio & Dolédec (2012) e Angulo-Valencia et al. (2016), ao estudar a interação dos traços funcionais em relação a diversidade de habitats, concluíram que a comunidade é dependente dos recursos disponíveis, influenciando na seleção de espécies (Costa & Silva, 2008; Silva et al., 2009; Kobayashi et al., 2010; Cortes et al., 2011), o que corrobora com os resultados encontrados na PCH, principalmente em relação aos locais.

Neste sentido, nota-se que as barragens alteram a concentração de nutrientes da água, a composição e a estrutura das comunidades biológicas (Poff et al., 1997; Agostinho et al., 2008; Cardinale et al., 2012; Santos et al., 2017), o ciclo de vida de organismos, padrões de biodiversidade (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2014), modificação do habitat (Silva et al., 2012), e da disponibilidade de alimento (Hooper et al., 2005), entre outros fatores que podem ser letais a diversidade aquática, onde no pior dos cenários podem acarretar a redução ou extinção de espécies (Agostinho et al., 2016; Santos et al., 2017).

Desta forma, a avaliação integrada de forma hierárquica da construção da PCH São Francisco mostrou ser eficaz na identificação dos impactos ambientais. Além da integração de uma variedade de dados físicos, químicos e biológicos, o uso de uma análise de forma temporal e espacial evitam que seja avaliada de forma pontual, assim, recomenda-se esta abordagem a outros estudos de impactos ambientais amplos, assim como sugerido por Santos et al. (2017).

5. CONCLUSÃO

Especificamente sobre as variáveis físicas e químicas da água, a PCH apresentou efeitos somente em escala temporal, estes resultados estão relacionados a mudança hidrológica do canal, o que leva a uma sedimentação de nutrientes e alteração da dinâmica física e química da água. Entretanto, nota-se que há um comportamento de autodepuração da água nos pontos avaliados ao longo do tempo.

Para os resultados biológicos, destaca-se que a estrutura e a composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, demonstrou estar diretamente relacionada com as mudanças físicas do meio (fatores abióticos (habitat, alimento, parâmetros físicos e químicos da água)) de cada local, determinando a ocorrência de indivíduos generalistas por apresentarem ampla plasticidade adaptativa frente a adversidades e definindo inclusive a estrutura trófica de cada local, apoiando assim a hipótese testada.

Desta forma, podemos concluir que a construção da PCH São Francisco apresentou efeitos significativos sobre as variáveis físicas, químicas e biológicas em escala temporal e espacial, funcionando como um filtro ambiental regulatório para a comunidade de macroinvertebrados. Nota-se assim que, embora reservatórios de PCHs sejam menores que aqueles de usinas hidrelétricas, os impactos sobre a fauna podem ser iguais ou mesmo superiores, necessitando de monitoramento constante.

6. REFERÊNCIAS:

- Affonso, I. P., Gomes, L. C., Agostinho, A. A., Message, H. J., Latini, J. D., & Garcia37 - Berthou, E. (2016). Interacting effects of spatial gradients and fishing gears on characterization of fish assemblages in large reservoirs. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, **26**(1), 71-81. DOI:10.1007/s11160-015-9402-1
- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Santos, N. C. L., Ortega, J. C. G., & Pelicice, F. M. (2016). Fish assemblages in Neotropical reservoirs: colonization patterns, impacts and management. *Fisheries Research*, **173**(1), 26-36. DOI: 10.1016/j.fishres.2015.04.006.
- Agostinho, A. A.; Júlio JR., H. F. (1999). Peixes da bacia do alto rio Paraná. In: Lowe-McConnell, R. L. (ed). *Ecologia de Comunidades de Peixes Tropicais*. Tradução de Vazzoler, A. E. A. M.; Agostinho, A. A.; Cunnighan, P. São Paulo. EDUSP, 456p.
- Agostinho, A. A., Pelicice, F. M., & Gomes, L. C. (2008). Dams and the fish fauna of the Neotropical region: Impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology*, **68**(4 Suppl), 1119–1132. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000500019>
- Anderson, M., Gorley, R. N., & Clarke, R. K. (2008). *Permanova form Primer: Guide to Software Statistical Methods*.
- Andrietti, G., Freire, R., Garcia do Amaral, A., Terra de Almeida, F., Carvalho Bongiovani, M., & Schneider, R. M. (2016). Índices de qualidade da água e de estado trófico do rio Caiabi, MT. *Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, **11**(1). DOI: 10.4136/ambi-agua.1769
- Angulo-Valencia, M. A., Agostinho, A. A., Suzuki, H., Da Luz-Agostinho, K. D. G., & Agostinho, C. S. (2016). Impoundments affect fish reproduction regardless of reproductive strategy. *Lakes and Reservoirs*, **21**(4), 362-374. DOI: 10.1111/lre.12151
- Araújo, E. S., Marques, E. E., Freitas, I. S., Neuberger, A. L., Fernandes, R., & Pelicice, F. M. (2013). Changes in distance decay relationships after river regulation: similarity among fish assemblages in a large A mazonian river. *Ecology of Freshwater Fish*, **22**(4), 543-552. DOI: 10.1111/eff.12054
- Azevedo, D. J.S., Barbosa, J. E. L., Gomes, W.I.A., Porto, D.E., Marques, J., & Molozzi, J. (2015). Diversity measures in macroinvertebrate and zooplankton communities related to the

trophic status of subtropical reservoirs: Contradictory or complementary responses? *Ecological Indicators*, **50**, 135-149. DOI: 10.1016/j.ecolind.2014.10.010

Bailey, R. G. Identifying Ecoregion Boundaries. (2005). *Environmental Management*, **34**(1), 14–26.

Barreto, I. D. C., Santos, M. O., Silva, I. M. L., & Stosic, T. (2017). Avaliação das alterações hidrológicas da bacia do rio São Francisco causadas pela construção da usina hidrelétrica de Sobradinho. *Scientia Plena*, **13**(11). DOI: 10.14808/sci.plena.2017.110202

Bedoya, D., Manolakos, E. S., & Novotny, V. (2011). Characterization of biological responses under different environmental conditions: a hierarchical modeling approach. *Ecological modelling*, **222**(8), 532-545. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2010.10.007

Beghelli, F. G. D. S., Santos, A. C. A. D., Urso-Guimarães, M. V., & Calijuri, M. D. C. (2014). Spatial and temporal heterogeneity um a subtropical reservoir and their effects over the benthic macroinvertebrate community. *Acta Limnologica Brasiliensia*, **26**(3), 306-317. DOI: 10.1590/S2179-975X2014000300010

Belmont, M. A. F., Neto, O. C. de A., Souza, G. H., Maciel, T. S., Sodré, M. A. C., Silva, J. M. A., (2018). Avaliação física e química da água do riacho mussuré–joão pessoa-pb. *Revista Campo do Saber*, **4**(4).

Benítez-Mora, A., & Camargo, J. A. (2014). Ecological responses of aquatic macrophytes and benthic macroinvertebrates to dams in the Henares River Basin (Central Spain). *Hydrobiologia*, **728**(1), 167-178. DOI: 10.1007/s10750-014-1816-6

Bidoglio, G.; Berger, M.; Finkbeiner, M. (2018). An environmental assessment of small hydropower in India: the real costs of dams' construction under a life cycle perspective. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 1-22.

Borcard, D., Gillet, F., & Legendre, P. (2011). *Numerical Ecology with R*. Springer Science+ Business Media.

Borcard, D., Legendre, P., & Drapeau, P. (1992). Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology*, **73**(3), 1045-1055. DOI: 10.2307/1940179

Brandimarte, A. L., Anaya, M., & Shimizu, G. Y. (2016). Impact of damming on the Chironomidae of the upper zone of a tropical run-of-the-river reservoir. *Brazilian Journal of Biology*, **76**(2), 402-411. DOI: 10.1590/1519-6984.16814

- Bunn, S. E. & Arthington, A. H. (2002). Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management*, **30**(4), 492-507. DOI: 10.1007/s00267-002-2737-0
- Buss, D. F., Oliveira, R. B., & Baptista, D. F. (2008). Monitoramento biológico de ecossistemas aquáticos continentais. *Oecologia Brasiliensis*, **12**(3), 1.
- Buzelli, G.M., Cunha-Santino, M.B. (2013). Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita, SP. *Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, **8**(1). DOI: 10.4136/1980-993X
- Cabral, J. B. P. (2005). Estudo do processo de assoreamento em reservatórios. *Caminhos de Geografia*, **6**(14).
- Cabral, J. B. P., Wachholz, F., Becegato, V.A., & Nascimento, E. S. (2013). Diagnóstico hidrossedimentológico do reservatório da UHE Caçu-Go. *GeoFocus (Informes y Aplicaciones)*, **13**(1), 25-37.
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., & Naeem, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, **486**(7401), 59–65. DOI:10.1038/nature11148
- Carlson, P. E., Donadi, S., & Sandin, L. (2018). Responses of macroinvertebrate communities to small dam removals: Implications for bioassessment and restoration. *Journal of Applied Ecology*. **55**(4), 1896-1907. DOI: 10.1111/1365-2664.13102
- Chellappa, S., Bueno, R. M. X., Chellappa, T., Chellappa, N. T., & Val, V. M. F. A. (2009). Reproductive seasonality of the fish fauna and limnoecology of semi-arid Brazilian reservoirs. *Limnologica*, **39**(4), 325-339. DOI: 10.1016/j.limno.2009.06.003
- Chaves-Ulloa, R.; Umaña-Vilalobos, G.; Springer, M. (2014). Downstream effects of hydropower production on aquatic macroinvertebrate assemblages in two rivers in Costa Rica. *Revista Biología Tropical*, **62**, 179-201.
- Clarke, K.R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, **18**(1), 117-143. DOI: 10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x
- Companhia Ambiental Do Estado De São Paulo (Cetesb). (1999) Implantação de Cemitérios: Norma Técnica L1. 040. São Paulo: CETESB.

- Cornett, R. J., & Rigler, F. H. (1980). The areal hypolimnetic oxygen deficit: An empirical test of the model. *Limnology and Oceanography*, **25**(4), 672-679. DOI: 10.4319/lo.1980.25.4.0672
- Cortes, R. M. V., Ferreira, M. T., Oliveira, S. V., & Godinho, F. (1998). Contrasting impact of small dams on the macroinvertebrates of two Iberian mountain rivers. *Hydrobiologia*, **389**(1-3), 51. DOI: 10.1023/A:1003599010415
- Cortes, R., Varandas, S., Teixeira, A., Hughes, S., Magalhaes, M., Barquín, J., & Fernández, D. (2011). Effects of landscape metrics and land use variables on macroinvertebrate communities and habitat characteristics. *Limnetica*, **30**(2), 347-362.
- Costa, M. H., Botta, A., & Cardille, J. A. (2003). Effects of large-scale changes in land cover on the discharge of the Tocantins river, southeastern Amazonia. *Journal of Hydrology*, **283**(1-4), 206-217. DOI: 10.1016/S0022-1694(03)00267-1
- Costa, S. S., & Silva, A. M. (2008). Beta diversity in stream macroinvertebrates assemblages: among-site and among-microhabitat components. *Hydrobiologia*, **598**(1), 131-138. DOI: 10.1007/s10750-007-9145-7
- Cummins, K. W., Merritt, R. W., & Andrade, P. C. (2005). The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, **40**(1), 69–89. DOI: 10.1080/01650520400025720
- Cushman, S. A., & McGarigal, K. (2002). Hierarchical, multi-scale decomposition of species-environment relationships. *Landscape Ecology*, **17**(7), 637-646. DOI:10.1023/A:1021571603605
- Esteves, F. D. A. (2011). Fundamentos de limnologia (No. 504.45 FUN).
- Everall, N.C., Johnson, M.F., Wood, P., Farmer, A., Wilby, R.L., & Measham, N. (2017). Comparability of macroinvertebrate biomonitoring indices of river health derived from semi-quantitative and quantitative methodologies. *Ecological Indicators*, **78**, 437–448. DOI: 10.1016/j.ecolind.2017.03.040
- Fantin-Cruz, I., Pedrollo, O., Girard, P., Zeilhofer, P., & Hamilton, S. K. (2016). Changes in river water quality caused by a diversion hydropower dam bordering the Pantanal floodplain. *Hydrobiologia*, **768**(1), 223-238. DOI:10.1007/s10750-015-2550-4

- Feio, M.J., & Dolédec, S. (2012). Integration of invertebrate traits into predictive models for indirect assessment of stream functional integrity: a case study in Portugal. *Ecological Indicators*, **15**(1), 236–247. DOI: 10.1016/j.ecolind.2011.09.039
- Ferreira, D. M., & Cunha, C. (2013). Simulação numérica do comportamento térmico do reservatório do Rio Verde. *Engenharia Sanitária Ambiental*, **18**(1), 83-93.
- Forbes, S. A. (1925). The lake as a microcosm. *Illinois Natural History Survey Bulletin*, 015(09).
- Franco, G. B., Betim, L. S., Marques, E. A. G., Gomes, R. L., & da Silva Chagas, C. (2012). Relação qualidade da água e fragilidade ambiental da Bacia do Rio Almada, Bahia. *Revista brasileira de geociências*, 42(1), 114-127. DOI: 10.5327/Z0375-75362012000500010
- Friedl, G., & Wüest, A. (2002). Disrupting biogeochemical cycles-Consequences of damming. *Aquatic Sciences*, **64**(1), 55-65. DOI: 10.1007/s00027-002-8054-0
- Galvão, P.M.A., Rebelo, M.F., Guimarães, J.R.D., Torres, J.P.M. & Malm, O. (2009). Bioacumulação de metais em moluscos bivalves: aspectos evolutivos e ecológicos a serem considerados para monitoramento de ambientes marinhos. *Brazilian Journal Aquatic Science Technology*, **13**(2), 59-66.
- Gebrehiwot, M., Awoke, A., Beyene, A., Kifle, D., & Triest, L. (2017). Macroinvertebrate community structure and feeding interactions along a pollution gradient in Gilgel Gibe watershed, Ethiopia: Implications for biomonitoring. *Limnologica*, **62**, 68–76. DOI: 10.1016/j.limno.2016.11.003
- González, S. O., Almeida, C. A., Calderón, M., Mallea, M. A., & González, P. (2014). Assessment of the water self-purification capacity on a river affected by organic pollution: application of chemometrics in spatial and temporal variations. *Environmental Science and Pollution Research*, **21**(18), 10583-10593. DOI: 10.1007/s11356-014-3098-y
- Graça, M. A. S. (2001). The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams – a review. *Internat. Hydrobiology*, **86**(4-5), 383-393. DOI: 10.1002/1522-2632(200107)86:4/5<383::AID-IROH383>3.0.CO;2-D
- Hooper, D.U., Chapin III, F.S., Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J.H., Lodge, D.M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A.J., Vandermeer, J. & Wardle, D.A. (2005). Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological monographs*, **75**(1), 3-35. DOI: 10.1890/04-0922

- Hughes, S. J., Ferreira, T., & Cortes, R.V. (2008). Hierarchical spatial patterns and drives of change in benthic macroinvertebrate communities in an intermittent Mediterranean river. *Aquatic Conservation: marine and freshwater ecosystems*, **18**(5), 742-760. DOI: 10.1002/aqc.866
- Hogsdon, K. L., & Vinebrooke, R. D. (2006). Benthic grazing and functional compensation in stressed and recovered lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **63**(9), 1999-2010.
- Ishiyama, N., Ryo, M., Kataoka, T., Nagayama, S., Sueyoshi, M., Terui, A., Mori, T. Akasaka, T. & Nakamura, F. (2018). Predicting the ecological impacts of large dam removals on a river network based on habitat network structure and flow regimes. *Conservation Biology*, **32**(6), 1403-1413. DOI: 10.1111/cobi.13137
- Keddy, P.A. (1992). Assembly and response rules - 2 goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science*, **3**(2), 157–164. DOI: 10.2307/3235676
- Karmakar, S., Haque, S. S., Hossain, M. M., & Shafiq, M. (2011). Water quality of Kaptai reservoir in Chittagong Hill Tracts of Bangladesh. *Journal of Forestry Research*, **22**(1), 87-92. DOI: 10.1007/s11676-011-0131-6
- Kobayashi, S., Gomi, T., Sidle, R. C., & Takemon, Y. (2010). Disturbances structuring macroinvertebrate communities in steep headwater streams: relative importance of forest clearcutting and debris flow occurrence. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **67**(2), 427-444. DOI: 10.1139/F09-186
- Larsen, S., Mancini, L., Pace, G., Scalici, M., & Tancioni, L. (2012). Weak concordance between fish and macroinvertebrates in Mediterranean streams. *Plos one*, **7**, 51-115. DOI: 10.1371/journal.pone.0051115
- Legendre, P. & Legendre, L. (2012). *Numerical Ecology*. 3rd English ed. Elsevier.
- Legendre, P., Oksanen, J. & Ter Braak, C.J.F. (2011). Testing the significance of canonical axes in redundancy analysis. *Methods in Ecology and Evolution* **2**(3), 269–277. DOI: 10.1111/j.2041-210X.2010.00078.x
- Li, J., Dong, S., Peng, M., Yang, Z., Liu, S., Li, X., & Zhao, C. (2013). Effects of damming on the biological integrity of fish assemblages in the middle Lancang-Mekong River basin. *Ecological indicators*, **34**, 94-102. DOI:10.1016/j.ecolind.2013.04.016

- Li, B., Cai, Q. H., Zhang, M., & Shao, M. L. (2015). Macroinvertebrate community succession in the Three-Gorges Reservoir ten years after impoundment. *Quaternary International*, 380, 247-255.
- Light, T. (2016). Chemical and Physical Characteristics of Rivers Above and Below Four Hydroelectric Power Facilities in the Chiriquí Viejo and Chico Watersheds of Chiriquí, Panama. Independent Study Project (ISP) Collection, 2393.
- Ling, T. Y., Soo, C. L., Heng, T. L. E., Nyanti, L., Sim, S. F., & Grinang, J. (2016). Physicochemical characteristics of river water downstream of a large tropical hydroelectric dam. *Journal of Chemistry*. DOI: 10.1155/2016/7895234
- Lopes, E. A., & Mendonça, F. (2010). Urbanização e Recursos Hídricos: Conflitos socioambientais e desafios à gestão urbana na franja leste da região metropolitana de Curitiba (RMC)–Brasil. Seminário latino americano de geografia física, 6., seminário ibero americano de geografia física, 2. Coimbra: Universidade de Coimbra, Universidade de Coimbra.
- Mackay, RJ (1992). Colonização por macroinvertebrados lóticos: a revisão de processos e padrões. *Canadian Journal of Pesca e Ciências do Meio Aquático* , 49 (3), 617-628.
- McCafferty, W.P. (1981). Aquatic Entomology. The Fishermens and Ecologists Illustrated Guide to Insects and their Relatives. Jones and Bartlett Publishers, Boston.
- Menezes, S., Baird, F. J., & Soares, A. M. (2010). Beyond taxonomy: a review of macroinvertebrate trait-based community descriptors as tools for freshwater biomonitoring. *Journal of Applied Ecology*, 47(4), 711-719. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2010.01819.x
- Mugnai, R. Nessimian, J. L. Baptista, D. F. (2010). Manual de identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do Estado do Rio de Janeiro. 1º Ed. Rio de Janeiro: Tecnical Books, 174 p.
- Mykrä, H., Heino, J., Muotka, T. (2007). Scale-related patterns in the spatial and environmental components of stream macroinvertebrate assemblage variation. *Global ecology and biogeography*, 16(2), 149-159. DOI: 10.1111/j.1466-8238.2006.00272.x
- Ogbeibu, A. E., & Oribhabor, B. J. (2002) Ecological impact of river impoundment using benthic macro-invertebrates as indicators. *Water research*, 36(10), 2427-2436. DOI: 10.1016/S0043-1354(01)00489-4

- Oliveira, A. G., Baumgartner, M. T., Gomes, L. C., Dias, R. M., & Agostinho, A. A. (2018). Long-term effects of flow regulation by dams simplify fish functional diversity. *Freshwater Biology*, **63**(3), 293-305. DOI: 10.1111/fwb.13064
- Omernik, J. M. (1987). Ecoregions of the conterminous United States. *Annals of the Association of American geographers*, **77**(1), 118-125. DOI: 10.1111/j.1467-8306.1987.tb00149.x
- Ormerod, S. J., Dobson, M., Hildrew, A. G., & Townsend, C. (2010). Multiple stressors in freshwater ecosystems. *Freshwater Biology*, **55**, 1-4.
- Pereira, A. L. (2011). Princípios da restauração de ambientes aquáticos continentais. *Boletim da Associação Brasileira de Limnologia*, **39**(2), 1-21.
- Pfeiffer, W. C., Fiszman, M., De Lacerda, L. D., Van Weerelt, M., & Carbonell, N. (1982). Chromium in water, suspended particles, sediments and biota in the Irajá river estuary. Environmental Pollution Series B, *Chemical and Physical*, **4**(3), 193-205.
- Pérez, G. R. 1988. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia, Bogotá, Colciencias. 217p.
- Poff, N. L., Allan, J. D., Bain, M. B., Karr, J. R., Prestegard, K. L., Richter, B. D., & Stromberg, J. C. (1997). The natural flow regime—A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience*, **47**, 769–784.
- Portella, T., Lobón-Cerviá, J., Manna, L. R., Bergallo, H. G., & Mazzoni, R. (2017). Eco-morphological attributes and feeding habits in coexisting characins. *Journal of fish biology*, **90**(1), 129-146. DOI: 10.1111/jfb.13162
- Procházka, J., Pokorný, J., Vácha, A., Novotná, K., & Kobesová, M. (2019). Efeito de cobertura do solo na descarga de água, a matéria perdidas e a temperatura de superfície: Os resultados da monitorização 20 anos no Šumava Mts. *Engenharia Ecológica*, **127**, 220-234. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2018.11.030
- Rahel, F. J. (2007). Biogeographic barriers, connectivity and homogenization of freshwater faunas: It's a small world after all. *Freshwater Biology*, **52**(4), 696–710. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2006.01708.x
- Reuss, J. O.; Cosby, B. J.; Wright, R. F. (1987). Chemical processes governing soil and water acidification. *Nature*, **329** (6134), 27.

- Robinson, C. T., Uehlinger, U., & Monaghan, M. T. (2003). Effects of a multi-year experimental flood regime on macroinvertebrates downstream of a reservoir. *Aquatic Sciences*, **65**(3), 210-222. DOI: 10.1007/s00027-003-0663-8
- Rolls, R. J., & Bond, N. R. (2017). Environmental and Ecological Effects of Flow Alteration in Surface Water Ecosystems. *Water for the Environment*, 65-82. DOI: 10.1016/B978-0-12-803907-6.00004-8
- Santos, N. C. L. dos, de Santana, H. S., Ortega, J. C. G., Dias, R. M., Stegmann, L. F., da Silva Araújo, I. M., Severi, W., Bini, L. M., Gomes, L. C., & Agostinho, A. A. (2017). Environmental filters predict the trait composition of fish communities in reservoir cascades. *Hydrobiologia*, **802**(1), 245-253. DOI: 10.1007/s10750-017-3274-4
- Santos, R. M. B., Fernandes, L. S., Cortes, R. M. V., Varandas, S. G. P., Jesus, J. J. B., & Pacheco, F. A. L. (2017). Integrative assessment of river damming impacts on aquatic fauna in a Portuguese reservoir. *Science of the Total Environment*, **601**, 1108-1118. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.05.255
- Sardinha, de S., Conceicao, F. T. da, Souza, A. D. G de, Silveira, A., Julio, M. de, & Goncalves, J. C. I. (2008). Avaliação da qualidade da água e autodepuração do Ribeirão do Meio, Leme (SP). *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **13**(3), 329-338.
- Shannon, C. E. Wiener, (1963). The mathematical theory of communications.
- Schmutz, S., & Moog, O. (2018). Dams: Ecological Impacts and Management. In: *Riverine Ecosystem Management*. Springer, Cham. **8**, 111-127. DOI: 10.1007/978-3-319-73250-3_6
- Silva, F.L., Pauleto, G.M., Talamoni, J.L.B. & Ruiz, S.S. (2009). Categorização funcional trófica das comunidades de macroinvertebrados de dois reservatórios na região Centro-Oeste do Estado de São Paulo, Brasil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, **31**(1), 73-78. DOI: 10.4025/actascibiols.v31i1.331
- Silva, L. G. M., Nogueira, L. B., Maia, B. P., & Resende, L. B. (2012). Fish passage post-construction issues: Analysis of distribution, attraction and passage efficiency metrics at the Baguari Dam fish ladder to approach the problem. *Neotropical Ichthyology*, **10**(4), 751-762. DOI: 10.1590/S1679-62252012000400008
- Silva, S. M. da, Silva, J. A. da, & Alberto, A. (2013). Saturação de oxigênio dissolvido na água do rio jaguari e em córregos afluentes. *Gestão em Foco*, ed. 07, 1-10.

- Spence, J. A., & Hynes, H. B. N. (1971). Differences in benthos upstream and downstream of an impoundment. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, **28**(1), 35-43. DOI: 10.1139/f71-006
- Stanley, E. H., & Doyle, M. W. (2002). A geomorphic perspective on nutrient retention following dam removal: Geomorphic models provide a means of predicting ecosystem responses to dam removal. *AIBS Bulletin*, **52**(8), 693-701. DOI: 10.1641/0006-3568(2002)052[0693:AGPONR]2.0.CO;2
- Takao, A., Kawaguchi, Y., Minagawa, T., Kayaba, Y., & Morimoto, Y. (2008). The relationships between benthic macroinvertebrates and biotic and abiotic environmental characteristics downstream of the Yahagi dam, central Japan, and the state change caused by inflow from a tributary. *River Research and Applications*, **24**(5), 580-597. DOI: 10.1002/rra.1135
- Team, R. C. (2017). R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2016.
- Ter Braak, C. J. (1986). Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, **67**(5), 1167-1179. DOI: 10.2307/1938672
- Tundisi, J. G.; Matsumura-Tundisi, T. (2014). The ecology of UHE Carlos Botelho (Lobo- Broa Reservoir) and its watershed, São Paulo, Brazil. *Freshwater Reviews*, **6**(2), 75–91. DOI: 10.1608/FRJ-6.2.727
- Valente, J. P. S., Padilha, P. M., & Silva, A. M. M. (1997). Oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) como parâmetros de poluição no ribeirão Lavapés/Botucatu-SP. *Eclética Química*, 49-66. DOI: 10.1590/S0100-46701997000100005
- Viana, J. (2002). Physical and chemical post-dam alterations in the Jamari River, a hydroelectric-developed river of the Brazilian Amazon. *Hydrobiologia*, Australia, v. 472, 235–247.
- Vinagre, P.A., Veríssimo, H., Pais-Costa, A.J., Hawkins, S.J., Borja, Á., Marques, J.C., & Neto, J.M. (2017). Do structural and functional attributes show concordant responses to disturbance? Evidence from rocky shore macroinvertebrate communities. *Ecological Indicators*, **75**, 57–72. DOI: 10.1016/j.ecolind.2016.12.023

- Voelz, N; McArthur, V. (2000). An exploration of factors influencing lotic insect species richness. *Biodiversity and Conservation*, v. 9, p. 1543–1570.
- Voshell, JR, e Simmons, GM (1984). Colonização e sucessão de macroinvertebrados bentônicos em um novo reservatório. *Hydrobiologia* , 112 (1), 27-39.
- Wang, Y., Wang, P., Bai, Y., Tian, Z., Li, J., Shao, X., Mustavich, L.F., Li, B.L., (2013). Assessment of surface water quality via multivariate statistical techniques: a case study of the Songhua River Harbin region, China. *Journal of Hydro-Environment Research*, **7**(1), 30-40. DOI: 10.1016/j.jher.2012.10.003
- Wang, Z., Xu, G., Yang, Z., & Xu, H. (2016). An approach to determining homogeneity of body-size spectrum of biofilm-dwelling ciliates for colonization surveys. *Ecological indicators*, **61**, 865-870. DOI: 10.1016/j.ecolind.2015.10.039
- Wei, G., Yang, Z., Cui, B., Li, B., Chen, H., Bai, J., & Dong, S. (2009). Impact of dam construction on water quality and water self-purification capacity of the Lancang River, China. *Water resources management*, **23**(9), 1763-1780. DOI: 10.1007/s11269-008-9351-8
- Weiss, L. C.; Potter, L.; Steiger, A.; Kruppert, S.; Frost, U.; Tollrian, R. (2018). The negative impact of climate change on freshwater bodies. *Current Biology*, **28** (02), 327-332.
- Wetzel, R.G. (1981). *Limnologia*. Omega, S.A. ed 1. Barcelona.
- Winemiller, K. O., McIntyre, P. B., Castello, L., Fluet-Chouinard, E., Giarrizzo, T., Nam, S., Baird, I. G, Darwall, W. Lujan, N. K., Harrison, I., Stiassny, M. L. J., Silvano, R. A. M., Fitzgerald, D. B., Pelicice, F. M., Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Albert, J. S., Baran, E., Petrere Jr., M., Zarfl, C., Mulligan, M., Sullivan, J. P., Arantes, C. C., Sousa, L. M., Koning, A. A., Hoeninghaus, D. J., Sabaj, M., Lundberg, J. G., Armbruster, J., Thieme, M. L., Petry, P., Zuanon, J., Vilara, G. T., Snoeks, J., Ou, C., Rainboth, W., Pavanelli, C. S., Akama, A., Van Soesbergen, A., & Sáenz, L. (2016). Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science*, **351**(6269), 128-129. DOI: 10.1126/science.aac7082
- Wolff, L. L.; Donatti, L. (2016). Estudo do comportamento do peixe de água doce *Pphalloceros harpagos* (Cyprinodontiformes: Poeciliidae) submetido à alteração artificial do pH. *Luminária*, União da Vitória, **18** (1), 10-21.
- Yount, J. D., & Niemi, G. J. (1990). Recovery of lotic communities and ecosystems from disturbance—a narrative review of case studies. *Environmental management*, **14**(5), 547-569. DOI: 10.1007/BF02394709

Zhang, Y., Xia, J., Liang, T., & Shao, Q. (2010). Impact of water projects on river flow regimes and water quality in Huai River Basin. *Water Resources Management*, **24**(5), 889-908. DOI: 10.1007/s11269-009-9477-3

CAPÍTULO 2

Impactos ambientais de uma PCH sobre a diversidade funcional da assembleia de insetos aquáticos por meio de traços e índices funcionais

RESUMO

Os reservatórios são ambientes artificiais que alteram a fauna aquática pré-existente, fornecendo condições propícias para ocorrência de impactos negativos na funcionalidade do ecossistema. Assim, este trabalho objetivou identificar mudanças na composição e estrutura funcional da assembleia de insetos aquáticos bentônicos em uma região afetada por uma pequena central hidrelétrica (PCH). Especificamente, a assembleia de insetos aquáticos foi caracterizada com base na abundância, constância e categorias de traços funcionais (reprodutivos, morfológicos, tróficos e ecológicos) das famílias presentes. O impacto da PCH sobre a estrutura funcional desta assembleia foi então inferida por meio da variabilidade dos índices funcionais (riqueza, equitabilidade, dispersão, divergência e entropia quadrática de Rao) de cada categoria de traço, entre períodos que procederam a construção da PCH São Francisco, em três locais no rio São Francisco Verdadeiro (Jusante, Reservatório e Montante). A amostragem de insetos aquáticos bentônicos foi realizada por dois tipos de coletores de em função das características dos locais, sendo utilizada a “*hand-net*” nos ambientes lóticos e a draga de Petersen nos lênticos. De 55 famílias identificadas, 22 apresentaram constância >10% nas amostras, sendo Chironomidae, Elmidae, Hydropsychidae, Gomphidae e Baetidae as mais frequentes. Todos os índices de diversidade funcional avaliados apresentaram diferenças significativas nas escalas estudadas, sendo que, enquanto na Jusante os índices funcionais foram mais elevados, no Reservatório os mesmos foram reduzidos, ambos após a formação da PCH. Desta forma, ficou evidente que a PCH São Francisco provocou impactos negativos na funcionalidade da assembleia de insetos no Reservatório, porém, na Jusante, as alterações foram favoráveis a mesma.

Palavras-chave: Macroinvertebrados. Bioindicadores. Impactos ambientais. Reservatório.

Environmental impacts of a SHP on the functional diversity of aquatic insect assemblage through functional traits and indices

ABSTRACT

Reservoirs are artificial environments that alter pre-existing aquatic fauna, providing conditions conducive to the occurrence of negative impacts on ecosystem functionality. Thus, this work aimed to identify changes in the composition and functional structure of the assembly of benthic aquatic insects in a region affected by a small hydroelectric plant (SHP). Specifically, the assemblage of aquatic insects was characterized based on the abundance, constancy and functional categories (reproductive, morphological, trophic and ecological) of the families present. The impact of the SHP on the functional structure of this assembly was then inferred through the variability of the functional indexes (wealth, equitability, dispersion, divergence and quadratic entropy of Rao) of each category of trait between periods that preceded and proceeded the construction of the SHP São Francisco, in three places on the river São Francisco Verdadeiro (Downstream, Reservoir and Amount). Sampling of benthic aquatic insects was performed by two collectors of according to site characteristics, using hand-net in lotic environments and Petersen dredge in lentic environments. Of the 55 families identified, 22 presented constancy > 10% in the samples, being Chironomidae, Elmidae, Hydropsychidae, Gomphidae and Baetidae the most frequent. All the functional diversity indexes evaluated showed significant differences in the scales studied, and while in the Downstream the functional indexes were higher, in the reservoir they were reduced, both after the SHP formation. Thus, it was evident that the São Francisco SHP caused negative impacts on the functionality of the insect assembly in the Reservoir, but in the Downstream, the changes were favorable to it.

Keywords: Macroinvertebrates. Bioindicators. Environmental Impacts. Reservoir.

1. INTRODUÇÃO

Embora os distúrbios ambientais sejam conhecidos por influenciar as comunidades de invertebrados aquáticos, os reservatórios são ambientes artificiais que provocam impactos negativos sobre a fauna aquática (Keddy, 1992; Poff, 1997; Bedoya, Manolakos & Novotny, 2011), principalmente pela complexa alteração física do canal do rio (Yount & Niemi et al., 1990; Friedl & Wüest, 2002; Costa, Botta & Cardille, 2003; Pereira, 2011). Estes impactos são considerados crônicos e de longa duração, favorecendo espécies capazes de se adaptar a ambientes alterados e aos recursos alimentares disponíveis, em detrimento daquelas incapazes (Petts, 1987; Rader & Ward, 1989; Donovan et al., 2011; Martínez et al., 2013; Manfrin et al., 2019). Neste sentido, inúmeros estudos ecológicos sobre poluição antrópica permitiram categorizar as espécies em tolerantes ou intolerantes ao impacto (Hynes, 1960; Buss, 2008; Araújo et al., 2013; Gebrehiwot et al., 2017; Everall et al., 2017).

Devido as espécies serem sensíveis as mudanças no habitat, já na década de 70 os estudos buscavam compreender os efeitos ambientais sobre o comportamento do restabelecimento de comunidades aquáticas. Exemplos podem ser encontrados em Hynes (1970), que retratou as alterações morfológicas dos grupos em decorrência da estrutura do habitat; Cummins (1973), que propôs a classificação de grupos funcionais alimentares de insetos aquáticos; Southwood (1977), que estabeleceu que o habitat fornece o modelo no qual a evolução forja estratégias na história de vida animal; e Vannote et al. (1980), que descreveram a teoria do Rio Contínuo (*River Continuum Concept*), segundo o qual ocorre uma distribuição padronizada de atributos funcionais ao longo do contínuo fluvial em decorrência das características físicas e químicas. Estas, e outras abordagens, deram suporte para compreender o comportamento das comunidades de invertebrados aquáticos bentônicos frente a perturbações ambientais, bem como a função ecológica destes para a manutenção do funcionamento do ecossistema. Devido a isto, atualmente este grupo de organismos é considerado um excelente bioindicador ambiental (Buss et al., 2003; Goulart & Callisto 2003; Buss, 2008; Araújo et al., 2013; Gebrehiwot et al., 2017; Everall et al., 2017).

Assim sendo, a abordagem de ecologia funcional vem ganhando espaço no meio científico como um instrumento de avaliação dos efeitos de impactos ambientais (Olden et al., 2006; Villeger et al., 2010; Petsch et al., 2016; Oliveira et al., 2018). Isto ocorre por meio do uso de traços funcionais, ou atributos biológicos, os quais influenciam nas atividades dos organismos (Violle et al., 2007), e leva em consideração o papel de cada espécie no ecossistema

(Villegger et al., 2010). Este conceito de funcionalidade ecológica pode ser avaliado com o auxílio de índices, os quais utilizam diferentes métricas (riqueza, equitabilidade, divergência, dispersão (Villéger et al., 2008), e RaoQ (Botta-Dukát, 2005), para dentro de um espaço multidimensional de traços, estimar: i) o volume que a comunidade de interesse ocupa (índice de riqueza funcional - Fric); ii) com que regularidade as espécies preenchem tal espaço (índice de equitabilidade funcional - Feve); iii) como a abundância é distribuída dentro do volume dos traços das espécies (índice de divergência funcional - Fdiv); iv) a distância média de cada táxon para o centróide de todos os táxons na comunidade (índice de dispersão funcional - Fdis) e v) a abundância específica e as diferenças funcionais entre pares de espécies em uma assembleia (índice multivariado da Entropia Quadrática de Rao - RaoQ). Assim, os índices de diversidade funcional avaliam distintas facetas das variabilidades das características funcionais apresentadas pelos indivíduos dentro das comunidades (Díaz & Cabido, 2001; Tilman, 2001).

Neste sentido, o uso de medidas funcionais ao invés de taxonômicas proporciona melhor indicação da alteração que ocorre no ecossistema (Hoeinghaus et al., 2007). Além disso, esta abordagem permite a criação de modelos gerais de resposta das comunidades as perturbações, independente de sua identidade taxonômica, o que permite amplificar a generalização do impacto ambiental (Charvet et al., 2000).

Diante do exposto, hipotetizamos que a criação de reservatórios altera a funcionalidade da assembleia de insetos aquáticos bentônicos que se encontra sob sua região de influência. Assim, este trabalho objetivou identificar mudanças na composição e estrutura funcional da assembleia de insetos aquáticos bentônicos em uma região afetada por uma pequena central hidrelétrica (PCH). Especificamente, a assembleia de insetos aquáticos bentônicos foi caracterizada com base na abundância, constância e categorias de traços funcionais (reprodutivos, morfológicos, tróficos e ecológicos) das espécies presentes. O impacto da PCH sobre a estrutura funcional desta assembleia foi então inferido por meio da variabilidade dos índices funcionais (Fric, Feve, Fdis, Fdiv e RaoQ) de cada categoria de traço, entre períodos que antecederam e procederam a formação do reservatório da PCH São Francisco, em três locais no rio São Francisco Verdadeiro (Jusante, Reservatório e Montante).

2. MÉTODO

2.1. Área de estudo

O rio São Francisco Verdadeiro é um tributário do Alto Rio Paraná e é considerado por Agostinho & Julio (1999), como um dos maiores recursos hídricos da América do Sul. No trecho entre os municípios de Toledo e Ouro Verde do Oeste, Paraná, localiza-se a Pequena Central Hidrelétrica (PCH) São Francisco, a qual teve sua obra iniciada em janeiro de 2003. No entanto, entrou efetivamente em operação somente em dezembro de 2010 (Lopes, 2010), quando seu reservatório foi formado com área corresponde a 67,14 hectares, numa extensão de aproximadamente 4 km (Lopes, 2010; Soma, 2010) (Figura 1).

A área de drenagem da bacia hidrográfica do rio São Francisco Verdadeiro na região da PCH é constituída principalmente de propriedades rurais destinadas a monocultura de soja, milho e trigo e, em menor escala, outros produtos como feijão, mandioca e culturas para consumo próprio. Destacamos que o rio São Francisco Verdadeiro tem sua nascente localizada na zona urbana de Cascavel/PR, e ainda a montante do reservatório possui confluência com o rio Toledo, o qual drena grande parte dos efluentes urbanos de Toledo/PR.

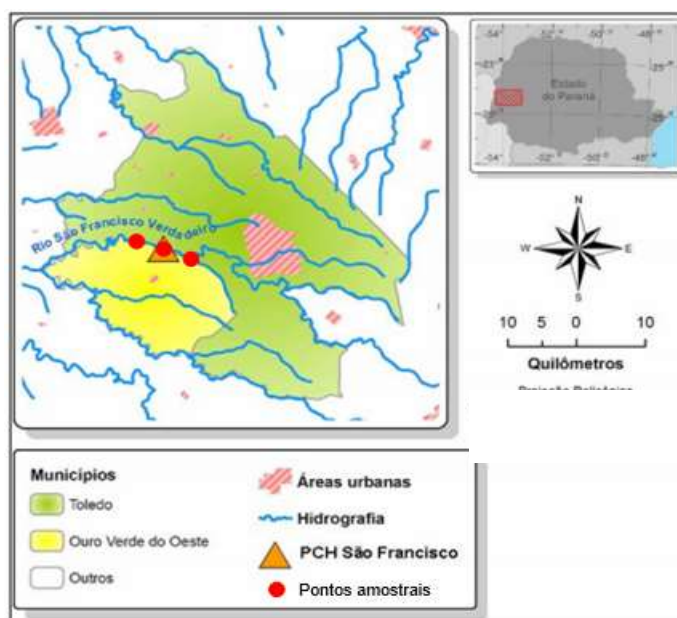


Figura 1. Localização da PCH São Francisco no rio São Francisco Verdadeiro, bem como localização dos pontos amostrais monitorados e área de influência da bacia hidrográfica.

2.2. Amostragem

Para possibilitar o acompanhamento e monitoramento dos efeitos da construção da barragem, a assembleia de insetos aquáticos foi amostrada trimestralmente entre dezembro de

2008 e junho de 2016, em três regiões de influência da PCH São Francisco, denominadas Montante, Reservatório e Jusante, doravante chamadas MON, RES e JUS, respectivamente. Desta forma, as coletas foram realizadas sob a ótica das escalas temporal e espacial, preconizadas por Santos et al., (2017). A escala temporal foi categorizada em período inicial da construção (PRÉ, considerada a etapa controle), entre os anos de 2008 a 2010 e após a construção da barragem (PÓS), sendo os anos de 2011 a 2013 (PÓS1) e 2014 a 2016 (PÓS2). A escala espacial foi considerada como os três locais de amostragem: MON (considerada o controle), RES e JUS.

O método de amostragem dos insetos aquáticos bentônicos foi adaptado as peculiaridades dos locais. Nos ambientes lóticos (MON e JUS) o método de coleta foi “*kick-sampling*” com rede coletora “*hand-net*”, sendo a amostra composta de 3 coletas de 3 minutos cada. Já para o ambiente lêntico (RES), foram realizadas amostragens utilizando coletor do tipo Petersen modificado, sendo a amostra composta de 3 lances.

As amostras foram conservadas em álcool 70% e transportadas ao laboratório do Grupo de Pesquisas em Recursos Pesqueiros e Limnologia – GERPEL, da Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE. Em laboratório, as mesmas foram triadas com a utilização de um sistema de peneiras graduadas para segregação dos organismos. A identificação procedeu-se com auxílio de microscópio estereoscópico, segundo McCafferty (1981); Perez (1988) e Mugnai et al. (2010).

2.3. Análise dos dados

Após a identificação, as abundâncias foram determinadas pelas contagens dos organismos por famílias em cada amostra. Com isto foi calculada a constância de cada família por meio da razão entre o número de coletas em que a família ocorreu e o número total de coletas. Como as informações referentes a traços funcionais de espécies raras dificilmente estão disponíveis na literatura (Nakagawa e Freckleton, 2008), a estrutura funcional da assembleia dos insetos aquáticos bentônicos foi avaliada sem os táxons com constância <10%.

Para as famílias de insetos aquáticos bentônicos com constância >10% foram definidos 50 traços funcionais conforme Merrit & Cummins (1995); Bis & Usseglio-Polatera (2004); Poff et al. (2006); Lange et al. (2014), e com auxílio da plataforma online *Freshwater information platform*. As informações de traços dos indivíduos que ocasionalmente não estavam disponíveis foram preenchidas por valores médios de organismos da mesma família taxonômica. Estes

traços foram categorizados em 4 grupos (reprodutivos, morfológicos, tróficos e ecológicos) a fim de facilitar a interpretação dos resultados (Anexo 1).

Na sequência, com auxílio do software R (*R Core Team*, 2017), foram computados os índices funcionais (Fric, Feve, Fdis, Fdiv e RaoQ) a partir da função dbFD do pacote FD (Laliberté, Legendre & Shipley, 2014), sendo padronizado para 5 o número de eixos retidos na análise de coordenadas principais (PCoA) para cada categoria de traços.

Obtidos os índices funcionais, para cada categoria de traços, realizou-se o procedimento de MANOVA/ANOVA bifatorial (Scheiner & Gurevitch, 2001), seguido pelo teste de Tukey de comparação de médias *a posteriori*, visando identificar se as escalas espacial, temporal, ou ambas (interação), afetaram tais índices.

3. RESULTADOS

3.1. Constância das famílias de insetos aquáticos bentônicos

Das 55 famílias de insetos aquáticos bentônicos amostrados, 22 apresentaram constância superior a 10%, com destaque para as famílias Chironomidae, Elmidae, Hydropsychidae, Gomphidae e Baetidae como as mais frequentes (acima de 50%) (Figura 2).

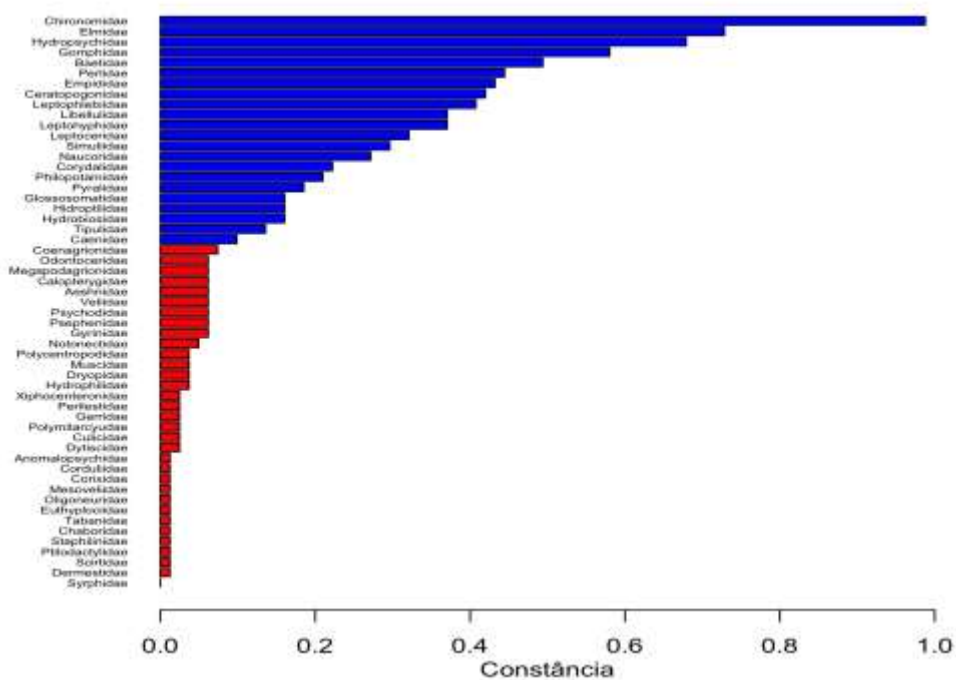


Figura 2. Constância das famílias de insetos aquáticos ocorrentes no trecho do rio São Francisco Verdadeiro estudado entre dezembro de 2008 e junho de 2016. Destaque em vermelho para as famílias com constância >10%.

3.2. Índices funcionais

De forma conjunta, as escalas temporal e espacial afetaram significativamente, e de forma interativa, os índices de diversidade funcional de todas as categorias de traços (MANOVAs, $p < 0,001$). Desta forma, dentro de cada categoria foram realizadas ANOVAs separadas para cada índice, as quais corroboram os resultados das MANOVAs, pois a maioria dos índices funcionais foram afetados de forma conjunta (interação) ou individualmente por ambas as escalas (Tabela 1). Destaca-se que o índice de dispersão funcional (Fdis) e a entropia quadrática de Rao (RaoQ) demonstraram diferenças em todas as escalas e categorias de traços avaliados. Ainda, nota-se que os índices de diversidade associados aos traços morfológicos e ecológicos foram os mais afetados por ambas escalas (Tabela 1).

Tabela 1. Resultados da análise de variância fatorial nas escalas estudadas (temporal e espacial) em relação aos índices funcionais (riqueza funcional (Fric) equitabilidade funcional (Feve), divergência funcional (Fdiv) e entropia quadrática de Rao (RaoQ) associados as categorias de traços funcionais (reprodutivo, morfológico, hábitos tróficos e hábitos ecológicos) da assembleia de insetos aquáticos bentônicos da PCH São Francisco, localizada no rio São Francisco Verdadeiro.

| Escalas | Fric | Feve | Fdiv | Fdis | RaoQ |
|---------------------------|--------------------|--------------------|--------------------|----------|----------|
| Reprodutivo | | | | | |
| Espacial | 16,68*** | 3,58* | 1,41 ^{ns} | 37,70*** | 30,65*** |
| Temporal | 0,37 ^{ns} | 16,01*** | 1,91 ^{ns} | 12,33*** | 10,06*** |
| Espacial * Temporal | 2,44 ^{ns} | 2,23 ^{ns} | 1,19 ^{ns} | 8,65*** | 6,03*** |
| Morfológico | | | | | |
| Espacial | 15,94*** | 5,69** | 5,75** | 28,53*** | 21,03*** |
| Período | 0,02 ^{ns} | 3,26* | 9,10*** | 11,21*** | 8,64*** |
| Espacial * Temporal | 5,33*** | 3,83** | 1,07 ^{ns} | 8,30*** | 7,18*** |
| Hábitos Tróficos | | | | | |
| Espacial | 19,02*** | 3,04 ^{ns} | 1,99 ^{ns} | 32,53*** | 26,38*** |
| Período | 1,50 ^{ns} | 2,71 ^{ns} | 2,39 ^{ns} | 7,19** | 3,53* |
| Local* Temporal | 2,74* | 0,92 ^{ns} | 2,22 ^{ns} | 7,73*** | 5,38*** |
| Hábitos Ecológicos | | | | | |
| Espacial | 24,97*** | 5,17** | 2,63 ^{ns} | 45,84*** | 42,51*** |
| Período | 0,48 ^{ns} | 4,05* | 9,61*** | 11,33*** | 9,02*** |
| Espacial * Temporal | 5,45*** | 4,48** | 2,82* | 10,84*** | 9,57*** |

*** $p < 0,001$ ** $p < 0,01$ * $p < 0,05$ ns = não significativo

3.2.1. Traços reprodutivos

Os traços reprodutivos demonstraram diferenças significativas ($p < 0,05$) nas escalas avaliadas (interação temporal*espacial). Observou-se ainda um padrão em relação aos locais e períodos em que, para a maior parte dos índices funcionais, a assembleia de insetos apresentou uma semelhança no período PRÉ (controle) e a partir do PÓS1 observou-se a diferenciação do RES em relação a MON (controle) e JUS. Enfatiza-se ainda que JUS apresentou os maiores resultados para a maior parte dos índices funcionais, enquanto que RES os menores valores

(Tabela 1; Figura 3).

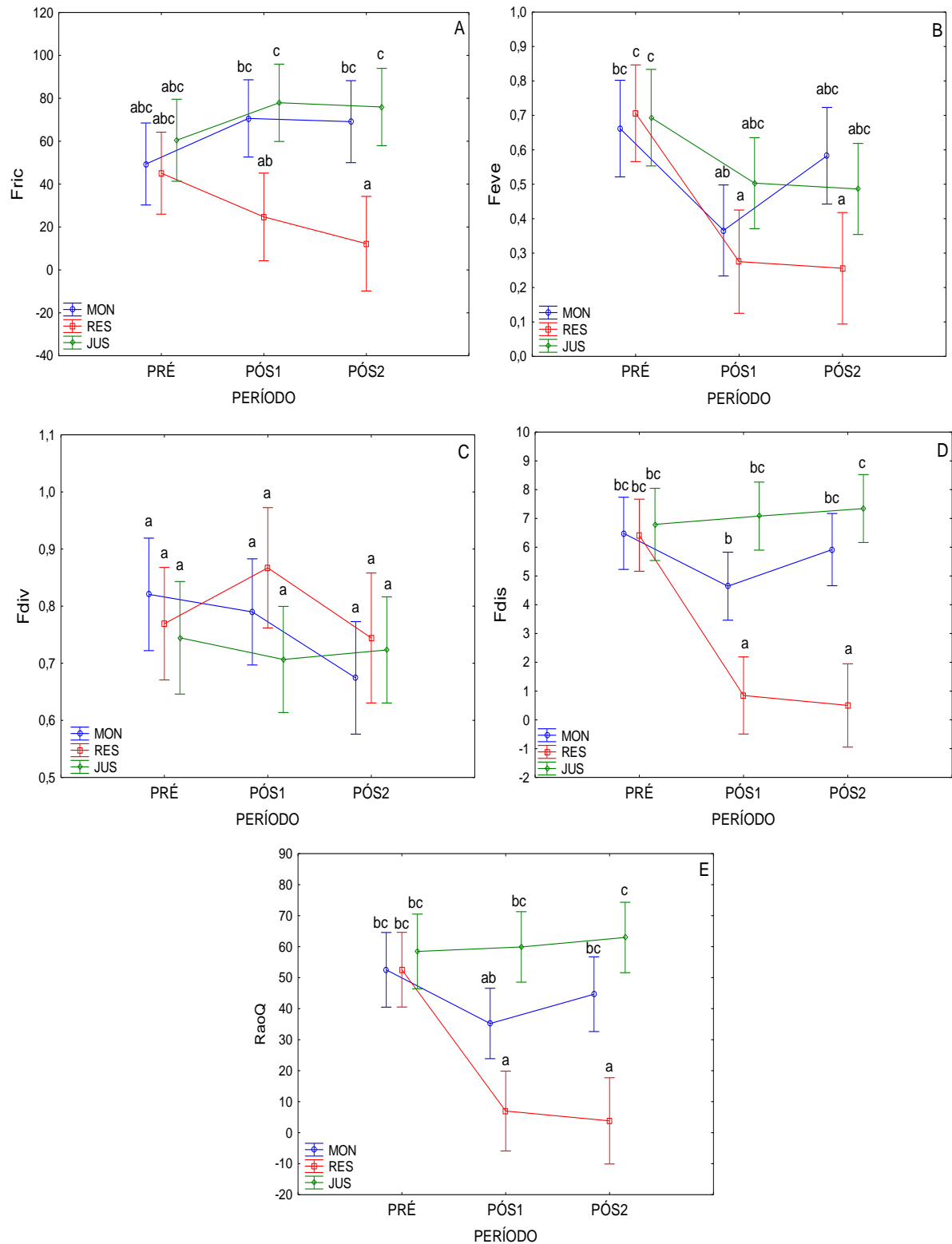
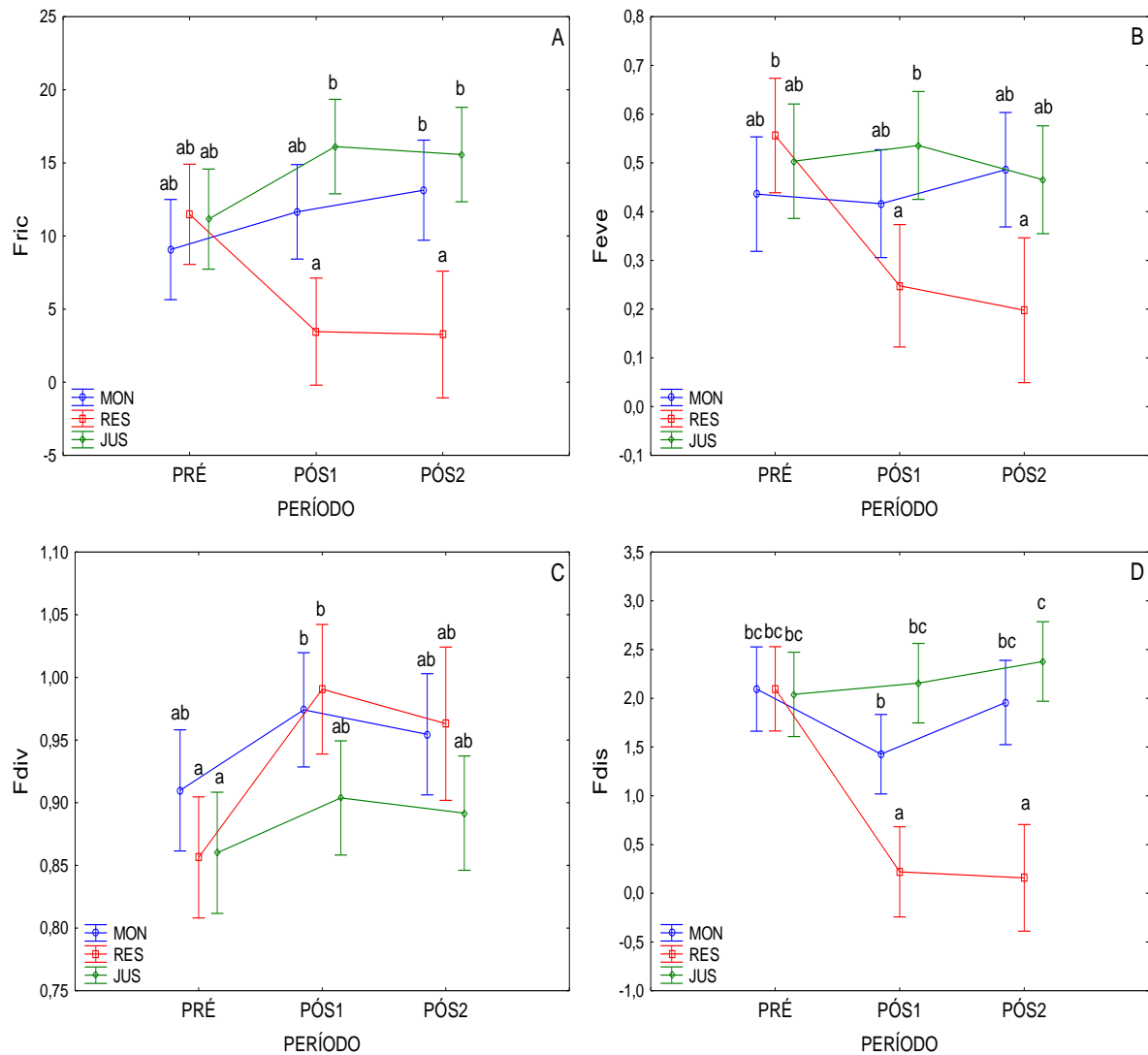


Figura 3. Médias e intervalos de confiança de 95% para os índices de diversidade funcional: A) riqueza funcional – Fric; B) equitabilidade funcional – Feve; C) divergência funcional – Fdiv; D) dispersão funcional – Fdis; e E) entropia quadrática de Rao – RaoQ; nas escalas temporal e espacial, relativos a categoria de traços reprodutivos da assembleia de insetos aquáticos bentônicos da PCH São Francisco. Letras diferentes representam diferenças significativas pelo teste de Tukey a 5%.

3.2.2. Traços morfológicos

Da mesma forma que os traços reprodutivos, os traços morfológicos exibiram diferenças significativas ($p < 0,05$) nas escalas avaliadas (interação temporal*espacial). Além disso, demonstram um padrão em relação aos locais e períodos em que para todos os índices funcionais a assembleia de insetos aquáticos bentônicos apresentou semelhança no período PRÉ (controle) e a partir do PÓS1, para a maioria dos índices há uma diferença significativa, especialmente do RES em relação a MON (controle). Enfatiza-se ainda que JUS apresentou para a maior parte dos índices os maiores resultados para os traços morfológicos, entretanto destacamos que Feve e Fdiv os resultados maiores foram identificados para MON e RES, respectivamente (Tabela 1; Figura 4).



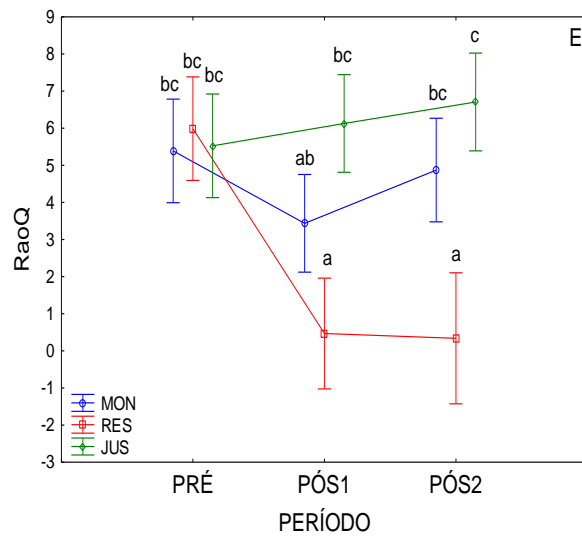
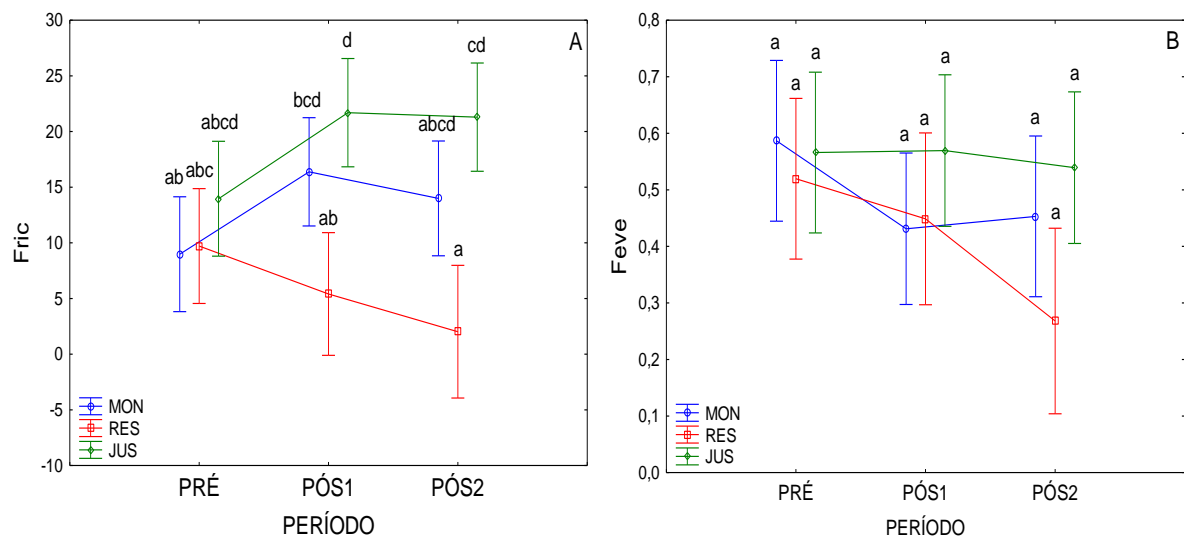


Figura 4. Médias e intervalos de confiança de 95% para os índices de diversidade funcional: A) riqueza funcional – Fric; B) equitabilidade funcional – Feve; C) divergência funcional – Fdiv; D) dispersão funcional – Fdis; e E) entropia quadrática de Rao – RaoQ; nas escalas temporal e espacial, relativos a categoria de traços morfológicos da assembleia de insetos aquáticos bentônicos da PCH São Francisco.

*letras diferentes representam diferenças significativas pelo teste de Tukey a 5%.

3.2.3. Traços tróficos

Assim como os traços anteriores, os traços tróficos apresentaram diferenças significativas ($p < 0,05$) nas escalas avaliadas (interação temporal*espacial). Destaca-se ainda a existência de um padrão em relação aos locais e períodos em que, para todos os índices funcionais os indivíduos se assemelharam no período controle PRÉ (com exceção de Fric), e a partir do PÓS1 para a maioria dos índices há diferenciações significativas, principalmente de RES em relação a MON, exceto Feve e Fdiv que não apresentaram diferenças significativas. Deve-se salientar que JUS apresentou para todos os índices funcionais os maiores resultados (Tabela 1; Figura 5).



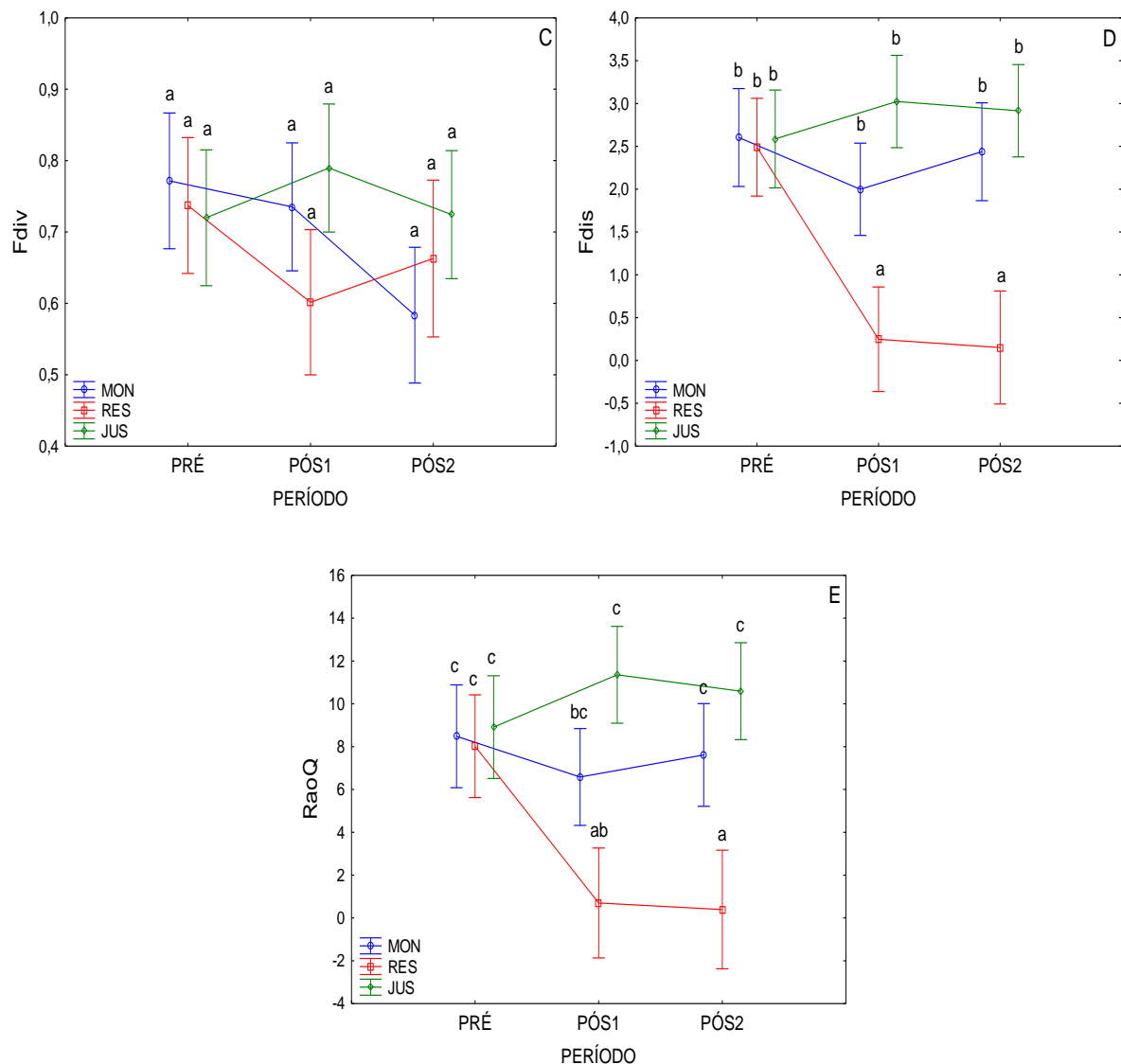


Figura 5. Médias e intervalos de confiança de 95% para os índices de diversidade funcional: A) riqueza funcional – Fric; B) equitabilidade funcional – Feve; C) divergência funcional – Fdiv; D) dispersão funcional – Fdis; e E) entropia quadrática de Rao – RaoQ; nas escalas temporal e espacial, relativos a categoria de traços tróficos da assembleia de insetos aquáticos bentônicos da PCH São Francisco.

*letras diferentes representam diferenças significativas pelo teste de Tukey a 5%.

3.2.4. Traços ecológicos

Bem como nos traços anteriores, os traços ecológicos apresentaram diferenças significativas ($p < 0,05$) nas escalas avaliadas (interação Temporal*Espacial). Entretanto, foi observado um padrão diferente em relação aos locais e períodos para os índices funcionais, sendo no período PRÉ observadas diferenças significativas para a maior parte dos índices avaliados com exceção de Fdis e RaoQ. Porém, o padrão de que JUS apresenta os maiores resultados para os índices e RES os menores foi mantido (Tabela 1; Figura 6).

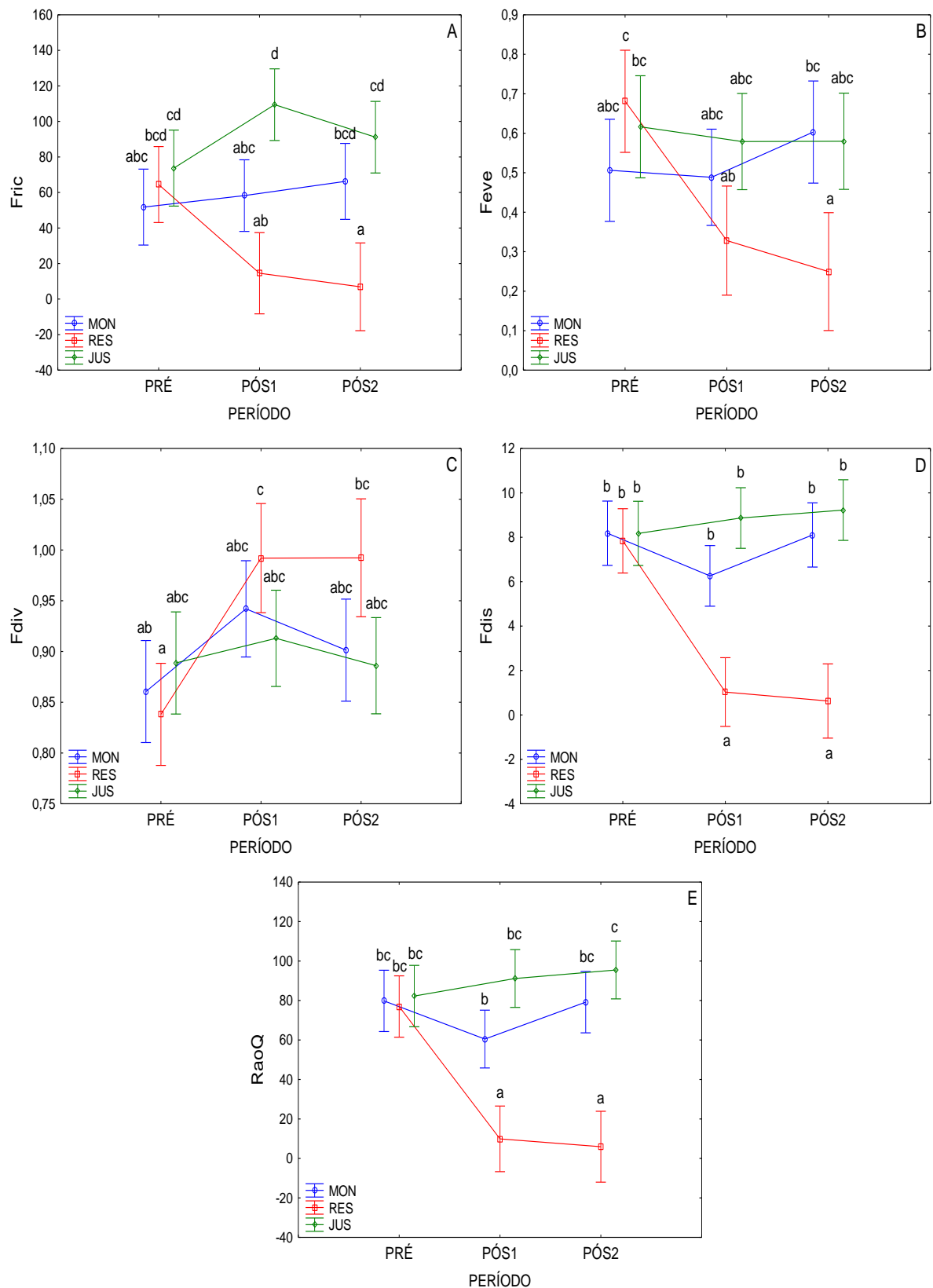


Figura 6. Médias e intervalos de confiança de 95% para os índices de diversidade funcional: A) riqueza funcional – Fric; B) equitabilidade funcional – Feve; C) divergência funcional – Fdiv; D) dispersão funcional – Fdis; e E) entropia quadrática de Rao – RaoQ; nas escalas temporal e espacial, relativos a categoria de traços ecológicos da assembleia de insetos aquáticos bentônicos da PCH São Francisco.

*letras diferentes representam diferenças significativas pelo teste de Tukey a 5%.

4. DISCUSSÃO

As famílias observadas com maiores constâncias: Chironomidae, Elmidae, Hydropsychidae, Gomphidae e Baetidae são consideradas por diversos autores como organismos generalistas e com relevante flexibilidade adaptativa ao meio (Merrit & Cummins, 2005). Isto permite inferir que a dominância destes grupos de táxons está relacionada com as amplas modificações do meio devido a formação do reservatório, corroborando os resultados de Doeg, Davey & Blyth (1987). Reitera-se ainda que estas características de generalidade e flexibilidade adaptativa as condições do meio permitiram a estes organismos resistência a presença de impactos ambientais, o que os leva a serem considerados como tolerantes a ambientes degradados (Moreno & Callsito, 2006). Especificamente em reservatórios, estes grupos de invertebrados aquáticos bentônicos já foram identificados como dominantes e resistentes (Kaster & Jacobi, 1978; Voshell, & Simmons, 1984; Bass, 1992; Callisto et al., 2005; Benítez-Mora & Camargo, 2014).

Levin & Paine (1974) já informavam que a comunidade de macroinvertebrados mostra distribuições irregulares de acordo com os níveis de perturbações ambientais. Isto ocorre porque a complexidade e heterogeneidade do habitat desempenham um papel fundamental na determinação da diversidade funcional (Mykrää & Heino, 2017; Li et al., 2019). Este fato condiz com a teoria do modelo de habitat, o qual prediz que as características do habitat selecionam somente as espécies com traços funcionais adequadas para coexistir em uma comunidade local e filtra aqueles deficientes (Southwood, 1977; Townsend & Hildrew, 1994), corroborando com o que foi constatado no reservatório da PCH São Francisco pela redução dos índices de diversidade funcional após a formação do mesmo.

Em ambientes estáveis, espécies especialistas são favorecidas enquanto que em condições instáveis, as estratégias generalistas tendem a dominar (Southwood et al., 1974; Poff & Allan, 1995), por serem menos sensíveis a degradação ambiental e, assim, mais ocorrentes (Townsend & Hildrew, 1994). Isto vem de encontro com os resultados observados, visto que no RES os índices de diversidade funcional apontaram uma população dominante e possivelmente generalista, enquanto que MON e JUS apresentaram assembleias mais diversas, heterogêneas (“ricas”) e equilibradas para os traços funcionais avaliados.

Entretanto, Verberk, Velde & Esselink (2010), destacaram que para indivíduos generalistas de habitats, as diferenças nas taxas de colonização e extinção entre as espécies são mais importantes, desta forma, a composição e a estrutura da comunidade de insetos da PCH ao longo do tempo também contribuiu para compreender a função destes organismos no meio.

Destaca-se que quando a comunidade é dominada por estratégias generalistas há menos competição interespecífica por recursos, permitindo que muitos táxons utilizem os mesmos recursos (Mihuc, 2003). Neste sentido, percebe-se que a assembleia de insetos aquáticos bentônicos estudada utilizou estratégias para sua manutenção no meio, sendo abundante a presença destes indivíduos no ambiente. A lógica por trás dessa associação é que os distúrbios ambientais são fontes heterogêneas nos ecossistemas, porque alteram a estrutura do ambiente e a distribuição de organismos (White & Harrod, 1997; Wiens, 2000). Isso conduziu a manutenção da diversidade destes organismos no trecho da PCH do rio São Francisco Verdadeiro e destaca a importância de interpretar os resultados compreendendo a função do organismo no meio e não somente os aspectos da estrutura e composição da comunidade. Todavia, as informações dos atributos funcionais de um organismo podem definir a estratégia do mesmo diante de uma condição ambiental (Wright et al., 2004).

A influência das escalas temporal e espacial sobre a assembleia de insetos aquáticos bentônicos ficou evidente quando observamos que grande parte dos traços e índices funcionais estudados obtiveram diferenças relevantes. Os resultados espaciais e temporais detectados na diversidade funcional foram consistentes com os resultados de outros estudos (Heino, 2005; Colzani et al., 2013; Ding et al., 2017; Li et al., 2019), o que sugere que as características de diversidade funcional também podem mudar ao longo de gradientes geográficos e espaciais (Schmera, Eros, & Heino, 2013).

Neste contexto, diversos autores destacam que a relação entre a comunidade de macroinvertebrados e as condições do ambiente é intensa, e esta relação em escalas pontuais tendem a serem relacionadas à heterogeneidade do meio e a disponibilidade de abrigos e recursos alimentares (Buss et al., 2002; Couceiro et al., 2011; Couceiro et al., 2012; Ligeiro et al., 2013; Shimano et al., 2013; Heino & Peckarsky, 2014; Vieira et al., 2015).

Enfatiza-se que os índices Fdis e RaoQ obtiveram significância em todos os traços e escalas estudadas, além de apresentarem um comportamento similar na dispersão dos índices de diversidade funcional associados as distintas categorias de traços. Dispersão funcional complementa o índice de riqueza funcional, desde que não avalie informações sobre a abundância relativa de espécies, sendo muito sensíveis a *outliers* (organismos raros no conjunto de dados) (Laliberté, 2012), o que foi evitado pelo uso das famílias com constância superior a 10%. Já RaoQ envolve dois elementos da diversidade funcional (Fric e Fdis) (Mouchet et al., 2010), em que usa a gama de espaço funcional ocupado e a similaridade entre as espécies com maiores abundâncias. Nos resultados apresentados por Bayona et al. (2015), também houveram reduções na Fdis e RaoQ, e os autores encontraram significativas reduções nas abundâncias de

grupos intimamente relacionados, o que corrobora com os resultados de que a PCH São Francisco modificou a distribuição dos organismos e a estrutura funcional da assembleia.

Os resultados dos traços reprodutivos mostraram indícios de que os insetos aquáticos bentônicos buscaram estratégias para sua reprodução, devido as alterações do local (Verberk, Siepel & Esselink, 2008). Alguns autores relataram uma correlação de estratégia reprodutiva na presença de impactos ambientais (Dolédec, Statzner & Bournaud, 1999; Usseglio-Polatera & Beisel, 2002), enquanto outros, devido a existência de indivíduos exóticos no meio (Díaz, Alonso & Guitiérrez, 2008), ou ainda que os traços reprodutivos estão relacionados com o habitat, demonstrando serem dependentes do tipo e disponibilidade (Statzner et al., 1997). Ou seja, diferentes formas de distúrbios no ambiente levaram os indivíduos estudados a buscarem formas de garantir a sua reprodução, corroborando com nossos resultados.

Além dos traços reprodutivos, os morfológicos demonstraram diferenças significativas para a maioria das escalas estudadas. Estudos como os de Hynes (1970) e Heino (2005), já retratavam mudanças morfológicas de organismos em decorrência da estrutura de habitat. Estas alterações morfológicas podem ser comuns em comunidades que ficam expostas por longos períodos a determinados poluentes (Reice & Wohlenberg, 1993; Ducrot et al., 2005; Arias et al., 2007). Lamouroux, Doledec & Gayraud (2004) identificaram que as alterações morfológicas na comunidade de invertebrados aquáticos estavam relacionadas com a variabilidade de habitat, especialmente por detrimento das alterações hidráulicas. Assim, mudanças no regime hidráulico ocasionadas pela construção da barragem da PCH São Francisco, provavelmente levaram a alterações morfológicas nos insetos aquáticos bentônicos.

Ademais, os traços de hábitos tróficos não demonstraram diferenças relevante para Feve e Fdis, demonstrando que a comunidade manteve seu padrão alimentar equilibrado nos diferentes locais e ao longo do tempo. Sendo assim, os traços tróficos podem estar correlacionados com a composição do substrato, em particular, com os níveis de matéria particulada orgânica disponíveis (Tupinambás et al., 2014), e desta forma, na inexistência do alimento preferencial, possivelmente este indivíduo deixa de existir no meio, permanecendo apenas os indivíduos generalistas que possuem ampla flexibilidade adaptativa, maiores condições de tolerância, além de estratégias alimentares e comportamentais, compondo uma assembleia homogênea (Poff et al., 2006), reforçando resultados propostos anteriormente.

Na abordagem de traços ecológicos, indivíduos de uma mesma espécie podem apresentar diferentes estratégias ecológicas de acordo com as condições abióticas do meio em que se encontram (Donovan et al., 2011). Entretanto, nossos resultados demonstram bons indícios de que há diferenças nos índices estudados para os traços ecológicos, mesmo em nível taxonômico

de família. Observou-se que os traços ecológicos apresentaram uma das maiores diferenças para os índices, demonstrando que a PCH, especialmente em relação ao RES, promoveu a perda de diversidade funcional no meio, devido a pressão exercida sobre a comunidade. Martínez et al. (2013), ao avaliarem o comportamento funcional da comunidade de macroinvertebrados em cinco reservatórios, condicionaram a perda de diversidade funcional as mudanças hidrológicas no canal que perturbam todo o ecossistema. Desta forma, fortes indícios levam a crer que as mudanças drásticas da construção do reservatório modificaram a função ecológica dos organismos.

Assim, as condições ambientais ocorrentes durante o processo de construção da PCH (habitat, alimento, condições físicas e químicas da água entre outras), certamente influenciaram os atributos da assembleia de insetos estudada, bem como foi evidenciado por Ding et al. (2017). Barnum, Weller & Williams (2017), buscaram entender se os impactos antropogênicos homogeneizam as comunidades por meio dos gradientes ambientais e climáticos e examinaram a relação entre superfícies impermeáveis (um marcador de urbanização) e a estrutura das comunidades de macroinvertebrados e verificaram que a divergência funcional (F_{div}) diminuiu enquanto a equitabilidade funcional (F_{eve}) aumentou e atribuiu a isso o fato de que o aumento do agente estressor homogeneiza a diversidade de características das comunidades de macroinvertebrados em riachos, fato que atribuímos especialmente aos resultados do RES, visto que a comunidade é mais homogênea do que em relação aos outros locais estudados.

Apesar de todos os locais e períodos terem resultados significativos em relação aos traços e índices aplicados aos diferentes locais e períodos, este resultado foi evidenciado ainda mais ao observar o desempenho dos baixos valores de RES, em que para todos os índices, com exceção do índice de divergência funcional (F_{div}), apresentou os menores resultados para os traços estudados neste local. Isto indica que a distribuição de muitas espécies abundantes foi alterada para poucas espécies abundantes, permanecendo apenas organismos generalistas ou oportunistas que utilizam de forma mais eficiente os recursos conforme o proposto por Mason et al. (2005). Neste mesmo sentido, Bayona et al. (2015), identificaram reduzidos valores dos índices $RaoQ$ e F_{dis} quando a comunidade foi exposta a compostos químicos em experimentação, e relata que isto pode refletir a forte redução da abundância de grupos de indivíduos intimamente relacionados.

Em contrapartida, para os demais índices (F_{ric} , F_{eve} , F_{dis} e $RaoQ$), os melhores desempenhos foram para MON e JUS, sendo este último local o de maior destaque positivo para a maior parte dos índices. Isto ocorre porque MON recebe uma significativa carga de impactos ambientais provenientes da área de drenagem da bacia, corroborando com os

resultados de Gusmão et al. (2016), os quais demonstraram que ambientes com altas cargas orgânicas obtiveram os menores desempenhos de diversidade funcional das comunidades estudadas.

Entretanto, os maiores resultados de JUS podem ser decorrentes da atuação do RES como um retentor de nutrientes (Kennedy & Walker, 1990; Graf, 2006; Kunz et al., 2011; Fonseca et al., 2011; Fantin-Cruz et al., 2016). Assim, a qualidade da água tende a ser melhor na JUS em relação a MON, além de disponibilizar condições físicas (ambiente lótico e heterogêneo de habitat e alimento) adequadas para colonização da comunidade e composição de uma maior diversidade funcional; ou seja a restauração do ecossistema afeta a história de vida e funcionalidade das comunidades (Manfrin et al., 2019).

5. CONCLUSÃO

A partir dos resultados obtidos verificou-se que todos os traços funcionais demonstraram diferenças significativas para as escalas estudadas. Entretanto, os traços funcionais mais modificados foram os ecológicos e morfológicos, possivelmente devido as alterações físicas e químicas do meio, que levaram os indivíduos considerados generalistas ou oportunistas a sobressaírem, ou seja; os insetos aquáticos bentônicos buscaram formas de adaptação frente ao impacto ambiental, e este possivelmente selecionou apenas os que possuem condições de sobrevivência.

Para a avaliação dos efeitos sobre a diversidade funcional, os índices e traços selecionados mostraram-se efetivos e apresentaram resultados significativos entre as escalas estudadas (temporal e espacial). Dentre os locais, RES apresentou os menores valores para a maior parte dos índices e JUS os maiores, demonstrando que o reservatório possivelmente está retendo matéria orgânica da MON e melhorando as condições da JUS, promovendo assim melhoria das condições físicas e químicas da água e conseqüentemente uma maior diversidade de organismos.

Desta forma, concluímos que a PCH São Francisco provocou significativas alterações sobre a composição e estrutura funcional da assembleia de insetos aquáticos bentônicos, levando a estruturação e composição de uma assembleia adaptada as condições do ambiente.

6. REFERÊNCIAS

- Araújo, E. S., Marques, E. E., Freitas, I. S., Neuberger, A. L., Fernandes, R., & Pelicice, F. M. (2013). Changes in distance decay relationships after river regulation: similarity among fish assemblages in a large Amazonian river. *Ecology of Freshwater Fish*, 22(4), 543-552. DOI: 10.1111/eff.12054
- Arias, A.R.L.; Buss, D.F.; Albuquerque, C.; Inácio, A.F.; Freire, M.M.; Egler, M.; Mugnai, R. & Baptista, D.F. 2007. Utilização de bioindicadores na avaliação de impacto e no monitoramento da contaminação de rios e córregos por agrotóxicos. *Ciência e Saúde Coletiva* 12: 61-72.
- Barnum, T. R., Weller, D. E., & Williams, M. (2017). Urbanization reduces and homogenizes trait diversity in stream macroinvertebrate communities. *Ecological Applications*, 27(8), 2428-2442.
- Bass, D. (1992). Colonization and succession of benthic macroinvertebrates in Arcadia Lake, a South-Central USA reservoir. *Hydrobiologia*, 242(2), 123-131.
- Bayona, Y., Roucaute, M., Cailleaud, K., Lagadic, L., Bassères, A., & Caquet, T. (2015). Effect of thiram and of a hydrocarbon mixture on freshwater macroinvertebrate communities in outdoor stream and pond mesocosms: II. Biological and ecological trait responses and leaf litter breakdown. *Ecotoxicology*, 24(9), 1933-1946.
- Bedoya, D., Manolagos, E. S., & Novotny, V. (2011). Characterization of biological responses under different environmental conditions: a hierarchical modeling approach. *Ecological modelling*, 222(8), 532-545. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2010.10.007
- Benítez-Mora, A., & Camargo, J. A. (2014). Ecological responses of aquatic macrophytes and benthic macroinvertebrates to dams in the Henares River Basin (Central Spain). *Hydrobiologia*, 728(1), 167-178.
- Bis, B., Usseglio-Polatera, P. (2004). Species traits analysis in Standardisation of river classifications: Star. A project under 5th framework programme.
- Botta-Dukát, Z. (2005). Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *Journal of vegetation science*, 16(5), 533-540.
- Buss, D. F., Oliveira, R. B., & Baptista, D. F. (2008). Monitoramento biológico de ecossistemas aquáticos continentais. *Oecologia Brasiliensis*, 12(3), 1.
- Buss, D. F., Baptista, D. F., & Nessimian, J. L. (2003). Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. *Cadernos de Saúde Pública*, 19, 465-473.

- Callisto, M., Goulart, M., Barbosa, F. A. R., & Rocha, O. (2005). Biodiversity assessment of benthic macroinvertebrates along a reservoir cascade in the lower São Francisco river (northeastern Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 65(2), 229-240.
- Charvet S., Statzner B., Usseglio-Polatera P., Dumont B., 2000, Traits of benthic macroinvertebrates in semi-natural French streams: an initial application to biomonitoring in Europe. *Freshw. Biol.* 43, 277–296
- Colzani, E., Siqueira, T., Suriano, M. T., & Roque, F. O. (2013). Responses of aquatic insect functional diversity to landscape changes in Atlantic forest. *Biotropica*, 45, 343–350. <https://doi.org/10.1111/btp.12022>
- Costa, M. H., Botta, A., & Cardille, J. A. (2003). Effects of large-scale changes in land cover on the discharge of the Tocantins river, southeastern Amazonia. *Journal of Hydrology*, 283(1-4), 206–217. DOI: 10.1016/S0022-1694(03)00267-1
- Díaz S, Cabido M (2001) Vive la difference, plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends Ecol Evol* 16:646–655
- DÍAZ, A. M., ALONSO, M. L. S., & GUTIÉRREZ, M. R. V. A. (2008). Biological traits of stream macroinvertebrates from a semi-arid catchment: patterns along complex environmental gradients. *Freshwater Biology*, 53(1), 1-21.
- Ding, N., Yang, W., Zhou, Y., González-Bergonzoni, I., Zhang, J., Chen, K., ... Wang, B. (2017). Different responses of functional traits and diversity of stream macroinvertebrates to environmental and spatial factors in the Xishuangbanna watershed of the upper Mekong River Basin, China. *Science of the Total Environment*, 574, 288–299. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.053>
- Doeg, T. J., Davey, G. W., & Blyth, J. D. (1987). Response of the aquatic macroinvertebrate communities to dam construction on the Thomson River, southeastern Australia. *Regulated Rivers: Research & Management*, 1(3), 195-209.
- Dolédéc S., Statzner B. & Bournaud M.(1999) Species traits for future biomonitoring across ecoregions: patterns along a human-impacted river. *Freshwater Biology*, 42, 737–758.
- Donovan, L.A.; Maherali, H.; Caruso, C.M.; Huber, H.; Kroon, H. 2011. The evolution of the worldwide leaf economics spectrum. *Trends in Ecology & Evolution* 26: 88– 95.
- Ducrot, V., Usseglio-Polatera, P., Péry, A. R., Mouthon, J., Lafont, M., Roger, M. C., Garric, J., & Férard, J. F. (2005). Using aquatic macroinvertebrate species traits to build test batteries for

sediment toxicity assessment: accounting for the diversity of potential biological responses to toxicants. *Environmental toxicology and chemistry*, 24(9), 2306-2315.

Everall, N.C., Johnson, M.F., Wood, P., Farmer, A., Wilby, R.L., & Measham, N. (2017). Comparability of macroinvertebrate biomonitoring indices of river health derived from semi-quantitative and quantitative methodologies. *Ecological Indicators*, 78, 437–448. DOI: 10.1016/j.ecolind.2017.03.040

Fisher, S.G., L.J. Gray, N.B. Grimm, and D.E. Busch. 1982. Temporal succession in a desert stream ecosystem following flash flooding. *Ecological Monographs* 52:93-110.

Friedl, G., & Wüest, A. (2002). Disrupting biogeochemical cycles-Consequences of damming. *Aquatic Sciences*, 64(1), 55-65. DOI: 10.1007/s00027-002-8054-0

Gebrehiwot, M., Awoke, A., Beyene, A., Kifle, D., & Triest, L. (2017). Macroinvertebrate community structure and feeding interactions along a pollution gradient in Gilgel Gibe watershed, Ethiopia: Implications for biomonitoring. *Limnologia*, 62, 68–76. DOI: 10.1016/j.limno.2016.11.003

Goulart, M. D., & Callisto, M. (2003). Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista da FAPAM*, 2(1), 156-164.

Graf, W. L., 2006. Downstream hydrologic and geomorphic effects of large dams on American rivers. *Geomorphology*. 79: 336–360.

Gusmao, J. B., Brauko, K. M., Eriksson, B. K., & Lana, P. C. (2016). Functional diversity of macrobenthic assemblages decreases in response to sewage discharges. *Ecological indicators*, 66, 65-75. Heckman, C. W. 1983. The recovery of the biotic community in a lotic freshwater habitat after extensive destruction by chlorine. *International Review & Gesamten Hydrobiologie* 68:207-226.

HEINO, J. (2005). Functional biodiversity of macroinvertebrate assemblages along major ecological gradients of boreal headwater streams. *Freshwater Biology* 50: 1578– 1587 doi:10.1111/j.1365-2427.2005.01418.x

Hoeinghaus D.J., Winemiller K.O., Birnbaum J.S. (2007). Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: inferences based on taxonomic vs. functional groups. *J. Biogeogr.* 34, 324–338.

Hynes, H. B. N. (1970). *The ecology of running waters*. University of Toronto Press, Toronto, Canada.

- Kaster, J. L., & Jacobi, G. Z. (1978). Benthic macroinvertebrates of a fluctuating reservoir. *Freshwater Biology*, 8(3), 283-290.
- Keddy, P.A. (1992). Assembly and response rules - 2 goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science*, 3(2), 157–164. DOI: 10.2307/3235676
- Kennedy, R. H. & W. W. Walker, 1990. Reservoir nutrient dynamics. In Thornton, K. W., B. L. Kimmel & F. E. Payne (eds), *Reservoir Limnology: Ecological Perspectives*. Wiley-Interscience, New York: 109–132.
- Kunz, M. J., A. Wüest, B. Wehrli, J. Landert & D. B. Senn, 2011. Impact of a large tropical reservoir on riverine transport of sediment, carbon, and nutrients to downstream wetlands. *Water Resources Research* 47: W12531.
- Laliberté E (2012) FD: R package for measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology.
- Lamouroux, N., Dolédec, S., & Gayraud, S. (2004). Biological traits of stream macroinvertebrate communities: effects of microhabitat, reach, and basin filters. *Journal of the North American Benthological Society*, 23(3), 449-466.
- Levins SA, Paine RT (1974) Disturbance, patch formation, and community structure. *Proc Nat Acad Sci USA* 71:2744–2747
- Li, Z., Jiang, X., Wang, J., Meng, X., Heino, J., & Xie, Z. (2019). Multiple facets of stream macroinvertebrate alpha diversity are driven by different ecological factors across an extensive altitudinal gradient. *Ecology and Evolution*.
- Manfrin, A., Teurlinx, S., Lorenz, A. W., Haase, P., Marttila, M., Syrjänen, J. T., ... & Stoll, S. (2019). Effect of river restoration on life-history strategies in fish communities. *Science of The Total Environment*.
- Mason, N. W., Mouillot, D., Lee, W. G., & Wilson, J. B. (2005). Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos*, 111(1), 112-118.
- MIHUC, T. B. (1997). The functional trophic role of lotic primary consumers: generalist versus specialist strategies. *Freshwater biology*, 37(2), 455-462.
- Minshall, G.W., D.A. Andrews, and C.Y. Manuel-Faler. 1983. Application of island biogeographic theory to streams: macroinvertebrate recolonization of the Teton River, Idaho. Pages 279-297 in J. R. Barnes and G.W. Minshall (eds.). *Stream ecology: application and testing of general ecological theory*. Plenum Press, New York.

- Molles, M.C. 1985. Recovery of a stream invertebrate community from a flash flood in Tesuque Creek, New Mexico. *Southwestern Naturalist* 30:279-287.
- Moreno, P., & Callisto, M. (2006). Benthic macroinvertebrates in the watershed of an urban reservoir in southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, 560(1), 311-321.
- Mouchet MA, Villéger S, Mason NWH, Mouillot D (2010) Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Funct Ecol* 24:867–876
- Mykrä, H., & Heino, J. (2017). Decreased habitat specialization in macroinvertebrate assemblages in anthropogenically disturbed streams. *Ecological Complexity*, 31, 181-188.
- Nakagawa S, Freckleton RP (2008) Missing inaction, the dangers of ignoring missing data. *Trends Ecol Evol* 23:592–596
- OLDEN, Julian D; POFF, N Leroy; BESTGEN, Kevin R. LIFE-HISTORY STRATEGIES PREDICT FISH INVASIONS AND EXTIRPATIONS IN THE COLORADO RIVER BASIN. *Ecological Monographs*, Usa, v. 76, n. 1, p.25-40, fev. 2006.
- Oliveira AG, Baumgartner MT, Gomes LC, Dias RM, Agostinho AA. Long-term effects of flow regulation by dams simplify fish functional diversity. *Freshwater Biol.*2018;00:1–13. <https://doi.org/10.1111/fwb.13064>
- Pereira, A. L. (2011). Princípios da restauração de ambientes aquáticos continentais. *Boletim da Associação Brasileira de Limnologia*, 39(2), 1-21.
- PETSCH, Danielle K; SCHNECK, Fabiana; MELO, Adriano S. Substratum simplification reduces beta diversity of stream algal communities.. *Freshwater Biology*, 2016,62: 205–213.
- Petts, G. E. 1987. Time-scales for changes in regulated rivers. Pages 257-266 in J. Craig and J. B. Kemper (eds.), *Regulated streams: advances in ecology*. Plenum Press, New York.
- Poff, N. L. & J. D. Allan, 1995. Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. *Ecology* 76: 606–627.
- Poff, N. L., Allan, J. D., Bain, M. B., Karr, J. R., Prestegard, K. L., Richter, B. D., & Stromberg, J. C. (1997). The natural flow regime—A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience*, 47, 769–784.
- Poff, N. L., J. D. Olden, N. K. M. Vieira, D. S. Finn, M. P. Simmons, and B. C. Kondratieff. (2006). Functional trait niches of North American lotic insects: traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. *Journal of the North American Benthological Society* 25:730–755.

Rader, R. B., and J. v. Ward. 1989. Influence of impoundments on mayfly diets, life histories, and production. *Journal of the North American Benthological Society* 8:64-73.

Reice, S.R. & Wohlenberg, M. 1993. Monitoring freshwater benthic macroinvertebrates and benthic process: measures for assessment of ecosystem health, p.287-305. In: Rosenberg, D.M. & Resh, V.H. (eds.) 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York.

Schmera, D., Erős, T., & Heino, J. (2013). Habitat filtering determines spatial variation of macroinvertebrate community traits in northern headwater streams. *Community Ecology*, 14, 77–88. <https://doi.org/10.1556/ComEc.14.2013.1.9>

Southwood, T. R. E. (1977). Habitat, the templet for ecological strategies? *Journal of Animal Ecology* 46:337–365.

Southwood, T. R. E., R. M. May, M. P. Hassell & G. R. Conway, 1974. Ecological strategies and population parameters. *American Naturalist* 108: 791–804.

Statzner, B., Hoppenhaus, K., Arens, M. F., & Richoux, P. (1997). Reproductive traits, habitat use and templet theory: a synthesis of world-wide data on aquatic insects. *Freshwater Biology*, 38(1), 109-135.

Tilman D (2001) Functional diversity. In: Levin SA (ed) *Encyclopaedia of biodiversity*, 2nd edn. Academic press, pp. 109–120

Townsend, CR & AG Hildew, 1994. traços espécies em relação a um templet habitat para sistemas fluviais. *Biologia de Água Doce* 31: 265-275.

Tupinambás, T. H., Cortes, R. M., Varandas, S. G., Hughes, S. J., França, J. S., & Callisto, M. (2014). Taxonomy, metrics or traits? Assessing macroinvertebrate community responses to daily flow peaking in a highly regulated Brazilian river system. *Ecohydrology*, 7(2), 828-842.

Usseglio-Polatera P. & Beisel J.N. (2002) Longitudinal changes in macroinvertebrate assemblages in the Meuse River: anthropogenic effects versus natural change. *River Research and Applications*, 18, 197–211.

Verberk, W. C., Siepel, H., & Esselink, H. (2008). Life-history strategies in freshwater macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, 53(9), 1722-1738.

Verberk, W. C., Van Der Velde, G., & Esselink, H. (2010). Explaining abundance–occupancy relationships in specialists and generalists: a case study on aquatic macroinvertebrates in standing waters. *Journal of Animal Ecology*, 79(3), 589-601.

VILLEGGER, Sebastien; MIRANDA, Julia Ramos; HERNANDEZ, Domingo Flores; MOUILLOT, David. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Applications*, México, v. 6, n. 20, p.1512-1522, jun. 2010.

Violle, C., M. L. Navas, D. Vile, E. Kazakou, C. Fortunel, I. Hummel, and E. Garnier. 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos* 116:882–892

Voshell, J. R., & Simmons, G. M. (1984). Colonization and succession of benthic macroinvertebrates in a new reservoir. *Hydrobiologia*, 112(1), 27-39.

White, P. S. & J. Harrod, 1997. Disturbance and Diversity in a Landscape Context. In Bissonette, J. A. (ed.), *Wildlife and Landscape Ecology: Effects of Pattern and Scale*. Springer-Verlag, New York, 128–159.

Wiens, J. A., 2000. Ecological Heterogeneity: an Ontogeny of Concepts and Approaches. In Hutchings, M. J., E. A. John & A. J. A. Stewart (eds), *The Ecological Consequences of Environmental Heterogeneity*. Blackwell Science, Oxford, 9–32.

Wright, I.J.; Reich, P.B.; Westoby, M.; Ackerly, D.D.; Baruch, Z.; Bongers, F.; Cavender-Bares, J.; Chapin, T.; Cornelissen, J.H.C.; Diemer, M.; Flexas, J.; Garnier, E.; Groom, P. K.; Gulias, J.; Hikosaka, K.; Lamont, B.B.; Lee, T.; Lee, W.; Lusk, C.; Midgley, J.J.; Navas, M.L.; Niinemets, U.; Oleksyn, J.; Osada, N.; Poorter, H.; Poot, P.; Prior, L.; Pyankov, V.I.; Roumet, C.; Thomas, S.C.; Tjoelker, M. G.; Veneklaas, E.J. & Villar, R. 2004. The worldwide leaf economics spectrum. *Nature* 428: 821–827.

Yount, J. D., & Niemi, G. J. (1990). Recovery of lotic communities and ecosystems from disturbance—a narrative review of case studies. *Environmental management*, 14(5), 547-569. DOI: 10.1007/BF02394709

CONCLUSÃO GERAL

Diante do exposto nos capítulos apresentados, a PCH São Francisco apresentou impactos significativos sobre a fauna de invertebrados bentônicos, especialmente sobre a função dos organismos pertencentes a este grupo, o que é considerado um efeito biológico crônico. Visto que os principais efeitos funcionais foram observados sobre os traços ecológicos e morfológicos, podemos inferir que a magnitude do impacto foi significativa a ponto de forçar os indivíduos a buscarem estratégias adaptativas aos diferentes ambientes (MON, RES e JUS).

Assim a comunidade rearranjada de acordo com a escala espacial, apresentou padrões de atributos e características funcionais relativas a cada tipo de local, e ainda, em relação a escala temporal, este padrão se consolidou com maior evidência, visto que os recursos se tornaram homogêneos com o passar do tempo.

Neste sentido, acreditamos que outras PCHs promovem os mesmos efeitos sobre a fauna bentônica, e novos estudos podem ser realizados. Portanto, concluímos que a comunidade biológica estudada (macroinvertebrados bentônicos e insetos aquáticos bentônicos) apresentou eficiente desempenho como ferramenta de avaliação de impactos ambientais da PCH São Francisco, presente no rio São Francisco Verdadeiro.