



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE BIOCIÊNCIAS
BACHARELADO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

GEISA MARIA DE SOUSA

**O USO DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS COMO BIOINDICADORES
DA QUALIDADE DA ÁGUA NO RESERVATÓRIO XINGÓ, BAIXO SÃO
FRANCISCO**

Recife

2023

GEISA MARIA DE SOUSA

**O USO DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS COMO BIOINDICADORES
DA QUALIDADE DA ÁGUA NO RESERVATÓRIO XINGÓ, BAIXO SÃO
FRANCISCO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado
ao Curso de Ciências Biológicas Bacharelado
da Universidade Federal de Pernambuco,
como requisito parcial para obtenção do título
de Bacharel em Ciências Biológicas.

Orientador (a): Prof^ª. Dr^ª. Maristela Casé Costa Cunha

Recife

2023

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do programa de geração automática do SIB/UFPE

Sousa, Geisa Maria de.

O uso de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade da água no reservatório Xingó, Baixo São Francisco / Geisa Maria de Sousa. - Recife, 2023.

58 p. : il., tab.

Orientador(a): Maristela Casé Costa Cunha

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Biociências, Ciências Biológicas - Bacharelado, 2023.

1. Organismos bentônicos. 2. Biomonitoramento. 3. Ecossistemas aquáticos continentais. I. Cunha, Maristela Casé Costa. (Orientação). II. Título.

590 CDD (22.ed.)

GEISA MARIA DE SOUSA

**O USO DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS COMO BIOINDICADORES
DA QUALIDADE DA ÁGUA NO RESERVATÓRIO XINGÓ, BAIXO SÃO
FRANCISCO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado
ao Curso de Ciências Biológicas Bacharelado
da Universidade Federal de Pernambuco,
como requisito parcial para obtenção do título
de Bacharel em Ciências Biológicas.

Aprovado em: 17/04/2023

BANCA EXAMINADORA

Prof^ª. Dr^ª. Maristela Casé Costa Cunha
Universidade do Estado da Bahia (UNEB)

Dr. Romulo Nepomuceno Alves
Universidade do Estado da Bahia (UNEB)

MSc. Luane dos Santos Simplício
Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus e a todas as forças existentes, às quais acredito, que me permitiram chegar até esse momento. Possivelmente, não vou conseguir agradecer o suficiente, mas sou imensamente grata por toda a proteção que eu tive desde o início da minha vida.

À minha família, principalmente minha mãe, meu irmão e minha avó, que foram e sempre serão minha fortaleza. Vocês são tudo para mim, devo minha caminhada cheia de amor nesses 22 anos de vida, primeiramente, aos 3. Mãe, finalmente seremos colegas de profissão! Obrigada por ter me escolhido, a senhora é uma força da natureza, não existe Geisa sem Gerlandia. Vovó, agora pode dizer por aí que eu sou bióloga do “bachalerado”, como a senhora gosta de chamar. Vini, a gente briga muito, mas saiba que só eu posso puxar seu cabelo e roubar seu carregador. Amo vocês demais.

Ao meu namorado, Fábio Antônio, por todos esses 6 anos (no momento) de muito companheirismo, filmes compartilhados, idas ao cinema e compras compulsivas de Poke e livros. Obrigada por acreditar em mim e topa todas as loucuras, tenho muito orgulho de você e do que ainda virá a fazer, sua determinação é um combustível para mim também. Eu te amo, mas você ainda me amaria se eu fosse um sapinho numa bromélia?

Aos meus irmãos de alma, Luana e Alysson, que me acompanham desde o colégio, obrigada por permanecerem em minha vida, tornando-a mais leve, e por toda a irmandade compartilhada. “Always and forever” é uma promessa de coração.

Aos amigos e colegas que fiz durante essa jornada intensa da graduação, obrigada por tanto apoio, por todas as revisões pré-prova (desculpa a cachorrada), trabalhos feitos, por todas as fofocas (que nem fofocas eram e sim fatos), por todos os lanches compartilhados, viagens no Barro/Macaxeira Várzea, risadas e abraços com o mais puro afeto. Tainah Guerra, Débora Brígida e João Victor, vocês foram os melhores “Biomigos” que eu poderia ter, nosso companheirismo me emociona sempre, obrigada por me entenderem como ninguém, vocês são pessoas incríveis e um pedaço importante da minha história. Ricardo Luiz e Gleyci Machado, nós acabamos nos distanciando um pouco, mas saibam que nosso grupão era um evento especial para mim e vocês são pessoas admiráveis, obrigada por todos os episódios de Bake Off comentados na biblioteca, doces compartilhados (Ricardo brabíssimo) e músicas cantadas (Gleyci cantora de elite). Leonardo Carvalho e Ingrid Andrêssa, vocês foram companhias que eu nem esperava, mas quando eu vi, já estava lendo os resumos belíssimos de Ingrid e rindo dos comentários ácidos de Léo, obrigada por todos os momentos.

À minha orientadora, Maristela Casé, por todas as oportunidades oferecidas, conselhos dados, compreensão e abraços de mãe. És uma inspiração, obrigada por acreditar em mim mesmo sob diferentes circunstâncias, devo minha caminhada científica (e meus últimos fios de sanidade durante o TCC) à você. Se topar receber mais e-mails seguidos e mensagens aleatórias, estamos aí para futuras parcerias, prometo tentar não chorar (insira aqui a figurinha do riso cheio de dentes).

À minha equipe do LABE (aqueles que saíram e aos que permaneceram), obrigada por me acolherem desde o começo, por terem acompanhado (e ainda continuam) meu crescimento enquanto profissional, por me ensinarem coisas diferentes, aguentar/cantar as músicas que eu coloco e escutar minhas histórias malucas. Vocês são pessoas ímpares, ótimos profissionais e a elite do “aniversariantes do mês”. Espero que possamos compartilhar muitos momentos ainda, como: comer os bolos de Janeide, ir ao 38º casamento de Dandara, arrumar mais namoradas para Rafael, fazer a feira no Amendozé e rir de tudo.

Por fim, mas não menos importante, à Companhia Hidroelétrica do São Francisco (CHESF), pelos dados cedidos, que possibilitaram a realização deste trabalho. Ao Laboratório Água e Terra, por também estarem envolvidos nesse processo. E ao Instituto Avançado de Tecnologia e Inovação (IATI), por ser a “casa” para que tudo fosse possível, ser a sede do LABE e local de muitas trocas científicas. Muito obrigada!

RESUMO

Os macroinvertebrados bentônicos correspondem a organismos invertebrados, com tamanho maior que 0,5 mm e que vivem, pelo menos, uma parte do seu ciclo de vida associados ao fundo de habitats aquáticos. A ocupação deles em diversos tipos de ecossistemas aquáticos continentais, permitiu observar que possuem sensibilidade à poluição e alterações no habitat, podendo ser utilizados como bioindicadores da qualidade da água. O reservatório Xingó possui múltiplos usos e grande importância socioeconômica para os municípios em seu entorno, todavia, ao passo que são ofertados diferentes serviços ecossistêmicos, as atividades humanas possibilitadas no reservatório podem interferir negativamente na qualidade da água. Torna-se indispensável, portanto, o monitoramento ambiental dessa localidade. Assim, o presente trabalho visou o uso de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade da água no reservatório Xingó, objetivando a documentação da contribuição dessa aplicação durante quatro campanhas de monitoramento ambiental. O estudo ocorreu no reservatório Xingó, nos meses de outubro/2019, janeiro, abril e julho/2020, correspondendo a quatro campanhas. As coletas foram feitas em dois pontos, nomeados como P01 e P02, nas margens do reservatório. Aliado às coletas, também foram obtidos os parâmetros físico-químicos da água, tais como condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, pH, temperatura, fósforo total e nitrogênio amoniacal total. Ao final, os macroinvertebrados bentônicos foram identificados a partir do uso de um microscópio estereoscópio, juntamente com a pesquisa em chaves de identificação taxonômica e literatura especializada. Em relação aos dados obtidos, sequencialmente à composição bentônica, foram estimadas a riqueza taxonômica, a densidade e a abundância relativa. Além da aplicação do índice de diversidade Shannon-Weaver e dos índices bióticos BMWP', ASPT e BMWP/ASPT Minas para a avaliação ambiental. Em adição, ainda houve a análise dos valores dos parâmetros físico-químicos através das informações contidas na Resolução CONAMA Nº 357/2005 e CETESB (2022). Foi constatado que os macroinvertebrados bentônicos estavam distribuídos entre os filos Annelida, Arthropoda, Mollusca e Nematoda, os quais não apareceram ou se distribuíram de forma regular em questão de riqueza, densidade e abundância. Logo, a diversidade encontrada nas comunidades ao longo do ano não resultou em valores altos e em uma distribuição verdadeiramente uniforme, refletindo um ambiente impactado. Esses grupos, possivelmente, foram influenciados principalmente pelas quantidades de nitrogênio amoniacal total, podendo contar, inclusive, com a interferência de baixos valores de oxigênio dissolvido em algumas situações. Diante desse cenário, os índices bióticos aplicados apontaram o

reservatório Xingó, nos pontos de coleta apresentados, como um local alterado, com águas poluídas e/ou de qualidade ruim. Trazendo, por sua vez, uma quantidade quase inexistente de organismos verdadeiramente sensíveis, a presença considerável de alguns mais tolerantes em relação a esses últimos e a predominância dos resistentes. Essa classificação atribuída, portanto, deixa um alerta para as autoridades competentes, a fim de encontrar medidas para a melhoria e manutenção das condições expostas.

Palavras-chave: organismos bentônicos; biomonitoramento; ecossistemas aquáticos continentais.

ABSTRACT

The benthic macroinvertebrates correspond to invertebrate organisms larger than 0.5 mm that live at least part of their life cycle associated with the bottom of aquatic habitats. Their occupation in different types of continental aquatic ecosystems, allowed observing that they are sensitive to pollution and changes in habitat, and can be used as bioindicators of water quality. The Xingó reservoir has multiple uses and great socioeconomic importance for the surrounding municipalities, however, while different ecosystem services are offered, human activities made possible in the reservoir can negatively interfere with water quality. Therefore, environmental monitoring of this locality is essential. Thus, the present work aimed at the use of benthic macroinvertebrates as bioindicators of water quality in the Xingó reservoir, aiming to document the contribution of this application during four environmental monitoring campaigns. The study took place in the Xingó reservoir, in the months of October/2019, January, April and July/2020, corresponding to four campaigns. Collections were made at two points, named P01 and P02, on the banks of the reservoir. Allied to the collections, the physical-chemical parameters of the water were also obtained, such as electrical conductivity, dissolved oxygen, pH, temperature, total phosphorus and total ammoniacal nitrogen. In the end, the benthic macroinvertebrates were identified using a stereoscopic microscope, along with research on taxonomic identification keys and specialized literature. Regarding the data obtained, sequentially to the benthic composition, the taxonomic richness, density and relative abundance were estimated. In addition to the application of the Shannon-Weaver diversity index and the BMWP', ASPT and BMWP/ASPT Minas biotic indices for the environmental assessment. In addition, there was also an analysis of the values of the physical-chemical parameters through the information contained in CONAMA Resolution No. 357/2005 and CETESB (2022). It was found that the benthic macroinvertebrates were distributed among the phyla Annelida, Arthropoda, Mollusca and Nematoda, which did not appear or were distributed regularly in terms of richness, density and abundance. Therefore, the diversity found in communities throughout the year did not result in high values and a truly uniform distribution, reflecting an impacted environment. These groups were possibly influenced mainly by the amounts of total ammoniacal nitrogen, and could even count on the interference of low values of dissolved oxygen in some situations. Given this scenario, the applied biotic indices pointed to the Xingó reservoir, at the collection points presented, as an altered location, with polluted water and/or poor quality. Bringing, in turn, an almost non-existent amount of truly sensitive organisms, the considerable presence of some more tolerant in

relation to the latter and the predominance of resistant ones. This attributed classification, therefore, leaves an alert for the competent authorities, in order to find measures for the improvement and maintenance of the exposed conditions.

Keywords: benthic organisms; biomonitoring; continental aquatic ecosystems.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	11
2	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	13
2.1	BIOMONITORAMENTO E BIOINDICADORES	13
2.1.1	Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores	14
2.1.1.1	<i>Biological Monitoring Working Party score system (BMWP) e Average Score per Taxon (ASPT): índices bióticos</i>	<i>15</i>
2.2	BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO	17
2.2.1	Usina hidrelétrica e reservatório Xingó	18
3	OBJETIVOS	21
3.1	OBJETIVO GERAL	21
3.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	21
4	MATERIAIS E MÉTODOS	22
4.1	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	22
4.2	COLETA DAS AMOSTRAS E PREPARAÇÃO EM LABORATÓRIO	22
4.3	ANÁLISE E TRATAMENTO DE DADOS	25
5	RESULTADOS	29
5.1	MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS	29
5.1.1	Composição taxonômica	29
5.1.2	Riqueza taxonômica (S), densidade de organismos (organismo.m⁻²) e abundância relativa (%)	30
5.1.3	Índice de diversidade Shannon-Weaver (H')	33
5.2	PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DA ÁGUA	34
5.3	AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL: ÍNDICES BIÓTICOS	35
6	DISCUSSÃO	37
7	CONCLUSÃO	43
	REFERÊNCIAS	45

1 INTRODUÇÃO

Os macroinvertebrados bentônicos correspondem a organismos invertebrados, com tamanho maior que 0,5 mm (visíveis a olho nu) e que vivem, pelo menos uma parte do seu ciclo de vida, associados ao fundo de habitats aquáticos, seja em substratos orgânicos ou inorgânicos (BATISTA *et al.*, 2011; CHAGAS *et al.*, 2017; ESTEVES, 1998; MUGNAI; NESSIMIAN; BAPTISTA, 2010; PÉREZ, 1988). Os principais grupos constituintes são os anelídeos, crustáceos, insetos e moluscos, que juntamente com outros táxons possuem participação na cadeia de decomposição de ambientes aquáticos e em zonas ripárias, tornando-se essenciais nas teias alimentares (CALLISTO; REGINA; GOMES, 2009; ESTEVES, 1998; VANNOTE *et al.*, 1980).

Por sua vez, a ocupação desses animais em diversos tipos de ecossistemas aquáticos continentais com características distintas, permitiu observar que eles possuem sensibilidade à poluição e alterações no habitat, podendo ser utilizados como bioindicadores da qualidade da água (CALLISTO, MORETTI; GOULART, 2001; RESH; JACKSON, 1993; TELES *et al.*, 2013). Dessa forma, em conjunto com a obtenção dos parâmetros físico-químicos, esses componentes biológicos podem auxiliar na avaliação da saúde do ambiente em estudo (CALLISTO, MORETTI; GOULART, 2001; KARR, 1991, 1998; RESH; NORRIS; BARBOUR, 1995; WRIGHT, 1995).

Essa avaliação da saúde ambiental utilizando bioindicadores é nomeada de biomonitoramento, a qual vem se tornando cada vez mais necessária para a conservação dos ecossistemas aquáticos, já que soluções corretivas podem ser pontuadas de acordo com os problemas observados através dessa análise (CALLISTO; ESTEVES, 1995; COPATTI; SCHIRMER; MACHADO, 2010; MONSERRAT, 2007). Nesse cenário, um dos corpos hídricos mais afetados são os rios, podendo ter suas águas utilizadas para o abastecimento, alimentação e até mesmo lazer, refletindo sua relevância frente às diferentes populações ao redor do mundo. Porém, ao passo que há clara dependência desses espaços, também se observa sua contínua degradação diante do avanço e das necessidades da sociedade (BERNHARDT *et al.*, 2005; COPATTI; SCHIRMER; MACHADO, 2010).

No Brasil, o rio São Francisco é um dos maiores do país, ocupando uma distância de quase 2.800 km. Dentre os seus diferentes usos, um dos mais famosos é a geração de energia elétrica, através de usinas hidrelétricas espalhadas por sua extensão em diferentes estados. Entretanto, mesmo com a colaboração para o abastecimento de energia, essas construções

acabam interferindo negativamente na fauna, flora, no fluxo do rio e até mesmo em ocupações humanas (CASTRO; PEREIRA, 2019; QUEIROZ *et al.*, 2013; SANTOS *et al.*, 2012; SILVEIRA *et al.*, 2016).

A Usina Hidrelétrica (UHE) de Xingó, localizada no sertão nordestino e detentora de um reservatório de mesmo nome, é uma dessas estruturas que utilizam e influenciam a dinâmica das águas do rio São Francisco. No entanto, mesmo inserido nesse panorama de impactos, observa-se que o reservatório Xingó representa um espaço de relevância considerável, já que possui múltiplos usos e grande importância socioeconômica para os municípios em seu entorno. Além de também ser reconhecido como um componente de uma Unidade de Conservação (UC), nomeada como Monumento Natural do Rio São Francisco (MONA), o que infere a necessidade de um desenvolvimento sustentável dessa área (AMORIM FILHO, 2009; CHESF, 2023a; FADURPE; CHESF, 2011; SILVEIRA *et al.*, 2016; SIMPLÍCIO; CASÉ, 2021; SOUSA *et al.*, 2022; VIEIRA, 2019).

Todavia, mesmo com essas particularidades e ao passo que são ofertados diferentes serviços ecossistêmicos, as atividades humanas possibilitadas e realizadas no reservatório podem interferir negativamente na qualidade da água, inclusive aquelas consideradas sustentáveis atualmente. Por esse motivo, é importante que se busque um equilíbrio entre elas e a manutenção do ambiente, almejando uma relação consideravelmente benéfica para o rio, atrelada às suas funcionalidades. Torna-se indispensável, portanto, o monitoramento ambiental dessa localidade, ambicionando-se a previsão e prevenção de desequilíbrios, possibilitadas por meio da observação, obtenção e estudo de aspectos físicos, químicos e/ou biológicos pertencentes ao ambiente (AMORIM FILHO, 2009; CHESF, 2023a; FADURPE; CHESF, 2011; SILVEIRA *et al.*, 2016; SIMPLÍCIO; CASÉ, 2021; SOUSA *et al.*, 2022; VIEIRA, 2019).

Dessa forma, considerando todo o contexto dos macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores, sua utilização no monitoramento de rios e a importância do reservatório Xingó para a região do Baixo São Francisco, o presente estudo visa o uso de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade da água nesse reservatório, objetivando a documentação da contribuição dessa aplicação durante quatro campanhas de monitoramento ambiental.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 BIOMONITORAMENTO E BIOINDICADORES

Ao longo do tempo, a ocupação humana vem tomando cada vez mais proporções no meio natural, onde o desenvolvimento da sociedade necessita progressivamente dos recursos ambientais. Por essa necessidade, são realizadas alterações nesses espaços, transformando ambientes anteriormente intocáveis em paisagens modificadas. Nesse cenário, são reconhecidos os impactos antrópicos, os quais manifestam-se como formas de degradação das áreas naturais, prejudicando-as em diferentes escalas (LUI; MOLINA, 2009; SOUZA; GASTALDINI, 2014).

A partir da observação dessa crescente interferência, o conceito de monitoramento ambiental foi colocado em prática, sendo reconhecido como o acompanhamento metódico dos espaços naturais, com o objetivo de recuperar, melhorar ou realizar a manutenção desses, frente à utilização pelas populações humanas (que poluem e degradam os espaços em que vivem). Assim, esse método pode ser feito através da análise de indicadores das condições ambientais, sejam físicos, químicos ou biológicos, que fornecem respostas diversas sobre a saúde dessas áreas, gerando soluções condizentes com as necessidades encontradas (FRANÇA; CALLISTO, 2019; ZANELLA *et al.*, 2004).

Quando o monitoramento ambiental é realizado através do auxílio de indicadores biológicos, trata-se de um biomonitoramento, o qual utiliza-se de bioindicadores. Ou seja, as respostas ambientais, usadas para as tomadas de decisões sobre a gestão do ambiente, são baseadas na presença de determinados organismos no local de estudo em questão. Nesse contexto, a utilização desse tipo de indicadores acaba gerando informações diferenciadas, pois os componentes biológicos reagem de forma única às mudanças do meio, indicando não só a possível presença de contaminantes, mas como esses indivíduos se comportam e interagem com a natureza (FRANÇA; CALLISTO, 2019; PIEDRAS *et al.*, 2006; MATSUMURA-TUNDISI, 1999; SOUZA, P. A. P., 2001; STRASKRABA; TUNDISI, 2000).

Com a adoção desse método em ecossistemas terrestres e aquáticos, as possibilidades de bioindicadores são diversas. No meio terrestre, líquens, leveduras e até mesmo a biomassa bacteriana podem ser manuseados. Diferentemente, no meio aquático, o plâncton, o nécton e o bentos constituem-se como grupos importantes (FRANÇA; CALLISTO, 2019).

2.1.1 Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores

Dentre os bioindicadores de ecossistemas aquáticos, os macroinvertebrados bentônicos são considerados como um grupo de grande potencial, ao passo que refletem processos importantes do ambiente (como a liberação e condução de nutrientes) e podem ser aplicados para caracterizar e antecipar modificações nesses espaços. Assim, suas respostas à contaminação e mudanças do meio em que vivem, torna-os bons indicadores da qualidade da água, de utilização bastante comum, sendo de grande importância e interesse para a gestão e manutenção desses locais (AKAMATSU *et al.*, 2011; CAIRNS JR; PRATT, 1993; CALLISTO, MORETTI; GOULART, 2001; JOHNSON; WIEDERHOLM; ROSENBERG, 1993; KAY *et al.*, 1999; RESH; JACKSON, 1993; ROSENBERG; RESH, 1993; SMITH *et al.*, 1999; TELES *et al.*, 2013; VANNOTE *et al.*, 1980; WALLACE; WEBSTER, 1996).

Dessa forma, no contexto do biomonitoramento com o macrobentos, aspectos como: ciclos de vida com durabilidade suficiente para a percepção de mudanças ambientais; grande diversidade de táxons com diferentes tolerâncias e respostas à saúde do habitat; corpos com tamanhos que favorecem a amostragem e a padronização; e, um custo menor dos métodos, contribuem de forma eficiente com as pesquisas e favorecem uma leitura clara da situação encontrada no local em questão (ALBA-TERCEDOR, 1996; CALLISTO, MORETTI; GOULART, 2001; LENAT; BARBOUR, 1994).

A interpretação da saúde do ambiente nesse cenário é feita, primordialmente, através da divisão dos táxons de acordo com a sua sensibilidade frente à poluição orgânica. Desse modo, podem ser encontrados organismos: sensíveis, os quais são associados à ambientes limpos; tolerantes, que suportam algumas perturbações no ambiente, não sendo muito sensíveis mas também não muito resistentes; e resistentes, que podem habitar áreas mais afetadas, poluídas e degradadas (CALLISTO, MORETTI; GOULART, 2001; FRANÇA; CALLISTO, 2019) (Quadro 1).

Portanto, ao considerar questões como a diversidade, riqueza, densidade e abundância dos indivíduos, atreladas a essa classificação e à aplicação de índices bióticos, pode-se ter uma referência do habitat em um gradiente de boa até uma má qualidade da água. O que reforça um alerta para as áreas que, por exemplo, detém uma densidade elevada de organismos resistentes, possivelmente possuindo uma baixa diversidade, sendo o reflexo de um espaço poluído (com baixa qualidade da água) (CALLISTO, MORETTI; GOULART, 2001; FRANÇA, CALLISTO, 2019).

Quadro 1 - Classificação dos grupos de acordo com a tolerância à poluição orgânica

Grupos	Tolerância à poluição orgânica
Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera	Sensíveis
Megaloptera, Coleoptera, Odonata e Heteroptera	Tolerantes
Annelida, Mollusca e Diptera	Resistentes

Fonte: Adaptado de França; Callisto (2019, p. 208-210).

2.1.1.1 *Biological Monitoring Working Party score system (BMWP) e Average Score per Taxon (ASPT): índices bióticos*

Os índices bióticos são usados com a finalidade de interpretar, reconhecer e responder a situação encontrada nos ambientes através dos componentes biológicos. Ou seja, eles relacionam a sensibilidade e tolerância dos organismos aos impactos sofridos no local em que estão inseridos. Nesse panorama, eles podem ser divididos em dois tipos: os monométricos e os multimétricos. Os índices monométricos baseiam-se na atribuição de pontuações a diferentes táxons, que são relacionadas à sua tolerância diante da degradação do meio. Assim, ao somar todas as pontuações obtidas, é possível classificar a qualidade da água do ambiente em questão. Enquanto os multimétricos, reúnem um conjunto de diferentes métricas bioindicadoras em sua aplicação, como medidas de riqueza, composição, tolerância, tróficas e morfológicas. Gerando, ao final, um “sistema de classificação ecológica da água” (BAPTISTA, 2008; SOUZA, 2019; YOSHIDA; UIEDA, 2013).

Ao focar-se nos índices monométricos, duas das críticas apontadas ao longo dos anos foram em relação ao uso regional restrito e à alegação de que só seriam capazes de mensurar impactos orgânicos. Porém, mesmo à luz desses comentários, foram sendo desenvolvidas diferentes versões. Um dos exemplos mais conhecidos é o *Biological Monitoring Working Party score system* (BMWP), que ganhou algumas adaptações em diferentes localidades, com a finalidade de atender às particularidades de cada espaço estudado (BAPTISTA, 2008; CAIRNS JR; PRATT, 1993; METCALFE, 1989; SOUZA, 2019; YOSHIDA; UIEDA, 2013).

O BMWP foi criado em 1976 na Inglaterra, para ser aplicado em pesquisas sobre a poluição dos sistemas límnicos ingleses. Ele apresenta valores distintos para cada família de macroinvertebrados, relativos à tolerância delas à poluição, onde os menores correspondem às aquelas com maior tolerância e os maiores às aquelas com menor tolerância; ou seja, se a

diversidade encontrada for alta, correspondendo a um maior número de famílias, possivelmente a qualidade da água será boa. Uma das suas adaptações de maior prestígio é a realizada por Alba-Tercedor e Sánchez-Ortega em 1988, nomeada de BMWP', para o uso na Península Ibérica. Além dela, pode-se listar as realizadas por Mackie (2001), para bacias hidrográficas da América do Norte, e aquelas feitas para o território brasileiro, vistas em Junqueira *et al.* (2000) e Monteiro, Oliveira e Godoy (2008), por exemplo (ALBA-TERCEDOR; SÁNCHEZ-ORTEGA, 1988; BAPTISTA, 2008; HAWKES, 1998; JUNQUEIRA *et al.*, 2000; MACKIE, 2001; MANDAVILLE, 2002; MONTEIRO; OLIVEIRA; GODOY, 2008; SOUZA, 2019).

Porém, com o argumento de que rios de maiores tamanhos possuem uma diversidade maior de famílias, foi criado um sistema denominado *Average Score per Taxon* (ASPT), como uma forma de corrigir o BMWP. Ele propõe que haja a divisão do resultado total do BMWP pelo número de famílias encontradas, resultando numa média que não seria tão influenciada pelo tamanho do rio. Dessa forma, valores altos correspondem a ambientes mais limpos e com famílias sensíveis, enquanto valores baixos resultam em ambientes poluídos com predominância de famílias de elevada tolerância (resistentes) (ARMITAGE *et al.*, 1983; BALLOCH; DAVIES; JONES, 1976; FRANÇA; CALLISTO, 2019; BAPTISTA, 2008; SOUZA, 2019; WALLEY; HAWKES, 1997).

A partir disso, esses métodos puderam ser utilizados juntos, resultando em diferentes aplicações ao redor do mundo. Assim, pode ser feito o cálculo do BMWP e depois consultada a sua correção pelo ASPT, ou pode ser utilizada a junção dos dois em um cálculo único. Essa última opção, inclusive, é abordada no *Biological monitoring working party score system/average score per taxon* (BMWP/ASPT) Minas, um índice brasileiro adaptado e proposto por Junqueira *et al.* em 2018 (JUNQUEIRA *et al.*, 2018).

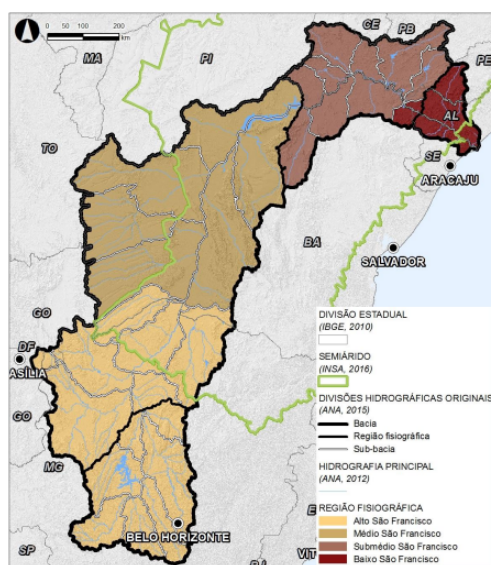
Nesse cenário de diversas metodologias com o uso de macroinvertebrados bentônicos, entretanto, ainda é importante ressaltar que aquelas focadas na ocorrência das famílias têm o objetivo de produzir respostas mais rápidas e simplificadas. Isso deve-se ao fato de que essas informações serão destinadas aos responsáveis pela gestão dos ecossistemas aquáticos em questão, que necessitam dessa praticidade para realizar o gerenciamento dessas áreas. Além disso, também deve-se levar em conta que cada método apresentado ao longo dos anos, foi adaptado para a localidade em estudo e suas particularidades, então o uso em desacordo com esses critérios pode gerar informações incorretas sobre a saúde dos ambientes (ARMITAGE *et al.*, 1983; JIANG; SHEN, 2003; QUEIROZ; SILVA; TRIVINHO-STRIXINO, 2008; SOUZA, 2019).

2.2 BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO

A bacia hidrográfica do rio São Francisco é a maior bacia do território brasileiro, correspondendo a 8% do total, cobrindo 640.000 km², partindo da nascente, em Minas Gerais, à foz, entre Sergipe e Alagoas (desembocando no Oceano Atlântico). Sua extensão abrange os estados de Minas Gerais, Goiás, Bahia, Pernambuco, Alagoas, Sergipe e o Distrito Federal; englobando em torno de 506 municípios e mais de 15 milhões de indivíduos no país, sendo considerado como “rio da integração nacional”. Além disso, também tem contato com diferentes biomas, sendo esses a Caatinga, o Cerrado e a Mata Atlântica. Em seguimento, suas águas são utilizadas para diversos fins ao longo do país, indo do fornecimento doméstico e industrial, à irrigação, energia hidrelétrica, navegação, pesca, turismo e lazer (BETTENCOURT *et al.*, 2016; CALLISTO; REGINA; GOMES, 2009; CASTRO; PEREIRA, 2019; CBHSF, 2023a; SANTOS *et al.*, 2012; SILVEIRA *et al.*, 2016).

Assim, diante desse panorama geral, onde aspectos diversos são considerados ao longo de seu percurso, foram delimitadas quatro regiões fisiográficas com o intuito de planejamento e gestão territorial: Alto, Médio, Submédio e Baixo São Francisco. Essa delimitação acoplou aspectos físicos, socioeconômicos e culturais semelhantes, em que: o Alto São Francisco conta com os estados de Minas Gerais, Goiás, Bahia e o Distrito Federal; o Médio com o estado da Bahia; o Submédio com a Bahia, Pernambuco e Alagoas; e o Baixo com a Bahia, Pernambuco, Alagoas e Sergipe (CASTRO; PEREIRA, 2019; CBHSF, 2023a; HERMUCHE, 2002; NEMUS; CBHSF, 2016) (Figura 1).

Figura 1 - Mapa da bacia hidrográfica do rio São Francisco e suas regiões fisiográficas



Fonte: NEMUS (2016, p. 9).

É importante ressaltar, por fim, que essa delimitação das regiões fisiográficas e outros pontos de gestão dos recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio São Francisco, são propostos pelo Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco (CBHSF). Um órgão composto pelo poder público, sociedade civil e usuários de água, o qual realiza a gestão da bacia, com o objetivo de proteção dos seus mananciais e colaboração para o seu desenvolvimento sustentável. Inclusive, atualmente está em processo o Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco (PRH-SF) 2016-2025, apresentado por esse comitê, que almeja a continuidade do papel dos gestores e consequente garantia de “uso múltiplo, racional e sustentável das águas e do meio ambiente da bacia” (CBHSF, 2023b; NEMUS; CBHSF, 2016).

2.2.1 Usina hidrelétrica e reservatório Xingó

A região fisiográfica do Baixo São Francisco inicia-se na cidade de Paulo Afonso (BA), estendendo-se numa área de mais de 32.000 km², com o rio ocupando 247 km, sendo considerada como a menor região. Os tipos de clima predominantes são o semiárido quente e o tropical semiúmido, com os meses de abril a agosto marcados pela chuva e setembro a março marcados pela seca, com vegetação composta principalmente de Caatinga e Mata Atlântica. Já os aspectos socioeconômicos giram em torno da agricultura, aquicultura, pecuária, pesca e turismo (ARAÚJO; SÁ, 2008; MARTINS *et al.*, 2011; SANTANA, 2017; SILVA; CLARKE, 2004).

Nessa região está compreendida a Usina Hidrelétrica (UHE) de Xingó, a qual constitui-se como uma das oito observadas ao longo do rio São Francisco, entre os estados de Alagoas e Sergipe, especificamente a 12 km da cidade de Piranhas (AL), 6 km da cidade de Canindé de São Francisco (SE) e 65 km à jusante do Complexo de Paulo Afonso (BA). Em questão de geração de energia elétrica, a potência máxima alcançada é de 3.162 MW, sendo considerada a de maior capacidade quando comparada às outras presentes no São Francisco (CHESF, 2023a; CHESF, 2023c; SANTOS, 2019) (Figura 2).

Sua construção foi iniciada no ano de 1987 pela Companhia Hidroelétrica do São Francisco (CHESF), com a inauguração em 1994, onde estava localizada a “antiga” Canindé de São Francisco. Essa Canindé do passado teve que ser aos poucos abandonada por causa da construção da usina e reconhecimento como suposta área de risco para a população continuar vivendo, afinal, haveria a inundação para a construção da barragem e formação do

reservatório. Todavia, atualmente essa localidade compreende algumas moradias e empreendimentos, como restaurantes e hotéis (SOUZA, K. M. A, 2001; VIEIRA, 2019).

Figura 2 - Usina Hidrelétrica (UHE) de Xingó



Fonte: G1 (2022).

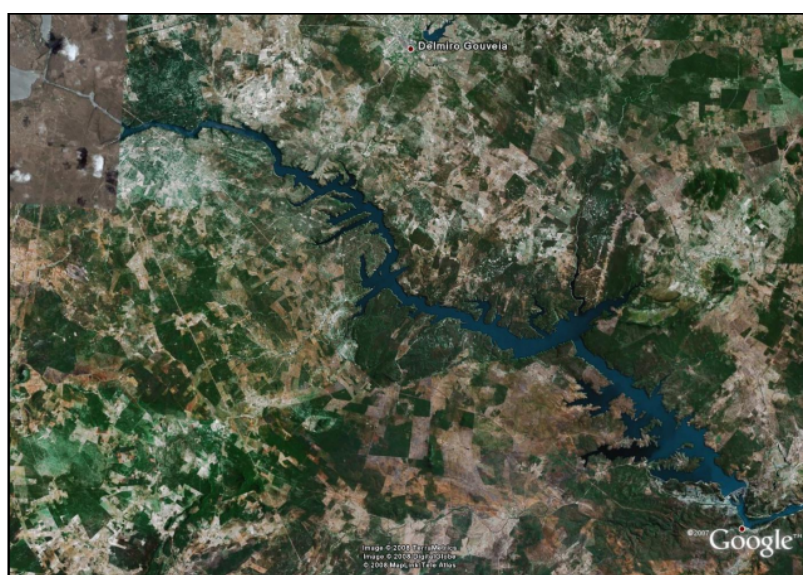
O reservatório dessa usina é conhecido como reservatório Xingó, localizado em um cânion que tem sua origem no município de Paulo Afonso (BA). Ele é o último de uma cascata de reservatórios (Três Marias, Sobradinho, Luiz Gonzaga, Complexo Hidrelétrico de Paulo Afonso e Xingó), com uma capacidade de armazenamento de 3,8 bilhões de m³, em uma área de 60 km², sendo considerado um reservatório de acumulação de pequeno porte. As cidades de Paulo Afonso (BA), Delmiro Gouveia (AL), Olho d'Água do Casado (AL) e Canindé do São Francisco (SE) estão às suas margens; onde ele é responsável pelo abastecimento público, irrigação, fornecimento de energia elétrica, pesca, turismo, transporte e piscicultura. Curiosamente, acaba sendo utilizado também para a descarga de efluentes domésticos e industriais (CHESF, 2023a; FADURPE; CHESF, 2011; GOMES *et al.*, 2019; SANTOS, 2019; SILVA, 2018; SIMPLÍCIO; CASÉ, 2021) (Figura 3).

Ademais, é importante acrescentar também que esse reservatório é reconhecido como parte integrante do Monumento Natural do Rio São Francisco (MONA). O MONA é uma Unidade de Conservação de Proteção Integral, fruto de um decreto presidencial assinado em 05 de junho de 2009, a qual abrange os municípios de Paulo Afonso (BA), Delmiro Gouveia (AL), Olho D'água do Casado (AL), Piranhas (AL) e Canindé do São Francisco (SE). Ela é administrada pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) e seu objetivo é a preservação dos ecossistemas naturais inseridos em sua extensão, que possuem “grande relevância ecológica e beleza cênica”, tornando propícia a produção científica e o

desenrolar de atividades de cunho educativo ambiental, recreativo e turístico ecológico. Inicialmente, a pesca artesanal e agropecuária de baixo impacto (executadas anteriormente ao decreto), foram liberadas (de forma sustentável e atendendo ao plano de manejo). Assim como a navegação, que também deveria possuir a liberação por parte das autoridades navais responsáveis. Atualmente, no entanto, ao analisar-se as atividades econômicas praticadas, o “turismo ecológico” e a piscicultura em tanques-rede são exemplos que podem trazer altos impactos ecológicos para a UC, mesmo sendo considerados sustentáveis em certa instância (BRASIL, 2009; FUNDAJ; UFCG, 2017; SIMPLÍCIO; CASÉ, 2021; SOUSA *et al.*, 2022).

Por fim, é válido ressaltar ainda que desde 2013, com a estiagem prolongada, a CHESF vem recebendo “autorizações especiais” lançadas pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (Ibama), que permitem a diminuição da vazão dos reservatórios Sobradinho e Xingó. A partir disso, a companhia colocou em práticas programas de monitoramento durante a vazão reduzida e o reservatório Xingó está incluso em um denominado “Programa de Monitoramento dos Ecossistemas Aquáticos do reservatório Xingó” (CHESF, 2023b).

Figura 3 - Reservatório Xingó



3 OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GERAL

Documentar a contribuição do uso de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade da água no reservatório Xingó, Baixo São Francisco, durante quatro campanhas de monitoramento ambiental.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Identificar os táxons de macroinvertebrados bentônicos presentes durante as quatro campanhas de monitoramento, evidenciando a composição e estrutura das comunidades;
- Analisar como as comunidades de macroinvertebrados bentônicos se comportaram diante dos parâmetros físico-químicos da água, relacionando os valores desses últimos com a presença dos organismos ao longo das campanhas;
- Determinar a qualidade ambiental/qualidade da água do reservatório Xingó, nas estações amostrais das quatro campanhas de monitoramento, por meio dos índices: *Biological monitoring working party score system* (BMWP'), *Average score per taxon* (ASPT) e *Biological monitoring working party score system/average score per taxon* (BMWP/ASPT) Minas.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

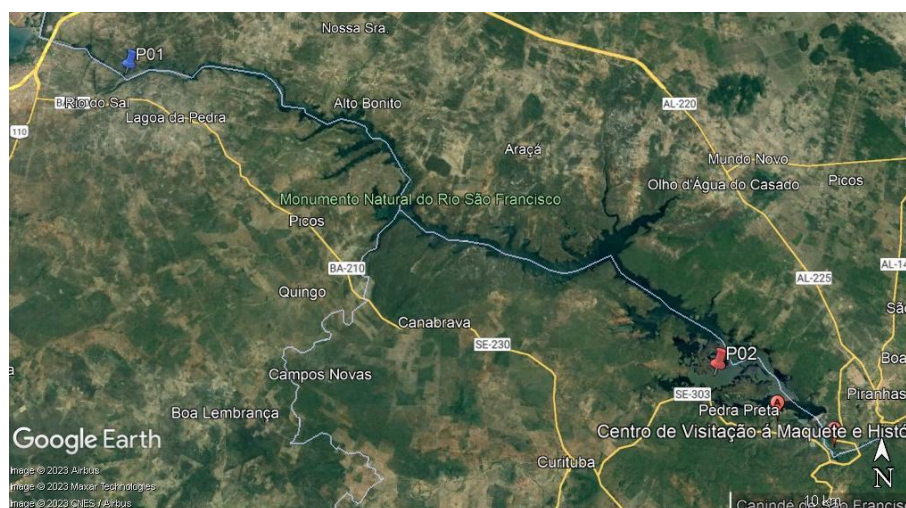
O estudo ocorreu no reservatório Xingó, nos meses de outubro de 2019, janeiro, abril e julho de 2020, correspondendo a quatro campanhas de monitoramento ambiental. As coletas foram feitas em dois pontos, nomeados como P01 (próximo ao início do reservatório) e P02 (próximo ao final do reservatório), na região da margem, resultando em oito estações de coleta (Tabela 1) (Figura 4).

Tabela 1 - Coordenadas geográficas dos pontos de coleta no reservatório Xingó

Ponto de coleta	Coordenadas geográficas	
	Latitude (sul)	Longitude (oeste)
P01	09°26'26"	38°09'18"
P02	09°36'01"	37°50'35"

Fonte: A autora (2023).

Figura 4 - Pontos de coleta no reservatório Xingó



Fonte: Google Earth (2023).

4.2 COLETA DAS AMOSTRAS E PREPARAÇÃO EM LABORATÓRIO

As coletas de campo e obtenção dos dados relacionados aos parâmetros físico-químicos foram executadas pelo Programa de Monitoramento dos Ecossistemas

Aquáticos do reservatório Xingó, pertencente à Companhia Hidroelétrica do São Francisco (CHESF).

As amostras de sedimento eram recolhidas utilizando uma draga Van Veen, com 400 cm² de área, sendo posteriormente acondicionadas em sacos plásticos. Cada um desses identificados e contendo formol à 10% para preservação e devida condução ao laboratório (Figura 5).

Figura 5 - Amostras contidas em sacos plásticos com formol



Fonte: A autora (2023).

Durante esse processo, também houve a apuração dos parâmetros físico-químicos da água, sendo eles: condutividade elétrica ($\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$), oxigênio dissolvido ($\text{mg}.\text{L}^{-1} \text{O}_2$), pH e temperatura ($^{\circ}\text{C}$), obtidos através do uso de uma sonda multiparâmetro (Hydrolab 5S). Em adição, fósforo total ($\text{mg}.\text{L}^{-1} \text{P}$) e nitrogênio amoniacal total ($\text{mg}.\text{L}^{-1} \text{N}$) também foram estabelecidos, conforme a metodologia descrita por Eaton *et al.* (2005).

Ao fim das coletas em campo, as amostras eram encaminhadas ao laboratório dentro de caixas de isopor, separadas por mês de coleta, para que não sofressem interferências externas durante o transporte. Em sequência, com a chegada em laboratório, foi efetuada a triagem das amostras sedimentares, baseada na metodologia proposta pela CETESB (2003). Dessa forma, eram lavadas em um fluxo de água constante, com o auxílio de um conjunto de três peneiras sobrepostas, possuindo abertura de malha de 2.000, 1.000 e 500 μm , nessa ordem (Figura 6). Os organismos que permaneciam presos nas duas primeiras peneiras, acompanhados do restante do conteúdo retido, logo eram retirados e depositados em uma bandeja plástica para posterior separação em tubos do tipo Eppendorf ou potes plásticos contendo álcool 70% para preservação (Figura 7). A matéria orgânica presente na última peneira só era posta em outros potes plásticos, com álcool 70%, depois de exposta ao método

de flotação com solução saturada de NaCl, objetivando-se o descarte da matéria inorgânica (BRANDIMARTE; ANAYA, 1998; LIMA, 2017) (Figura 8).

Figura 6 - Conjunto de peneiras de abertura de malha de 2.000, 1.000 e 500 μm



Fonte: A autora (2023).

Figura 7 - Peneira com o conteúdo retido, bandeja plástica para separação, tubo eppendorf com organismo e potes plásticos



Fonte: A autora (2023).

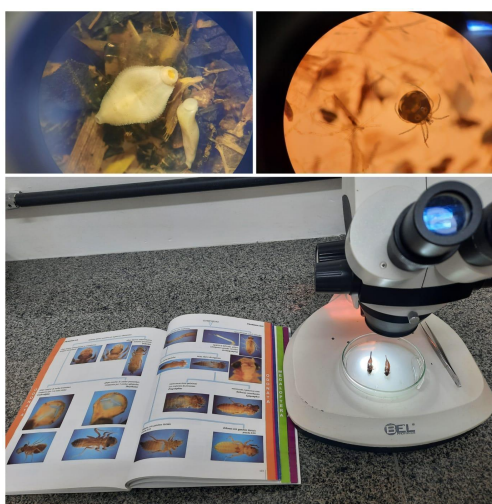
Figura 8 - Método de flotação com solução saturada de NaCl



Fonte: A autora (2023).

Ao final, os macroinvertebrados bentônicos eram identificados a partir do uso de um microscópio estereoscópio (Bel Photonics STM Pro), juntamente com a pesquisa em chaves de identificação taxonômica e/ou literatura especializada, correspondentes à: Brusca, Moore e Shuster (2018), Calazans (2014), Fernandez *et al.* (2012), Goveia (2018), Gutiérrez-Fonseca (2010), Mugnai, Nessimian e Baptista (2010), Pacheco-Chaves (2010), Penaforte (2014), Pinho (2008), Schilithz (2013), Segura, Valente-Neto e Fonseca-Gessner (2011), Sermeño-Chicas, Pérez e Gutiérrez-Fonseca (2010) e Serrano-Cervantes e Zepeda-Aguilar (2010) (Figura 9).

Figura 9 - Processo de identificação de macroinvertebrados bentônicos através de manual de identificação



Fonte: A autora (2023).

4.3 ANÁLISE E TRATAMENTO DE DADOS

A fim de analisar os dados referentes à estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos, foram calculadas a riqueza taxonômica (S), densidade de organismos (organismo.m⁻²) e abundância relativa (%). A riqueza taxonômica (S) foi calculada através da soma dos táxons (classe, subclasse, ordem, família, gênero e espécie) contidos em cada filo identificado, com exceção do filo Nematoda, que foi contabilizado somente a esse nível. Já a densidade de indivíduos (organismo.m⁻²), foi obtida através da soma de todos os organismos, de cada táxon ou total da comunidade, encontrados por m⁻². Enquanto a abundância relativa (%), correspondente à relação entre a densidade de determinado táxon e a densidade total da amostra, teve seus valores através da seguinte fórmula:

$$Ar = N \cdot 100 / Na$$

Sendo, Ar = abundância relativa (%);

N = número total de organismos de cada táxon na amostra;

Na = número de organismos na amostra;

Possuindo ainda uma classificação mediante os valores percentuais obtidos no final, onde aqueles maiores que 50% são considerados organismos dominantes e os iguais ou inferiores a esse valor são reconhecidos como abundantes (LOBO; LEIGHTON, 1986).

Além disso, também houve a aplicação do índice de diversidade Shannon-Weaver (H') (SHANNON; WEAVER, 1949). Mas nesse caso, é importante ressaltar que como não houve a identificação de todos os indivíduos ao nível de espécie para a aplicação na fórmula, também foram considerados organismos identificados somente ao nível de classe, subclasse, ordem, família, gênero ou filo (no caso do filo Nematoda). Assim, os cálculos foram feitos por meio do programa Microsoft Excel com a seguinte fórmula:

Índice de diversidade Shannon-Weaver

$$H' = -\sum \frac{n_i}{N} \ln \frac{n_i}{N}$$

H' = índice de diversidade de Shannon-Weaver

ni = número de indivíduos da i-ésima espécie na amostra

N = número total de indivíduos na amostra

ln = logaritmo neperiano (base e)

Onde:

> 3,0 bit.organismo⁻¹ → alta diversidade

≤ 3,0 bit. organismo⁻¹ > 2,0 bit. organismo⁻¹ → média diversidade

≤ 2,0 bit. organismo⁻¹ > 1,0 bit. organismo⁻¹ → baixa diversidade

≤ 1,0 bit. organismo⁻¹ → muito baixa diversidade

Na questão dos parâmetros físico-químicos, seus valores foram analisados através das informações contidas na Resolução CONAMA N° 357/2005 (BRASIL, 2005) e CETESB (2022), para maiores comparações e discussão em relação às comunidades bentônicas.

E por fim, no quesito da avaliação da qualidade ambiental/qualidade da água, foram utilizados os índices bióticos: *Biological monitoring working party score system* (BMWP'), modificado por Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega (1988) (Tabelas 2 e 3); *Average score per taxon* (ASPT), proposto por Armitage *et al.* (1983) (Tabela 4) e *Biological monitoring working party score system/average score per taxon* (BMWP/ASPT) Minas, adaptado por Junqueira *et al.* (2018) (Tabelas 5 e 6).

Tabela 2 - Famílias de macroinvertebrados bentônicos e suas pontuações no BMWP'

Famílias	Pontuação
Siphonuridae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Potamanthidae, Ephemeridae Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Perlidae Chloroperlidae, Aphelocheiridae, Phryganeidae, Molannidae Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae, Lepidostomatidae Brachycentridae, Sericostomatidae, Athericidae, Blephariceridae	10
Astacidae, Lestidae, Calopterygidae, Gomphidae Cordulegastridae, Aeshnidae, Corduliidae, Libellulidae Psychomyiidae, Philopotamidae, Glossosomatidae	8
Ephemerellidae, Nemouridae, Rhyacophilidae Polycentropodidae, Limnephilidae	7
Neritidae, Viviparidae, Ancyliidae Hydroptilidae, Unionidae, Corophiidae Gammaridae, Platynemidae, Coenagrionidae	6
Oligoneuridae, Dryopidae, Elmidae, Helophoridae, Hydrochidae Hydraenidae, Clambidae, Hydropsychidae, Tipulidae, Simuliidae Planariidae, Dendrocoelidae, Dugesidae	5
Baetidae, Caenidae, Halplidae, Curculionidae, Chrysomelidae Tabanidae, Stratiomyidae, Empididae, Dolichopodidae, Dixidae Ceratopogonidae, Anthomyiidae, Limoniidae, Psychodidae, Sialidae Piscicolidae, Hidracarina	4
Mesoveliidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae Pleidae, Notonectidae, Corixidae, Helodidae, Hydrophilidae Hygrobiidae, Dytiscidae, Gyrinidae, Valvatidae, Hydrobiidae Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae, Bithyniidae, Bythinellidae Sphaeriidae, Glossiphoniidae, Hirudidae, Erpobdellidae Asellidae, Ostracoda	3
Chironomidae, Culicidae, Muscidae, Thaumaleidae, Ephydriidae	2
Oligochaeta (todas as classes)	1

Fonte: Adaptado de Alba-Tercedor; Sánchez-Ortega (1988, p. 54).

Tabela 3 - Classes de qualidade, valores do BMWP', seus significados e as cores correspondentes

Classe	Valor BMWP'	Significado	Cor
I	> 150	Águas muito limpas	
	101 - 120	Águas não poluídas ou não alteradas de forma perceptível	Azul
II	61 - 100	Alguns efeitos da poluição são evidentes	Verde
III	36 - 60	Águas poluídas	Amarelo
IV	16 - 35	Águas altamente poluídas	Laranja
V	< 15	Águas fortemente poluídas	Roxo

Fonte: Adaptado de Alba-Tercedor; Sánchez-Ortega (1988, p. 55).

Tabela 4 - Valores do ASPT e suas respectivas avaliações da qualidade da água

Valor ASPT	Avaliação da qualidade da água
> 6,0	Água limpa
5,0 - 6,0	Qualidade duvidosa
4,0 - 5,0	Provável poluição moderada
< 4,0	Provável poluição severa

Fonte: Adaptado de Mandaville (2002, p. 125).

Tabela 5 - Famílias de macroinvertebrados bentônicos e seus escores no BMWP/ASPT Minas

Famílias	Escore
Gripopterygidae, Perlidae, Calamoceratidae, Xiphocentronidae Anomalopsychidae, Odontoceridae, Limnephilidae, Atriplectididae Euthyplociidae, Oligoneuriidae, Psephenidae Hydrosaphidae, Torridincolidae, Blephariceridae, Spongillidae	10
Glossosomatidae, Philopotamidae, Hydrobiosidae, Ecnomidae Leptophlebiidae, Aeshnidae, Lestidae, Perllestidae Corduliidae, Calopterygidae, Aegidae, Hyalellidae	8
Leptoceridae, Polycentropodidae, Helicopsychidae, Leptohyphidae Coenagrionidae, Megapodagrionidae, Protoneuridae, Libellulidae Gomphidae, Pyralidae, Hydracarina	7
Hydroptilidae, Noteridae, Lutochidae, Hydrochidae, Limmichidae Hydraenidae, Dryopidae, Corydalidae, Palaemonidae, Gammaridae Hyriidae, Mycetopodidae, Ancyidae	6
Hydropsychidae, Polymitarcyidae, Baetidae, Caenidae Elmidae, Ampullariidae, Simuliidae, Dixidae Empididae, Tipulidae, Limoniidae, Athericidae	5
Lampyridae, Chrysomelidae, Curculionidae, Halplidae, Staphylinidae Dytiscidae, Gyrinidae, Hydrophilidae, Sialidae, Ceratopogonidae Tabanidae, Stratiomyidae, Sciomyzidae, Dolichopodidae, Lymnaeidae Thiaridae, Corbiculidae, Mytilidae, Dugesidae	4
Nepidae, Hydrometridae, Belostomatidae, Pleidae, Hebridae Corixidae, Gerridae, Gelastocoridae, Naucoridae, Notonectidae Veliidae, Mesoveliidae, Physidae, Sphaeriidae, Planorbidae Hydrobiidae, Psychodidae, Glossiphoniidae, Erpobdellidae	3
Chironomidae, Culicidae, Muscidae, Ephydriidae	2
Oligochaeta, Syrphidae	1

Fonte: Adaptado de Junqueira *et al.* (2018, p. 29).

Tabela 6 - Classes de qualidade, valores do BMWP/ASPT Minas, sua classificação da qualidade da água e cores indicativas

Classes de qualidade	Índice BMWP/ASPT	Qualidade da água	Cor indicativa
1	> 6,0	Muito boa	Azul
2	5,0 - 6,0	Boa	Verde
3	3,9 - 4,9	Regular	Amarelo
4	2,5 - 3,8	Ruim	Laranja
5	< 2,5	Péssima	Vermelho

Fonte: Adaptado de Junqueira *et al.* (2018, p. 30).

5 RESULTADOS

5.1 MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS

5.1.1 Composição taxonômica

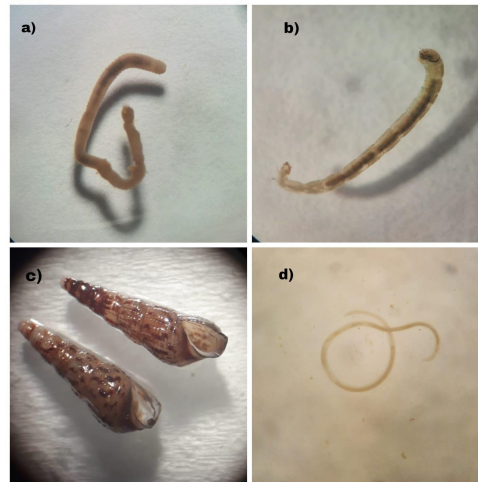
Em totalidade, foram identificados quatro filos e dois subfilos, onde os organismos encontram-se distribuídos em: sete classes, sete subclasses, treze ordens, onze famílias, dois gêneros e quatro espécies. Especificamente, o filo Nematoda não obteve maiores identificações em diferentes níveis taxonômicos. Enquanto, ao focar-se em menores níveis, como as famílias, o filo Arthropoda contém seis dessas, apresentando o maior número, seguido pelo filo Mollusca com cinco famílias. Já nos níveis de gênero e espécie, o filo Mollusca é o único que conta com tais diferenciações, expondo dois gêneros e quatro espécies (Tabela 7) (Figura 10). Ainda é importante pontuar, diante dessa composição, que as ordens Araneae e Collembola, teoricamente, não se encaixam totalmente na definição de macroinvertebrados bentônicos proposta no estudo (por estarem mais associadas à superfície da água, por exemplo) (BRUSCA; MOORE; SHUSTER, 2018; MUGNAI; NESSIMIAN; BAPTISTA, 2010). Porém, como fazem parte do banco de dados das coletas dos organismos, pertencente ao programa de monitoramento ambiental do reservatório Xingó, acabaram sendo contabilizadas nas comunidades coletadas.

Tabela 7 - Macroinvertebrados bentônicos encontrados no reservatório Xingó durante as quatro campanhas

Filo	Subfilo	Classe	Subclasse	Ordem	Família	Gênero	Espécie
Annelida		Clitellata	Hirudinea				
			Oligochaeta				
Arthropoda		Ectognatha (Insecta)		Coleoptera	Elmidae		
				Diptera	Chironomidae		
					Sarcophagidae		
				Ephemeroptera	Caenidae		
				Hemiptera	Corixidae		
				Lepidoptera			
				Odonata	Gomphidae		
	Chelicerata	Entognatha	Collembola	Araneae			
	Crustacea	Ostracoda					
Mollusca		Bivalvia	Heterodonta	Venerida	Corbiculidae		<i>Corbicula fluminea</i> (Müller, 1774)
			Pteriomorpha	Mytiloidea	Mytilidae		<i>Limnoperna fortunei</i> (Dunker, 1857)
	Gastropoda	Caenogastropoda	Architaenioglossa	Ampullariidae			<i>Asolene spixii</i> (d'Orbigny, 1838)
			Neotaenioglossa	Thiaridae	<i>Aylacostoma</i> sp. (Spix, 1827)		<i>Melanoides tuberculatus</i> (Müller, 1774)
			Pulmonata	Basommatophora	Planorbidae	<i>Biomphalaria</i> sp. (Preston, 1910)	
Nematoda							

Fonte: A autora (2023).

Figura 10 - Representantes dos quatro filós encontrados: a) Subclasse Oligochaeta, filo Annelida, b) Família Chironomidae, filo Arthropoda, c) *Melanooides tuberculatus*, filo Mollusca e d) Filo Nematoda

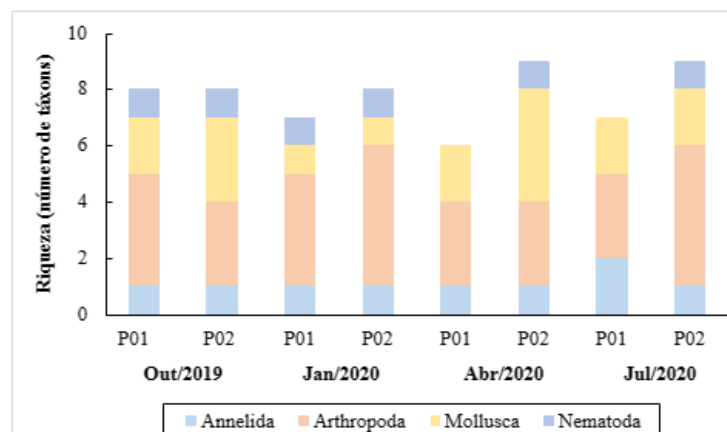


Fonte: A autora (2023).

5.1.2 Riqueza taxonômica (S), densidade de organismos (organismo.m⁻²) e abundância relativa (%)

Os meses de outubro/19 e julho/20 foram os que apresentaram maior riqueza taxonômica, totalizando 16 táxons. Já em janeiro/20 e abril/20, o total apresentado foi igual a 15 táxons. Individualmente, o P01 de abril/20 trouxe o menor valor das quatro campanhas, com 6 táxons, enquanto o P02 do mesmo mês e de julho/20 contou com a presença de 9 táxons, os maiores das quatro campanhas (Gráfico 1).

Gráfico 1 - Variação da riqueza dos grandes táxons de macroinvertebrados bentônicos durante as quatro campanhas



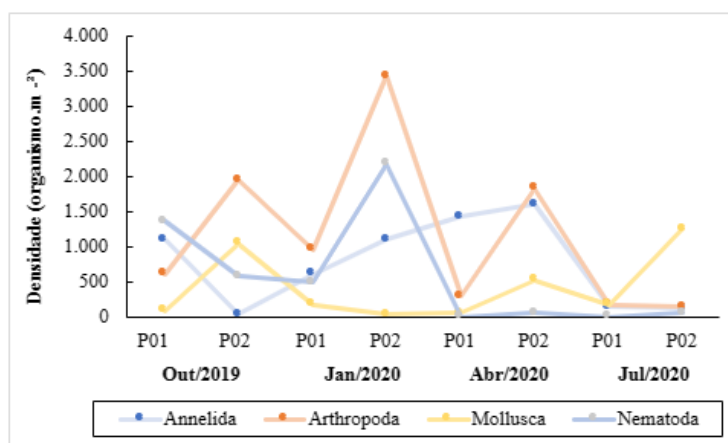
Fonte: A autora (2023).

Em relação à densidade, o mês de janeiro/20 trouxe o valor total de 8.957 organismo.m⁻², sendo 6.724 organismo.m⁻² desses no P02, ultrapassando todos os outros meses. Nesse ponto, o filo Arthropoda contribuiu expressivamente com 3.420 organismo.m⁻², seguido pelo filo Nematoda com 2.174 organismo.m⁻², Annelida com 1.101 organismo.m⁻² e Mollusca com 29 organismo.m⁻² (Gráfico 2).

Enquanto o mês de julho/20, contou com o total de 2.058 organismo.m⁻², com o P01 trazendo o menor valor observado em todas as campanhas, constituído de 493 organismo.m⁻². Nesse ponto, os filios Arthropoda e Mollusca somaram 174 organismos.m⁻² cada. O filo Annelida totalizou 145 organismo.m⁻² e, por fim, houve a ausência de representantes do filo Nematoda (Gráfico 2).

No caso dos meses de outubro/19 e abril/20, esses contaram com valores totais de densidade mais próximos, sendo iguais a 6.754 organismo.m⁻² e 5.768 organismo.m⁻², respectivamente. O P01 e o P02 de outubro/19 trouxeram resultados com pouca diferença, sendo de 3.159 organismo.m⁻² e 3.595 organismo.m⁻², onde o filo Nematoda se sobressaiu no P01 (1.362 organismo.m⁻²), enquanto o filo Arthropoda demonstrou maior domínio no P02 (1.942 organismo.m⁻²). Em abril/20, no entanto, esses dois pontos demonstraram uma diferença maior, correspondendo à 1.768 organismo.m⁻² e 4.000 organismo.m⁻², principalmente pelos valores distintos do filo Arthropoda (290 organismo.m⁻² e 1826 organismo.m⁻²) (Gráfico 2).

Gráfico 2 - Variação da densidade (organismo.m⁻²) dos grandes táxons de macroinvertebrados bentônicos durante as quatro campanhas



Fonte: A autora (2023).

No quesito abundância relativa, a subclasse Oligochaeta e a espécie de molusco gastrópode *Melanoides tuberculatus* apareceram nos dois pontos de coleta em todos os meses,

onde o primeiro contou com a maior porcentagem no P01 do mês de abril/20 (80%) e o segundo no P02 do mês de julho/20 (78%), sendo considerados táxons dominantes ($> 50\%$) nesses pontos. Enquanto o filo Nematoda, só demonstrou ausência no P01 dos meses de abril/20 e julho/20, mas trouxe uma contribuição de 43% no P01 do mês de outubro/19, apresentando-se como abundante ($\leq 50\%$). Acompanhado da subclasse Acari, que também só não ocorreu em duas estações: P02 de outubro/19 e no P01 de julho/20; mas contribuiu com 27% no P02 de abril/20, classificando-se como abundante ($\leq 50\%$) (Tabela 8).

A subclasse Hirudinea, a ordem Lepidoptera, as famílias Sarcophagidae (Diptera), Caenidae (Ephemeroptera), Corixidae (Hemiptera) e Gomphidae (Odonata), o gênero *Biomphalaria* sp. e a espécie *Limnoperna fortunei* são contabilizados apenas uma vez. Suas porcentagens variam de 0,4% em Lepidoptera; a 2% em Sarcophagidae, Gomphidae e *Biomphalaria* sp.; 3% em Caenidae e 6% em Hirudinea, Corixidae e *Limnoperna fortunei*, sendo considerados abundantes ($\leq 50\%$), em seus respectivos pontos, ao longo dos quatro meses de monitoramento (Tabela 8).

A ordem Araneae, a família Elmidae (Coleoptera), o gênero *Aylacostoma* sp. e a espécie *Corbicula fluminea*, apareceram em duas estações amostrais com porcentagens variando entre 0,4% e 23%. Em seguimento, a espécie *Asolene spixii* contabilizou três estações, variando entre 0,7% e 2%. A classe Ostracoda, a ordem Collembola e a família Chironomidae (Diptera) foram observadas em cinco, com variação entre 2% e 42%. Assim, todos esses táxons também constaram como abundantes ($\leq 50\%$) em todas as suas estações de coleta (Tabela 8).

Tabela 8 - Abundância relativa (%), em valores arredondados, dos táxons durante as quatro campanhas

Táxons (grupos)	out/19		jan/20		abr/20		jul/20	
	P01	P02	P01	P02	P01	P02	P01	P02
ANNELIDA								
Hirudinea							0,06	
Oligochaeta	0,35	0,01	0,27	0,16	0,80	0,40	0,24	0,07
ARTHROPODA								
Ectognatha								
Coleoptera								
Elmidae				0,004			0,06	
Diptera								
Chironomidae	0,04	0,42	0,03				0,24	0,02
Sarcophagidae								0,02
Ephemeroptera								
Caenidae			0,03					
Hemiptera								
Corixidae							0,06	
Lepidoptera				0,004				
Odonata								
Gomphidae		0,02						
Entognatha								
Collembola	0,02			0,23	0,02	0,12		0,02
Chelicerata								
Acari	0,01		0,25	0,20	0,13	0,27		0,02
Araneae					0,02			0,02

Continua...

Tabela 8 - Continuação

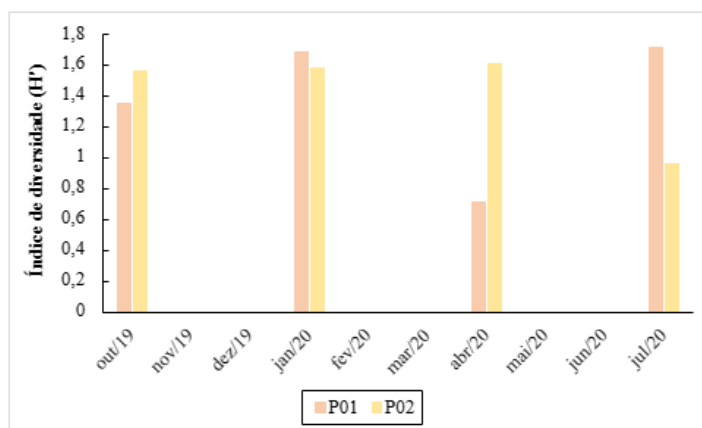
Táxons (grupos)	out/19		jan/20		abr/20		jul/20	
	P01	P02	P01	P02	P01	P02	P01	P02
Crustacea								
Ostracoda	0,13	0,10	0,13	0,07		0,07		
MOLLUSCA								
Ampullariidae								
<i>Asolene spixii</i>	0,02				0,02	0,007		
Corbiculidae								
<i>Corbicula fluminea</i>		0,05				0,09		
Mytilidae								
<i>Limnoperna fortunei</i>							0,06	
Planorbidae								
<i>Biomphalaria</i> sp.								0,02
Thiaridae								
<i>Aylacostoma</i> sp.		0,23				0,007		
<i>Melanoides tuberculatus</i>	0,01	0,02	0,08	0,004	0,02	0,03	0,29	0,78
NEMATODA	0,43	0,16	0,22	0,32		0,01		0,04

Fonte: A autora (2023).

5.1.3 Índice de Shannon-Weaver (H')

Em relação aos valores de diversidade (H'), os meses de outubro/19 e janeiro/20 trouxeram resultados que variaram entre $H' = 1,35 - 1,69 \text{ bit.organismo}^{-1}$ no P01, e $H' = 1,56 - 1,58 \text{ bit.organismo}^{-1}$ no P02. Já os meses de abril/20 e julho/20, trouxeram os valores de $H' = 0,71 - 1,71 \text{ bit.organismo}^{-1}$ no P01, e $H' = 1,61 - 0,95 \text{ bit.organismo}^{-1}$ no P02 (Gráfico 3). Dessa forma, observa-se que o P01 de julho/20 foi considerado como o maior resultado, enquanto esse mesmo ponto no mês de abril/20 foi o menor ao longo dos quatro meses. Diante desses números, portanto, em um panorama geral, há indicação de ambientes de baixa ($H' = 2,0 - 1,0 \text{ bit.organismo}^{-1}$) à muito baixa diversidade ($H' = < 1,0 \text{ bit.organismo}^{-1}$) durante as quatro campanhas.

Gráfico 3 - Índice de Shannon-Weaver (H') das comunidades de macroinvertebrados bentônicos durante as quatro campanhas



Fonte: A autora (2023).

5.2 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DA ÁGUA

Os parâmetros físico-químicos tiveram seus valores enquadrados em limites permissíveis, estipulados para a avaliação e manutenção do ambiente, baseados na Resolução CONAMA N° 357/2005 (BRASIL, 2005) e na CETESB (2022). Assim, como o reservatório Xingó é considerado classe 2 para ambientes de água doce, a partir da Resolução CONAMA N° 357/2005, o fósforo total ($\text{mg.L}^{-1} \text{P}$), o nitrogênio amoniacal total ($\text{mg.L}^{-1} \text{N}$), o oxigênio dissolvido ($\text{mg.L}^{-1} \text{O}_2$) e o potencial hidrogeniônico (pH), encontram os seguintes limites: máximo de $0,10 \text{ mg.L}^{-1} \text{P}$ para ambientes lóticos e $0,03 \text{ mg.L}^{-1} \text{P}$ para ambientes lênticos; $3,7 \text{ mg.L}^{-1} \text{N}$ ($\text{pH} \leq 7,5$), $2,0 \text{ mg.L}^{-1} \text{N}$ ($7,5 < \text{pH} \leq 8,0$), $1,0 \text{ mg.L}^{-1} \text{N}$ ($8,0 < \text{pH} \leq 8,5$) e $0,5 \text{ mg.L}^{-1} \text{N}$ ($\text{pH} > 8,5$); mínimo de $5 \text{ mg.L}^{-1} \text{O}_2$; mínimo de 6,0 e máximo de 9,0. Enquanto a condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$), de acordo com a CETESB (2022), deveria apresentar até $100 \mu\text{S.cm}^{-1}$ (Tabela 9).

Tabela 9 - Padrões da Resolução CONAMA 357/2005 e CETESB (2022) para a condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$), fósforo total ($\text{mg.L}^{-1} \text{P}$), nitrogênio amoniacal total ($\text{mg.L}^{-1} \text{N}$), oxigênio dissolvido ($\text{mg.L}^{-1} \text{O}_2$) e potencial hidrogeniônico (ph) nos pontos P01 e P02 ao longo das quatro campanhas

Parâmetro físico-químico	CONAMA 357/2005	CETESB 2022
Condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)		$100 \mu\text{S.cm}^{-1}$
Fósforo total ($\text{mg.L}^{-1} \text{P}$)	$0,10 \text{ mg.L}^{-1} \text{P}$ para ambientes lóticos $0,03 \text{ mg.L}^{-1} \text{P}$ para ambientes lênticos	
Nitrogênio amoniacal total ($\text{mg.L}^{-1} \text{N}$)	$3,7 \text{ mg.L}^{-1} \text{N}$, para $\text{pH} \leq 7,5$ $2,0 \text{ mg.L}^{-1} \text{N}$, para $7,5 < \text{pH} \leq 8,0$ $1,0 \text{ mg.L}^{-1} \text{N}$, para $8,0 < \text{pH} \leq 8,5$ $0,5 \text{ mg.L}^{-1} \text{N}$, para $\text{pH} > 8,5$	
Oxigênio dissolvido ($\text{mg.L}^{-1} \text{O}_2$)	$\geq 5,0 \text{ mg.L}^{-1} \text{O}_2$	
Potencial hidrogeniônico	6,0 - 9,0	

Fonte: A autora (2023).

A partir disso, pode-se observar que a condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) no mês de abril/20 apresentou os maiores valores, onde o P02 se destacou ($96,1 \mu\text{S.cm}^{-1}$). Diferentemente, o mês de janeiro/20 contou com o valor mais baixo no P01 ($78,5 \mu\text{S.cm}^{-1}$) (Tabela 10).

Os valores de fósforo ($\text{mg.L}^{-1} \text{P}$) e nitrogênio amoniacal total ($\text{mg.L}^{-1} \text{N}$) apresentaram maiores variações, onde o valor mais alto de fósforo foi obtido no mês de janeiro/20 no P01 ($0,06 \text{ mg.L}^{-1} \text{P}$), enquanto os meses de abril/20 e julho/20 trouxeram valores mais baixos,

ambos no P01 ($< 0,010 \text{ mg.L}^{-1} \text{ P}$). Já o nitrogênio amoniacal total ($\text{mg.L}^{-1} \text{ N}$), obteve um valor mais significativo no mês de janeiro/20, no ponto P02 ($46,2 \text{ mg.L}^{-1} \text{ N}$), mas o mês de julho/20 trouxe uma baixa relevante no P01 e P02, correspondendo a $1,58$ e $< 1,36 \text{ mg.L}^{-1} \text{ N}$, respectivamente (Tabela 10). Assim, todas as médias de nitrogênio, com exceção de ambos os pontos de julho/20, constam acima dos valores estabelecidos pelo CONAMA.

O oxigênio dissolvido ($\text{mg.L}^{-1} \text{ O}_2$) foi mais alto nos meses de outubro/20 e julho/20 no P01 ($7,55$ e $7,56 \text{ mg.L}^{-1} \text{ O}_2$) e baixo nos meses de janeiro/20 e abril/20, contando com $4,22$ e $3,39 \text{ mg.L}^{-1} \text{ O}_2$ no P02, encontrando-se abaixo do limite proposto pelo CONAMA ($\geq 5,0 \text{ mg.L}^{-1} \text{ O}_2$). Por sua vez, o pH manteve-se mais estável, com $7,1$ sendo o valor mais baixo no mês de janeiro no P02, e $8,77$ como o maior valor no mês de outubro no P01. A temperatura ($^{\circ}\text{C}$), por fim, que não foi baseada em nenhum dos dois órgãos presentes, apresentou o mês de abril/20 com a liderança dos valores, com $29,11^{\circ}\text{C}$ no P01, enquanto o mês de julho, no mesmo ponto, marcou $24,78^{\circ}\text{C}$, consagrando-se como o menor (Tabela 10).

Tabela 10 - Valores de condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$), fósforo total ($\text{mg.L}^{-1} \text{ P}$), nitrogênio amoniacal total ($\text{mg.L}^{-1} \text{ N}$), oxigênio dissolvido ($\text{mg.L}^{-1} \text{ O}_2$), potencial hidrogeniônico (ph) e temperatura ($^{\circ}\text{C}$) nos pontos P01 e P02 ao longo das quatro campanhas

Parâmetro	out/19		jan/20		abr/20		jul/20	
físico-químico	P01	P02	P01	P02	P01	P02	P01	P02
Condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	79,6	86,1	78,5	79,8	91,8	96,1	86,4	89,4
Fósforo total ($\text{mg.L}^{-1} \text{ P}$)	0,02	0,02	0,06	0,02	$< 0,010$	0,02	$< 0,010$	0,01
Nitrogênio amoniacal total ($\text{mg.L}^{-1} \text{ N}$)	8,06	11,34	6,44	46,2	25,43	12,42	1,58	$< 1,36$
Oxigênio dissolvido ($\text{mg.L}^{-1} \text{ O}_2$)	7,55	5,38	6,5	4,22	5,63	3,39	7,56	5,15
Potencial hidrogeniônico	8,77	8,44	7,46	7,1	7,95	7,66	7,78	7,38
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	25,7	26,2	27,7	27,1	29,11	28,81	24,78	25,35

Fonte: A autora (2023).

5.3 AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL: ÍNDICES BIÓTICOS

Os grupos presentes, ao longo das quatro campanhas, receberam suas devidas pontuações (ou escores) de acordo com o estabelecido pelos índices BMWP' e BMWP/ASPT Minas (Tabela 11). Assim, só foram pontuados aqueles que estavam listados em cada método, correspondendo às famílias ou, mais especificamente, subclasse, no caso de Oligochaeta.

Tabela 11 - Táxons (grupos) e seus valores no BMWP' e BMWP/ASPT Minas em todas as estações de coleta nas quatro campanhas

Táxons (grupos)	Valor BMWP'	Valor BMWP/ASPT	out/19		jan/20		abr/20		jul/20	
			P01	P02	P01	P02	P01	P02	P01	P02
ANNELIDA										
Hirudinea										
Oligochaeta	1	1	x	x	x	x	x	x	x	x
ARTHROPODA										
Ectognatha										
Coleoptera										
Elmidae	5	5				x			x	
Diptera										
Chironomidae	2	2	x	x	x				x	x
Sarcophagidae										
Ephemeroptera										
Caenidae	4	5			x					
Hemiptera										
Corixidae	3	3							x	
Lepidoptera										
Odonata										
Gomphidae	8	7		x						
Entognatha										
Collembola										
Chelicerata										
Acari										
Araneae										
Crustacea										
Ostracoda	3		x	x	x	x		x		
MOLLUSCA										
Ampullariidae										
<i>Asolene spixii</i>		5	x				x	x		
Corbiculidae										
<i>Corbicula fluminea</i>		4		x				x		
Mytilidae										
<i>Limnoperna fortunei</i>		4							x	
Planorbidae										
<i>Biomphalaria</i> sp.	3	3								x
Thiaridae										
<i>Aylacostoma</i> sp.		4		x				x		
<i>Melanoides tuberculatus</i>		4	x	x	x	x	x	x	x	x
NEMATODA										

Fonte: A autora (2023).

A partir disso, aplicando o índice BMWP', todos os valores foram atribuídos à classe V (<15), cor roxa, correspondendo a ambientes de águas fortemente poluídas. Com a correção desse cálculo final, por meio do ASPT, a classificação geral também consta em uma análise negativa, indicando uma provável poluição severa (<4). Por fim, com a aplicação do BMWP/ASPT Minas, a classificação da água em todos os pontos apresenta-se como ruim (2,5 - 3,8), encontrando-se na classe de qualidade 4, cor laranja (Tabela 12).

Tabela 12 - Classes, cores e valores das avaliações dos índices bióticos BMWP', ASPT e BMWP/ASPT Minas nas quatro campanhas

Índice biótico	Classe	Cor	out/19		jan/20		abr/20		jul/20	
			P01	P02	P01	P02	P01	P02	P01	P02
BMWP'	V	Roxo	6	14	10	9	1	4	11	6
ASPT			2	3,5	2,5	3	1	2	2,75	2
BMWP/ASPT Minas	4	Laranja	3	3,6	3	3,3	3,3	3,5	3,17	2,5

Fonte: A autora (2023).

6 DISCUSSÃO

A composição das comunidades de macroinvertebrados bentônicos, ao longo das quatro campanhas, trouxe representantes bem conhecidos dentro de quatro grandes filos: Annelida, Arthropoda, Mollusca e Nematoda. Cada um deles teve a identificação dos organismos até o menor nível possível, onde somente o filo Mollusca contou com a diferenciação ao nível de espécie. Esse cenário, portanto, foi refletido na contagem da riqueza taxonômica (S), com as estações amostrais apresentando de seis a nove táxons durante os meses.

Em relação à densidade (organismo.m⁻²), o filo Arthropoda, com seus diferentes representantes, foi o que contribuiu mais significativamente na composição das estações amostrais, somando 9.363 organismo.m⁻². Seguido pelo filo Annelida (6.115 organismo.m⁻²), Nematoda (4.725 organismo.m⁻²) e Mollusca (3.334 organismo.m⁻²), respectivamente. Essas participações puderam ser melhor observadas nos valores de abundância relativa (%), referentes a cada ponto. Onde, curiosamente, os filos Annelida, Mollusca e Nematoda puderam apresentar, em alguns casos, porcentagens de abundância ainda maiores do que os representantes do filo Arthropoda. Isso pode ser constatado com a contribuição de 80% de Annelida no P01 de abril/20, 80% de Mollusca no P02 de julho/20 e até mesmo de 43% de Nematoda no P01 de outubro/19, por exemplo.

Logo, a partir desses dados dessemelhantes em relação à cada filo, os cálculos do índice de diversidade (H') mostraram de baixa ($H' = 1,0 - 2,0 \text{ bit.organismo}^{-1}$) à muito baixa diversidade ($H' < 1,0 \text{ bit.organismo}^{-1}$) no decorrer dos quatro meses. Refletindo a situação de que há um número de táxons reduzido, mas com a abundância de certos indivíduos em detrimento de outros. Ou seja, possivelmente corresponderia a um ambiente estressado, que conta com indivíduos de maior tolerância (resistentes) aos impactos, em números elevados (JHINGRAN; AHMAD; SINGH, 1989; PIEPER, 2010).

Com base nessa última informação (que serve como uma prévia sobre a qualidade do ambiente), portanto, buscou-se uma relação entre a presença dos macrobentos (durante os meses) e os parâmetros físico-químicos da água, na tentativa de visualizar algum tipo de resposta dos organismos à situação do ambiente, a qual provavelmente encontra-se refletida nos valores dos parâmetros; além da aplicação dos índices bióticos, ao final, para de fato obter uma confirmação mais clara da situação do reservatório nos pontos de coleta e os seus componentes. Porém, para o seguimento dessas etapas, é necessário antes pontuar que o filo Nematoda, as subclasses Hirudinea e Acari, as ordens Collembola, Araneae e Lepidoptera e a

família Sarcophagidae, não foram contabilizados como grupos para a avaliação ambiental. E isso deve-se ao fato de que eles não constam nas tabelas de famílias e suas pontuações, as quais formam os índices utilizados no presente estudo, seja pelo seu nível de identificação apresentado (que não permite o seu reconhecimento em uma ou mais famílias) ou por realmente não fazerem parte dessas metodologias. Por isso, também não houve uma maior discussão sobre esses invertebrados e sua resposta aos fatores ambientais. Diferentemente, os táxons restantes participaram da avaliação e classificação ambiental.

Assim, inicialmente analisou-se o mês de outubro/19, onde somente os valores estabelecidos para o nitrogênio amoniacal total ($8,06 \text{ mg.L}^{-1} \text{ N}$ e $11,34 \text{ mg.L}^{-1} \text{ N}$) ultrapassaram o estipulado pelo CONAMA ($0,5 \text{ mg.L}^{-1} \text{ N}$ e $1,0 \text{ mg.L}^{-1} \text{ N}$), ao considerar P01 como um ponto lótico e P02 como um ponto lêntico (FADURPE; CHESF, 2011). Ao abordar esse cenário de grande concentração de nitrogênio, consequentemente, há um indício de enriquecimento orgânico dos ambientes e provável eutrofização. O que gerou uma semelhança na composição das comunidades coletadas, formadas pela abundância considerável de organismos da subclasse Oligochaeta (35% no P01 e 1% no P02) e da família Chironomidae (4% no P01 e 42% no P02) (BARRETO *et al.*, 2013; ESTEVES, 1998; FADURPE; CHESF, 2011; FRANÇA; CALLISTO, 2019; LIMA, 2017).

Esses táxons citados trazem representantes com elevada tolerância ambiental, sendo considerados organismos resistentes, que se alimentam da matéria orgânica retida no substrato e podem ocupar diferentes habitats e microhabitats, sendo considerados indicadores de baixa qualidade ambiental. Outrossim, integrando esse grupo dos organismos resilientes às alterações, a classe Ostracoda também foi notadamente observada (13% no P01 e 10% no P02) (BOUÇAS, 2020; FRANÇA; CALLISTO, 2019; GOULART; CALLISTO, 2003; SILVA *et al.*, 2007).

Além desses grupos, a presença de indivíduos da família Thiaridae nesse mês também foi contabilizada, trazendo o gênero *Aylacostoma* sp. (23% no P02), nativo da América do Sul, e a espécie exótica invasora afro-asiática *Melanoides tuberculatus* (1% no P01 e 2% no P02). Inclusive, ambos os representantes são importantes na questão da saúde pública, já que podem participar do ciclo de vida de trematódeos, apresentando riscos para grupos humanos. Por fim, outros moluscos presentes foram a família Ampullariidae, particularmente a espécie *Asolene spixii* (2% no P01) e a família Corbiculidae, através da espécie exótica invasora *Corbicula fluminea* (5% no P02), que juntamente com os indivíduos Thiaridae podem ser consideradas indicadoras de ambientes poluídos (CALAZANS, 2014; CAMPELO, 2021;

FRANÇA; CALLISTO, 2019; MALAGUTI, 2021; PINTO, 2009; SANTOS, 2021; SOUZA, 2023).

Em contrapartida, configurando-se como um táxon mais sensível à degradação do meio, se comparado aos anteriormente citados, também houve a presença da família tolerante Gomphidae (2% no P02), pertencente à ordem Odonata, possivelmente pela presença de vegetação marginal para o seu aproveitamento (uma preferência da família mesmo em ambientes impactados) (ASSEFA; ENEYEW; WONDIE, 2023; FRANÇA; CALLISTO, 2019; RODRIGUES *et al.*, 2015; VIEIRA, 2018).

No mês de janeiro/20, com a continuidade dos valores elevados de nitrogênio (6,44 mg.L⁻¹ N e 46,2 mg.L⁻¹ N) e fora dos limites do CONAMA (3,7 mg.L⁻¹ N), a permanência de indivíduos da subclasse Oligochaeta (27% no P01 e 16% no P02), classe Ostracoda (13% no P01 e 7% no P02), da família Chironomidae (3% no P01) e da espécie *Melanoides tuberculatus* (8% no P01 e 0,4% no P02) foi avaliada. Além do nitrogênio (mg.L⁻¹ N), o oxigênio dissolvido (4,22 mg.L⁻¹ O₂) foi outro parâmetro que não cumpriu com o limite apresentado pelo CONAMA ($\geq 5,0$ mg.L⁻¹ O₂) no P02. O que não interferiu nos grupos contabilizados anteriormente, também no P01, que suportam baixíssimas concentrações de oxigênio (ABÍLIO; FLORENTINO; RUFFO, 2018; FRANÇA; CALLISTO, 2019; GOULART; CALLISTO, 2003). Porém, observou-se que mesmo com essa diminuição, alguns representantes da família Elmidae (Coleoptera), que são menos resistentes, porém tolerantes (até certo nível), conseguiram ser ponderados (0,4% no P02). Isso deve-se provavelmente à presença de matéria orgânica em decomposição (suposta fonte abundante de fósforo e nitrogênio) que beneficiou sua permanência (FRANÇA; CALLISTO, 2019; GUTIÉRREZ-FONSECA, 2010).

Curiosamente, um grupo sensível, correspondente à família Caenidae (Ephemeroptera), também foi representado no P01 (3%). Possivelmente, essa presença deu-se pela quantidade de oxigênio dissolvido encontrado (6,5 mg.L⁻¹ O₂), que pode ter contribuído positivamente em sua estadia. Pois, esses indivíduos demonstram maior sensibilidade à poluição e degradação, dessa forma, o oxigênio é tido como fator relevante (ASSEFA; ENEYEW; WONDIE, 2023; FRANÇA; CALLISTO, 2019).

O mês de abril/20, por sua vez, trouxe os maiores valores de condutividade elétrica (91,8 μ S.cm⁻¹ e 96,1 μ S.cm⁻¹) das quatro campanhas nos dois pontos, que mesmo não ultrapassando claramente o estipulado (100 μ S.cm⁻¹), quando atrelados à alta concentração de nitrogênio fora dos padrões (25,43 mg.L⁻¹ N e 12,42 mg.L⁻¹ N, que deveriam corresponder à 2,0 mg.L⁻¹ N) ainda podem ajudar a supor ambientes com números expressivos de matéria

orgânica e poluição ambiental (CUNHA *et al.*, 2013; MALAGUTI, 2021). Em adição, no P02 encontra-se a menor concentração de oxigênio dissolvido ($3,39 \text{ mg.L}^{-1} \text{ O}_2$), também fora dos limites do CONAMA ($\geq 5,0 \text{ mg.L}^{-1} \text{ O}_2$), montando um cenário ideal para organismos mais resistentes. Desse modo, novamente há indivíduos da subclasse Oligochaeta (80% no P01 e 40% no P02), da classe Ostracoda (7% no P02), das famílias Ampullariidae (*Asolene spixii* com 2% no P01 e 0,7% no P02), Corbiculidae (*Corbicula fluminea* com 9% no P02) e Thiaridae (*Aylacostoma* sp. com 0,7% no P02 e *Melanoides tuberculatus* com 2% no P01 e 3% no P02).

Já o mês de julho/20, manteve valores dentro dos limites do CONAMA e CETESB (2022) em todos os parâmetros. Mas, ainda assim, os indivíduos indicadores de comprometimento ambiental mantiveram-se em evidência, como: subclasse Oligochaeta (24% no P01 e 7% no P02), família Chironomidae (24% no P01 e 2% no P02) e família Thiaridae (*Melanoides tuberculatus* com 29% no P01 e 78% no P02). Contando ainda com o adicional das famílias Mytilidae e Planorbidae, especificamente a espécie exótica invasora *Limnoperna fortunei* (6% no P01) e o gênero de importância epidemiológica *Biomphalaria* sp. (2% no P02) (FRANÇA; CALLISTO, 2019; GOVEIA, 2018; PENAFORTE, 2014; PIMENTA, 2010).

A família Elmidae (Coleoptera) apareceu novamente, dessa vez acompanhada por mais um grupo considerado menos resistente ou tolerante: Corixidae (Hemiptera). Os dois contabilizaram 6% cada no P01, provavelmente pelas ausências de condições acima dos limites já citados, tendo em vista que o segundo táxon é conhecido por preferir águas com pouca profundidade, vegetação submersa e alta incidência solar (FRANÇA; CALLISTO, 2019; PACHECO-CHAVES, 2010).

A partir dessa análise mensal, portanto, é possível notar que os parâmetros físico-químicos da água puderam influenciar na permanência dos seres nos ambientes, com as alterações em seus valores afetando a variedade da comunidade de macrobentos. Essas alterações são causadas por diferentes situações, tornando possível, nesse contexto, o espelhamento da interferência de fontes externas adversas no ambiente. Inclusive, possivelmente esse é o caso do nitrogênio amoniacal total ($\text{mg.L}^{-1} \text{ N}$) em excesso, que talvez tenha sido fruto de descargas de efluentes (domésticos, industriais ou de fertilizantes) próximos aos pontos de coleta. Esse despejo de substâncias, por sua vez, provavelmente pode estar ligado ao fato de que o P01 encontra-se próximo ao município de Paulo Afonso e há alguns empreendimentos perto do P02 (fazendas e restaurantes); além de ambos os pontos estarem sofrendo a influência do turismo nessa rota (por meio de passeios de catamarã, canoa,

etc). Como resultado, as cargas desse nutriente na água sofreram um aumento, favorecendo um possível estado de eutrofização do meio, já citado anteriormente, contando com a reprodução em massa de organismos fitoplanctônicos e macrófitas aquáticas (FADURPE; CHESF, 2011; KITSIOU; KARYDIS, 2011; SILVA, 2019; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2011).

Consequentemente, com essa resposta e situação ambiental, outros parâmetros também puderam sofrer mudanças, como foi visto na condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) e no oxigênio dissolvido ($\text{mg.L}^{-1} \text{O}_2$). Na condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$), seus valores durante as quatro campanhas refletem um aumento (entre $78,5 \mu\text{S.cm}^{-1}$ e $96,1 \mu\text{S.cm}^{-1}$). O qual pode ser relacionado com a quantidade elevada de íons na água ao longo do tempo, fruto da quantidade massiva de nutrientes. Já o oxigênio dissolvido ($\text{mg.L}^{-1} \text{O}_2$), sofreu uma diminuição extrema em duas estações de coleta, nos meses de janeiro e abril ($4,22 \text{ mg.L}^{-1} \text{O}_2$ e $3,39 \text{ mg.L}^{-1} \text{O}_2$). Possivelmente pela decomposição da matéria orgânica que foi despejada no meio, acabando por consumir o oxigênio e diminuir sua dissolução na água (CETESB, 2023; FADURPE; CHESF, 2011; KITSIOU; KARYDIS, 2011; SILVA, 2019; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2011).

Porém, ainda nesse cenário, é importante pontuar que: como não houve a presença de métodos estatísticos no trabalho e outros índices de avaliação ambiental ligados diretamente aos parâmetros físico-químicos, alguns valores talvez foram subestimados. Como pode ser o caso do fósforo total ($\text{mg.L}^{-1} \text{P}$), do potencial hidrogeniônico (pH) e da condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$), que não participaram mais ativamente da discussão frente aos organismos. E isso deve-se ao fato de que eles não ultrapassaram, aparentemente, os limites de base do CONAMA e CETESB durante as quatro campanhas ($0,10 \text{ mg.L}^{-1} \text{P}$ para ambientes lóticos e $0,03 \text{ mg.L}^{-1} \text{P}$ para ambientes lênticos; pH: 6,0 - 9,0; condutividade elétrica: $100 \mu\text{S.cm}^{-1}$). O que indicaria que não foram considerados fatores claramente limitantes para o aparecimento de organismos mais sensíveis, frente aos valores apresentados. Mas, já que não houve a comprovação estatística e outras fontes para a aplicação dos dados, é necessário ter em vista que podem ter desempenhado algum papel relevante que não foi evidentemente apontado para o debate. Inclusive, a temperatura ($^{\circ}\text{C}$) foi um parâmetro que não teve um limite estipulado por nenhum dos dois órgãos abordados, mas que também pode fazer parte desse grupo discutido anteriormente. Por isso, não houve a possibilidade de uma comparação, realmente evidente, da sua influência restritiva sobre os macrobentos.

Por fim, ao fazer um apanhado de todas essas informações em um panorama geral, foi possível traçar a ideia de que os parâmetros físico-químicos, de certa forma, puderam ser o

reflexo de impactos causados no ambiente (provável poluição por efluentes), influenciando em seguimento as comunidades de macroinvertebrados bentônicos. Dessa forma, organismos altamente tolerantes (resistentes) se sobressaíram, como foi proposto pelos resultados do índice de diversidade (H'), compostos pelos seguintes táxons abundantes (e até dominantes em algumas estações) nos quatro meses: subclasse Oligochaeta, classe Ostracoda e as famílias Chironomidae, Ampullariidae, Corbiculidae, Mytilidae, Planorbidae e Thiaridae.

Por conseguinte, ao contabilizar esses grupos e as famílias Caenidae, Corixidae, Elmidae e Gomphidae nos índices bióticos, houve de fato a confirmação e delimitação da baixa qualidade da água. Afinal, o BMWP', ASPT e BMWP/ASPT Minas trouxeram resultados que enquadram os pontos monitorados em Xingó, de acordo com os organismos presentes em cada um, em oscilação entre os dois níveis mais sérios de poluição: ruim (BMWP/ASPT Minas) e fortemente poluído/provável poluição severa (BMWP' e ASPT).

Assim, observa-se que através do reconhecimento da composição e estrutura dos macroinvertebrados bentônicos, enquanto bioindicadores, presentes durante os meses de 2019 e 2020 nas quatro campanhas de monitoramento, foi possível classificar a qualidade da água. O que pode contribuir para a tomada de decisões sobre a área estudada.

7 CONCLUSÃO

Os macroinvertebrados bentônicos presentes nas quatro campanhas estavam distribuídos entre os filos Annelida, Arthropoda, Mollusca e Nematoda, apresentando organismos com diferentes morfologias e hábitos, os quais não apareceram ou se distribuíram de forma regular em questão de riqueza, densidade e abundância. Dessa forma, a diversidade encontrada nas comunidades ao longo do ano não resultou em valores altos, mas sim baixos ou muito baixos, e conseqüentemente, nem uma distribuição verdadeiramente uniforme, refletindo um ambiente impactado.

Esses grupos, possivelmente, foram influenciados principalmente pelas quantidades de nitrogênio amoniacal total ($\text{mg.L}^{-1} \text{ N}$), sendo favorável em maior escala para os táxons com resistência às alterações ambientais. Algumas poucas estações de coleta também contaram com o baixo oxigênio dissolvido ($\text{mg.L}^{-1} \text{ O}_2$), que provavelmente continuou a restringir o surgimento de outros seres de maior intolerância. E ao final, esse contexto pode ter sido fruto de ações antrópicas, as quais supostamente constituíram-se como uma poluição por efluentes de diferentes fontes.

Diante desse cenário, portanto, os índices bióticos aplicados acabaram apontando o reservatório Xingó, em seus devidos pontos de coleta, como um local bastante alterado, com águas fortemente poluídas e/ou de qualidade ruim. Trazendo, por sua vez, uma quantidade quase inexistente de organismos verdadeiramente sensíveis, presença considerável de alguns mais tolerantes em relação a esses últimos e predominância dos resistentes (altamente tolerantes).

Assim, os macroinvertebrados bentônicos mostraram-se mais uma vez de grande valia na determinação da qualidade dos ambientes. Sua presença não só contribuiu para a classificação da área estudada, esclarecendo os possíveis níveis de poluição e degradação, como também para o enriquecimento de banco de dados sobre os táxons presentes nesses determinados locais.

A classificação atribuída ao reservatório Xingó, no entanto, deixa um alerta para as autoridades competentes, a fim de encontrar medidas para a melhoria e manutenção das condições expostas. Pois, levando em consideração seus usos múltiplos e sua inserção numa Unidade de Conservação, é clara a necessidade de comportamentos mais sustentáveis nesse local. Desse modo, manteria-se a saúde do ambiente e as populações humanas dependentes dele não sofreriam maiores conseqüências pela restrição de seu uso.

Também é importante lembrar que foram usados os parâmetros e índices que demonstraram uma proximidade maior com a realidade do reservatório, além de alguns casos possuírem uma elaboração mais antiga, já que há escassez de métricas para os ecossistemas aquáticos da região Nordeste do país. Por isso, recomenda-se a busca e elaboração de metodologias que atendam essa demanda de forma abrangente, podendo ser feita a adaptação das que já existem ou a formulação de novas.

Além disso, há a sugestão da realização de outras pesquisas na área, com uma ampliação dos pontos amostrais, a fim de adicionar coordenadas que possivelmente também estejam sendo afetadas negativamente pelas atividades humanas, como é o caso das localizações com pisciculturas e áreas que constituem outros pontos de turismo e lazer.

REFERÊNCIAS

- ABÍLIO, F. J. P.; FLORENTINO, H. S.; RUFFO, T. L. M. (org.). **Biodiversidade aquática da Caatinga paraibana**: limnologia, conservação e educação ambiental. João Pessoa: Editora UFPB, 23 nov. 2018. *E-book*. Disponível em: <http://www.editora.ufpb.br/sistema/press5/index.php/UFPB/catalog/book/121>. Acesso em: 12 mar. 2023.
- AKAMATSU, F. *et al.* Longitudinal and seasonal changes in the origin and quality of transported particulate organic matter along a gravel-bed river. **Hydrobiologia**, [s. l.], v. 669, n. 1, p. 183-197, 26 march 2011. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10750-011-0682-8>. Acesso em: 5 fev. 2023.
- ALBA-TERCEDOR, J.; SÁNCHEZ-ORTEGA, A. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). **Limnética**, Madrid, v. 4, n. 5, p. 1-56, 1988. Disponível em: <https://www.limnetica.net/pt/node/1061>. Acesso em: 20 fev. 2023.
- ALBA-TERCEDOR, J. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. *In*: **IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA)**. Almería: IGME, 1996. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/237225203_Macroinvertebrados_acuaticos_y_calidad_de_las_aguas_de_los_rios. Acesso em: 12 fev. 2023.
- AMORIM FILHO, C. A. G. **Estabelecimento de funções benefício da produção de tilápias em tanques-rede no reservatório de Xingó para diferentes cenários**. 2009. Dissertação (Mestrado em Economia) - Programa de Pós-Graduação em Economia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2009. Disponível em: <https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/4024>. Acesso em: 1 fev. 2023.
- ARAÚJO, J. S.; SÁ, M. F. P. Sustentabilidade da piscicultura no baixo São Francisco alagoano: condicionantes socioeconômicos. **Ambiente & Sociedade**, [s. l.], v. 11, n. 2, p. 405-424, 2008. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/asoc/a/NRZRmcZZCWcdRfKrcdqY8j/?lang=pt>. Acesso em: 5 fev. 2023.
- ARMITAGE, P. D. *et al.* The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. **Water Research**, [s. l.], v. 17, n. 3, p. 333-347, 1983. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/0043135483901884>. Acesso em: 14 fev. 2023.
- ASSEFA, W. W.; ENEYEW, B. G.; WONDIE, A. Development of a multi-metric index based on macroinvertebrates for wetland ecosystem health assessment in predominantly agricultural landscapes, Upper Blue Nile basin, northwestern Ethiopia. **Frontiers in Environmental Science**, [s. l.], v. 11, p. 136-149, 6 february 2023. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2023.1117190/full>. Acesso em: 17 mar. 2023.

BALLOCH, D.; DAVIES, C. E.; JONES, F. H. Biological Assessment of Water Quality in Three British Rivers: The North Esk (Scotland), the Ivel (England) and the Taf (Wales). **Water Pollution Control**, [s. l.], v. 75, n. 1, p. 92-114, 1976.

BAPTISTA, D. F. Uso de macroinvertebrados em procedimentos de biomonitoramento em ecossistemas aquáticos. **Oecologia Australis**, [s. l.], v. 12, n. 3, p. 425-441, 2008. Disponível em: <https://www.arca.fiocruz.br/handle/icict/27324>. Acesso em: 12 fev. 2023.

BARRETO, L. V. *et al.* Eutrofização em rios brasileiros. **Enciclopédia Biosfera**, [s. l.], v. 9, n. 16, p. 2166-2180, 1 jul. 2013. Disponível em: <https://conhecer.org.br/ojs/index.php/biosfera/article/view/3521>. Acesso em: 20 fev. 2023.

BATISTA, H. U. *et al.* Estrutura e composição da fauna de macroinvertebrados como forma de avaliação da qualidade da água do Rio Verde, em Ponta Grossa, PR, Brasil. **Terra Plural**, [s. l.], v. 4, n. 2, p. 241-256, 5 nov. 2011. Disponível em: <https://revistas.uepg.br/index.php/tp/article/view/1876>. Acesso em: 12 mar. 2023.

BERNHARDT, E. S. *et al.* Synthesizing U.S. River Restoration Efforts. **Science**, [s. l.], v. 308, n. 5722, p. 636-637, 29 abril 2005. Disponível em: <https://www.science.org/doi/abs/10.1126/science.1109769>. Acesso em: 10 fev. 2023.

BETTENCOURT, P. *et al.* Plano de recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio São Francisco. **Revista Recursos Hídricos**, [s. l.], v. 37, n. 1, p. 73-80, mar. 2016. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Jose-Leitao/publication/298490408_Plan_de_recursos_hidricos_da_bacia_hidrografica_do_rio_Sao_Francisco_-_Sao_Francisco_river_basin_management_plan/links/56e9ac5208aec8bc07811af4/Plano-de-recursos-hidricos-da-bacia-hidrografica-do-rio-Sao-Francisco-Sao-Francisco-river-basin-management-plan.pdf. Acesso em: 12 fev. 2023.

BOUÇAS, L. F. M. **Avaliação biológica e ambiental de nascentes da sub-bacia hidrográfica do Ribeirão da Onça em Elói Mendes, Minas Gerais, Brasil**. 2020. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2020. Disponível em: <http://repositorio.ufla.br/jspui/handle/1/41400>. Acesso em: 10 fev. 2023.

BRANDIMARTE, A. L.; ANAYA, M. Bottom fauna flotation using a solution of sodium chloride. **Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen**, [s. l.], v. 26, n. 5, p. 2358-2359, 1998.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 357/2005, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, DF: CONAMA, DOU nº 053, de 18/03/2005, p. 58-63, 2005. Alterada pelas Resoluções nº 370/2006, nº 397/2008, nº 410/2009, nº 430/2011 e complementada pela Resolução nº 393/2007. Disponível em: http://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=450. Acesso em: 5 mar. 2023.

BRASIL. **Decreto-lei s/nº de 5 de junho de 2009**. Cria o Monumento Natural do Rio São Francisco, localizado nos Municípios de Piranhas, Olho D'água do Casado e Delmiro Gouveia, no Estado de Alagoas, Paulo Afonso, no Estado da Bahia, e Canindé de São Francisco, no Estado de Sergipe, e dá outras providências. Brasília, DF: Presidência da República, DOU de 08/06/2009, p. 2, 2009. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2009/dnn/Dnn12057.htm#:~:text=DECRET%20DE%20S%20DE%20JUNHO,Sergipe%2C%20e%20d%20outras%20provid%C3%94ncias. Acesso em: 2 fev. 2023.

BRUSCA, R. C.; MOORE, W.; SHUSTER, S. M. **Invertebrados**. 3. ed. Barueri: Guanabara Koogan, 2018.

CAIRNS JR., J.; PRATT, J. R. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. *In*: Rosenberg, D. M.; Resh, V. H. (ed.). **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. 1. ed. New York: Chapman & Hall, 1993. p. 10-27.

CALAZANS, D. R. **Ocorrência e aspectos socioambientais de uma espécie de molusco exótica invasora no Baixo São Francisco e sua utilização como bioindicador de qualidade da água**. 2014. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento) - Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento, Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2014. Disponível em: <http://www.repositorio.ufal.br/jspui/handle/riufal/5215>. Acesso em: 1 fev. 2023.

CALLISTO, M.; ESTEVES, F. A. Distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em um ecossistema amazônico impactado por rejeito de bauxita – Lago Batata (Pará, Brasil). **Oecologia Brasiliensis**, [s. l.], v. 1, n. 1, p. 335-348, 1995.

CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, [s. l.], v. 6, n. 1, p. 71-82, jan./mar. 2001. Disponível em: <https://www.abrhidro.org.br/SGCv3/publicacao.php?PUB=1&ID=42&SUMARIO=624>. Acesso em: 6 fev. 2023.

CALLISTO, M.; REGINA, D.; GOMES, V. Macroinvertebrados bentônicos bioindicadores de qualidade de água: subsídios para a vazão ecológica no baixo rio São Francisco. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 28., 2009, [s. l.]. **Anais [...]**. Disponível em: http://labs.icb.ufmg.br/benthos/index_arquivos/pdfs_pagina/CallistoDV2009.pdf. Acesso em: 8 fev. 2023.

CAMPELO, L. O. **O impacto ambiental da atividade agrícola na Reserva Biológica do Mato Grande - RS**. 2021. Dissertação (Mestrado em Engenharia e Ciências Ambientais) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciências Ambientais, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Sul- Rio-grandense, Pelotas, 2021. Disponível em: <http://omp.ifsul.edu.br/index.php/repositorioinstitucional/catalog/book/232>. Acesso em: 12 mar. 2023.

CASTRO, C. N.; PEREIRA, C. N. **Revitalização da bacia hidrográfica do rio São Francisco: histórico, diagnóstico e desafios**. 1. ed. Brasília, DF: Ipea, 2019.

CHAGAS, F. B. *et al.* Utilização da estrutura de comunidades de macroinvertebrados bentônicos como indicador de qualidade da água em rios no sul do Brasil. **Revista Ambiente & Água**, [s. l.], v. 12, p. 416-425, maio 2017. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/ambiagua/a/wrnt3VJslQyrLPfcC4RSKKb/abstract/?lang=pt>. Acesso em: 1 fev. 2023.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO. **A bacia**. CBHSF, 2023a. Disponível em: <https://cbhsaofrancisco.org.br/a-bacia/>. Acesso em: 8 fev. 2023.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO. **O comitê da Bacia do Rio São Francisco**. CBHSF, 2023b. Disponível em: <https://cbhsaofrancisco.org.br/o-cbhsf/>. Acesso em: 8 fev. 2023.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **L5.309: Determinação de bentos de água doce - macroinvertebrados: métodos qualitativo e quantitativo**. São Paulo: CETESB, 2003. 16 p. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/normas-tecnicas-cetesb/normas-tecnicas-vigentes/>. Acesso em: 5 fev. 2023.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Relatório de qualidade das águas interiores no estado de São Paulo - 2021**. São Paulo: CETESB, 2022. 287 p. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>. Acesso em: 5 fev. 2023.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Matéria orgânica e nutrientes**. São Paulo, CETESB, 2023. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/mortandade-peixes/alteracoes-fisicas-e-quimicas/materia-organica-e-nutrientes/>. Acesso em: 2 mar. 2023.

COMPANHIA HIDROELÉTRICA DO RIO SÃO FRANCISCO. **Descrição do aproveitamento de Xingó**. CHESF, 2023a. Disponível em: <https://www.chesf.com.br/SistemaChesf/Pages/SistemaGeracao/Xingo.aspx>. Acesso em: 2 fev. 2023.

COMPANHIA HIDROELÉTRICA DO RIO SÃO FRANCISCO. **Monitoramento do Rio São Francisco**. CHESF, 2023b. Disponível em: <https://www.chesf.com.br/sustentabilidade/Pages/MeioAmbiente/Monitoramento-do-Rio-Sao-Francisco.aspx>. Acesso em: 2 fev. 2023.

COMPANHIA HIDROELÉTRICA DO RIO SÃO FRANCISCO. **Sistemas de geração**. CHESF, 2023c. Disponível em: <https://www.chesf.com.br/SistemaChesf/Pages/SistemaGeracao/SistemasGeracao.aspx>. Acesso em: 2 fev. 2023.

COPATTI, C. E.; SCHIRMER, F. G.; MACHADO, J. V. V. Diversidade de macroinvertebrados bentônicos na avaliação da qualidade ambiental de uma microbacia no sul do Brasil. **Revista Perspectiva**, [s. l.], v. 34, n. 125, p. 79-91, mar. 2010. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/288528209_Diversidade_de_macroinvertebrados_bentonicos_na_avaliacao_da_qualidade_ambiental_de_uma_microbacia_no_Sul_do_Brasil. Acesso em: 17 fev. 2023.

CUNHA, R. W. *et al.* Qualidade de água de uma lagoa rasa em meio rural no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [s. l.], v. 17, p. 770-779, jul. 2013. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbeaa/a/6gH9dCzmQnw5pHJpHmKrhWJ/?lang=pt>. Acesso em: 12 fev. 2023.

EATON, A. D. *et al.* (ed.). **Standard methods for the examination of water & wastewater**. 21. ed. Washington Dc: American Public Health Association, 2005.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

FERNANDEZ, M. A. *et al.* Gastrópodes límnicos invasores: morfologia comparada. *In*: MANSUR, M. C. D. *et al.* (org.). **Moluscos límnicos invasores no Brasil: biologia, prevenção e controle**. Porto Alegre: Redes editora, 2012. p. 125-136.

FRANÇA, J. S.; CALLISTO, M. **Monitoramento participativo de rios urbanos por estudantes-cientistas**. 1. ed. Belo Horizonte: Juliana Silva França, 2019. Disponível em: http://labs.icb.ufmg.br/benthos/index_arquivos/pdfs_pagina/2019/Livro_monitoramento/LivroCompleto.pdf. Acesso em: 2 fev. 2023.

FUNDAÇÃO APOLÔNIO SALLES DE DESENVOLVIMENTO EDUCACIONAL; COMPANHIA HIDROELÉTRICA DO SÃO FRANCISCO. **Inventário dos Ecossistemas Aquáticos do Baixo São Francisco. Reservatório de Xingó e Baixo São Francisco. Relatório Triannual - Dezembro/2007 a Novembro/2010**. Recife: FADURPE/CHESF, 2011. 637 p.

FUNDAÇÃO JOAQUIM NABUCO; UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE. **Relatório Parcial da Pesquisa: Mapeamento e análise espectro-temporal das Unidades de Conservação de Proteção Integral da administração federal no bioma Caatinga. Monumento Natural do Rio São Francisco**. Recife: FUNDAJ/UFCG, 2017. 37 p. Disponível em: https://antigo.fundaj.gov.br/images/stories/cieg/cap7_monasaofrancisco_caatinga_fundaj.compressed-ilovepdf-compressed_compress.pdf. Acesso em: 18 fev. 2023.

GOMES, M. E. S. *et al.* Microalgas planctônicas em evento de floração de espécie invasora em reservatório hidroelétrico no semiárido nordestino. *In*: CONGRESSO INTERNACIONAL DE MEIO AMBIENTE E SOCIEDADE, 1.; CONGRESSO INTERNACIONAL DA DIVERSIDADE DO SEMIÁRIDO, 2., 2019, Campina Grande. **Anais [...]**. Campina Grande: Editora Realize, 2019. Disponível em: <https://editorarealize.com.br/artigo/visualizar/63673>. Acesso em: 8 mar. 2023.

GOOGLE (org.). **Google Earth**, 2023. O globo terrestre mais detalhado do mundo. Disponível em: <https://www.google.com.br/intl/pt-BR/earth/>. Acesso em: 10 mar. 2023.

GOULART, M. D. C; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**, [s. l.], v. 2, n. 1, p. 156-164, 2003.

GOVEIA, C. O. *et al.* Mollusks of the genus *Biomphalaria* Preston, 1910 in Amazon Region: first report of *Biomphalaria occidentalis* Paraense, 1981 in Pará State, Brazil. **Revista Pan-Amazônica de Saúde**, Ananindeua, v. 9, n. 4, p. 63-67, dez. 2018. Disponível em: http://scielo.iec.gov.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2176-62232018000400007. Acesso em: 10 mar. 2023.

GUTIÉRREZ-FONSECA, P. E. **Guía ilustrada para el estudio ecológico y taxonómico de los insectos acuáticos del Orden Coleoptera en El Salvador**. 1. ed. San Salvador: Editorial Universitaria (UES), 2010.

HAWKES, H. A. Origin and development of the biological monitoring working party score system. **Water research**, [s. l.], v. 32, n. 3, p. 964-968, 1 march 1998. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0043135497002753>. Acesso em: 8 fev. 2023.

HERMUCHE, P. M. **O rio de São Francisco**. Brasília, DF: CODEVASF, 2002. 58 p. Disponível em: <https://cdn.agenciapexvivo.org.br/media/2019/06/Cartilha-sobre-o-Rio-São-Francisco.pdf>. Acesso em: 6 mar. 2023.

JHINGRAN, V. G.; AHMAD, S. H.; SINGH, A. K. Application of Shannon–Wiener index as a measure of pollution of river Ganga at Patna, Bihar, India. **Current Science**, [s. l.], v. 58, n. 13, p. 717-720, 1989. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/24093120>. Acesso em: 2 mar. 2023.

JIANG, J.; SHEN, Y. Application and validation of a new biotic index using 10 data from several water systems. **Journal of Environmental Monitoring**, [s. l.], v. 5, n. 6, p. 871–875, 2003. Disponível em: <https://pubs.rsc.org/en/content/articlelanding/2003/em/b309536c/unauth>. Acesso em: 20 fev. 2023.

JOHNSON, R. K.; WIEDERHOLM, T.; ROSENBERG, D. M. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. In: Rosenberg, D. M.; Resh, V. H. (ed.). **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. 1. ed. New York: Chapman & Hall, 1993. p. 40-125.

JUNQUEIRA, M.V. *et al.* Biomonitoramento da qualidade das águas da Bacia do Alto Rio das Velhas (MG/Brasil) através de macroinvertebrados. **Acta Limnologica Brasiliensia**, [s. l.] v. 12, n. 1, p. 73-87, 2000. Disponível em: <https://www.actalb.org/journal/alb/article/6279b76e782aad044755f4ef>. Acesso em: 11 mar. 2023.

JUNQUEIRA, M. V. *et al.* Índices bióticos para avaliação de qualidade de água de rios tropicais - síntese do conhecimento e estudo de caso: bacia do Alto Rio Doce. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, [s. l.], n. 49, p. 15-33, 2018. Disponível em: https://www.rbciamb.com.br/Publicacoes_RBCIAMB/article/view/38. Acesso em: 12 fev. 2023.

KARR, J. R. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. **Ecological applications**, [s. l.], v. 1, n. 1, p. 66-84, 1 february 1991. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2307/1941848>. Acesso em: 12 fev. 2023.

KARR, J. R. Rivers as sentinels: using the biology of rivers to guide landscape management. In: NAIMAN, R.J.; BILBY, R. E. (ed.). **River Ecology and Management: lessons from the Pacific Coastal Ecoregion**. 1. ed. New York: Springer-Verlag, 1998. p. 502-528.

KAY, W. R. *et al.* Patterns of distribution of macroinvertebrate families in rivers of north-western Australia. **Freshwater biology**, [s. l.], v. 41, n. 2, p. 299-316, march 1999. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1046/j.1365-2427.1999.00432.x>. Acesso em: 20 fev. 2023.

KITSIOU, D.; KARYDIS, M. Coastal marine eutrophication assessment: a review on data analysis. **Environment International**, [s. l.], v. 37, n. 4, p. 778-801, may 2011. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412011000353>. Acesso em: 10 mar. 2023.

LENAT, D. R.; BARBOUR, M. T. Using benthic macroinvertebrate community structure for rapid, cost-effective, water quality monitoring: rapid bioassessment. In: LOEB, S. L.; SPACIE, A. (ed.). **Biological monitoring of aquatic systems**. 1. ed. Boca Raton: Lewis Publishers, 1994. p. 187-215.

LIMA, T. S. **Análise da qualidade ambiental no reservatório Sobradinho, Brasil, utilizando bioindicadores e sensoriamento remoto**. 2017. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2017. Disponível em: <https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/27114>. Acesso em: 1 fev. 2023.

LOBO, E.; LEIGHTON, G. Estructuras comunitarias de las fitocenosis planctónicas de los sistemas de desembocaduras de ríos y esteros de la zona central de Chile. **Revista de Biología Marina**, Valparaíso, v. 22, n. 1, p. 1-29, 1986.

LUI, G. H.; MOLINA, S. M. G. Ocupação humana e transformação das paisagens na Amazônia brasileira. **Amazônica - Revista de Antropologia**, [s. l.], v. 1, n. 1, p. 200-228, 2009. Disponível em: <http://novoperiodicos.ufpa.br/periodicos/index.php/amazonica/article/view/156>. Acesso em: 15 mar. 2023.

MACKIE, G. L. **Applied aquatic ecosystem concepts**. 1. ed. Dubuque: Kendall Hunt Publishing Company, 2001. p. 501-502.

MALAGUTI, A. **Qualidade da água da represa Igapó II (Londrina-PR) a partir do diagnóstico de bioindicadores de macroinvertebrados bentônicos**. 2021. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2021. Disponível em: <http://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/handle/1/25829>. Acesso em: 10 fev. 2023.

MANDAVILLE, S. M. **Benthic macroinvertebrates in freshwaters: taxa tolerance values, metrics, and protocols**. Nova Scotia: Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax, 2002.

MARTINS, D. M. F. *et al.* Impactos da construção da usina hidrelétrica de Sobradinho no regime de vazões no Baixo São Francisco. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 15, p. 1054-1061, out. 2011. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbeaa/a/HprPKkdPQz5pZJY4NjJWC5k/?lang=pt>. Acesso em: 10 mar. 2023.

MATSUMURA-TUNDISI, T. Diversidade de zooplâncton em represas do Brasil. In: HENRY, R. (ed.). **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu: FAPESP/FUNDIBIO, 1999. p. 41-54.

METCALFE, J. L. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. **Environmental pollution**, [s.l.], v. 60, n. 1-2, p. 101-139, 1989. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/0269749189902236>. Acesso em: 10 mar. 2023.

MONSERRAT, J. M. *et al.* Pollution biomarkers in estuarine animals: critical review and new perspectives. **Comparative Biochemistry And Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology**, [s. l.], v. 146, n. 1-2, p. 221-234, july/august 2007. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1532045606001992>. Acesso em: 6 fev. 2023.

MONTEIRO, T. R.; OLIVEIRA, L.G.; GODOY, B. S. Biomonitoramento da qualidade de água utilizando macroinvertebrados bentônicos: adaptação do índice biótico BMWP' à bacia do rio Meia Ponte-GO. **Oecologia brasiliensis**, [s.l.], v. 12, n. 3, p. 14, 2008. Disponível em: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=2882921>. Acesso em: 11 mar. 2023.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do estado do Rio de Janeiro**. 1. ed. Rio de Janeiro: Technical Books, 2010.

NEMUS; COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO. **Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco 2016-2025**. [S. l.]: NEMUS/CBHSF, 2016. 74 p. Disponível em: <https://cbhsaofrancisco.org.br/documentacao/plano-de-recursos-hidricos-2016-2025/>. Acesso em: 8 fev. 2023.

NEMUS. **Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco 2016-2025**: reunião plenária. Belo Horizonte: NEMUS, set. 2016. 85 p. Disponível em: https://cdn.agenciapeixe vivo.org.br/media/2019/06/PRHSF_PLENÁRIA-BH-2016.pdf. Acesso em: 24 abr. 2023.

PACHECO-CHAVES, B. **Guía ilustrada para el estudio ecológico y taxonómico de los insectos acuáticos del Orden Hemiptera en El Salvador**. 1. ed. San Salvador: Editorial Universitaria (UES), 2010.

PENAFORTE, L. R. **Invasão do Mexilhão Dourado, *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857): impactos, métodos de controle e estratégias de gestão adotadas.** 2014. Monografia (Especialização em Gerenciamento de Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014. Disponível em: <https://repositorio.ufmg.br/handle/1843/VRNS-9T8LZ2>. Acesso em: 7 mar. 2023.

PÉREZ, G. R. **Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia.** 1. ed. Antioquia: FEN COLOMBIA, 1988.

PIEDRAS, S. R. N. *et al.* Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de qualidade de água na Barragem Santa Bárbara, Pelotas, RS, Brasil. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 36, n. 2, p. 494-500, abr. 2006. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/cr/a/THq5rjb9GbJr6yrRLBvXTBP/?lang=pt>. Acesso em: 12 mar. 2023.

PIEPER, W. W. **A variabilidade espacial dos índices AMBI e M-AMBI em ambientes estuarinos da Costa Sul e Sudeste do Brasil.** 2010. Dissertação (Mestrado em Sistemas Costeiros e Oceânicos) - Programa de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos, Universidade Federal do Paraná, Pontal do Paraná, 2010. Disponível em: <https://acervodigital.ufpr.br/handle/1884/26820>. Acesso em: 2 mar. 2023.

QUEIROZ, J. F.; SILVA, M. S. G. M.; TRIVINHO-STRIXINO, S. (ed.). **Organismos bentônicos: biomonitoramento de qualidade de águas.** Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2008. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/15644/1/LivroBentonicos.pdf>. Acesso em: 12 fev. 2023.

QUEIROZ, R. *et al.* Geração de energia elétrica através da energia hidráulica e seus impactos ambientais. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, Santa Maria, v. 13, n. 13, p. 2774-2784, 2013. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/reget/article/view/9124>. Acesso em: 17 mar. 2023.

PIMENTA, E. C. **Fatores condicionantes da distribuição do planorbídeo *Biomphalaria* sp. na Bacia do ribeirão do Melo, MG.** 2010. Dissertação (Mestrado em Evolução Crustal e Recursos Naturais) - Programa de Pós-Graduação em Evolução Crustal e Recursos Naturais, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2010. Disponível em: <http://www.repositorio.ufop.br/handle/123456789/3247>. Acesso em: 12 mar. 2023.

PINHO, L.C. Diptera. In: FROEHLICH, C.G. (org.). **Guia on-line:** Identificação de larvas de insetos aquáticos do estado de São Paulo. São Paulo: BIOTA/FAPESP, 2008. Disponível em: https://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guia_online/. Acesso em: 10 mar. 2023.

PINTO, H. A. **Infecção natural de *Melanoides tuberculata* (Mollusca: Thiaridae) por *Centrocestus formosanus* (Trematoda: Heterophyidae) e por *Philophthalmus gralli* (Trematoda: Philophthalmidae) no Brasil.** 2009. Dissertação (Mestrado em Parasitologia) - Programa de Pós-Graduação em Parasitologia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2009. Disponível em: <http://hdl.handle.net/1843/SAGF-8H9QEZ>. Acesso em: 12 mar. 2023.

RESH, V. H. & JACKSON, J. K. Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. *In*: Rosenberg, D. M.; Resh, V. H. (ed.). **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. 1. ed. New York: Chapman & Hall, 1993. p. 195-233.

RESH, V. H.; NORRIS, R. H.; BARBOUR, M. T. Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. **Australian Journal of Ecology**, [s.l.], v. 20, n. 1, p. 108-121, march 1995. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1442-9993.1995.tb00525.x>. Acesso em: 03 mar. 2023.

RODRIGUES, I. S. *et al.* Odonatas registradas no rio catolé grande, no município de Itapetinga, BA. **Enciclopédia Biosfera**, [s.l.], v. 11, n. 21, p. 13, 2015. Disponível em: <https://www.conhecer.org.br/ojs/index.php/biosfera/article/view/1958>. Acesso em: 2 mar. 2023.

ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. (ed.). **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. 1. ed. New York: Chapman & Hall, 1993.

SANTANA, N. R. F. **Hidrodinâmica ambiental no Baixo São Francisco e suas relações antrópicas**. 2017. Tese (Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2017. Disponível em: <http://ri.ufs.br/jspui/handle/riufs/7850>. Acesso em: 10 mar. 2023.

SANTOS, G. B. *et al.* Marcação e recaptura da curimatá-pioa (*Prochilodus costatus*) em um afluente do rio São Francisco e avaliação da necessidade de transposição de peixes na UHE Gafanhoto. *In*: LOPES, J. M.; SILVA, F. D. O. (org.). **Transposição de peixes**. 1. ed. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais - CEMIG, 2012. p. 35-58.

SANTOS, W. A. **A barragem de Xingó e os impactos socioambientais no baixo São Francisco Sergipano**. 2019. Tese (Doutorado em Geografia) - Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2019. Disponível em: <https://ri.ufs.br/handle/riufs/14369>. Acesso em: 10 mar. 2023.

SANTOS, J. C. O. **Macroinvertebrados bentônicos e a integridade ecológica de duas coleções líticas neotropicais**. 2021. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Ecologia) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2021. Disponível em: <https://repositorio.ufrn.br/handle/123456789/44629>. Acesso em: 20 mar. 2023.

SCHILITZ, A. G. **Morfologia comparada de *Asolene meta* (Ihering, 1915) e *Asolene spixii* (D'Orbigny, 1838) (Caenogastropoda: Ampullariidae)**. 2013. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Saúde, Instituto Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2013. Disponível em: <https://www.arca.fiocruz.br/handle/icict/26623>. Acesso em: 10 mar. 2023.

SEGURA, M. O.; VALENTE-NETO, F.; FONSECA-GESSNER, A. A. Chave de famílias de Coleoptera aquáticos (Insecta) do Estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, [s.l.], v. 11, n. 1, p. 393-412, mar. 2011. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/bn/a/9hmnQjgrMwDwfrNGjtTHn9b/abstract/?lang=pt>. Acesso em: 04 mar. 2023.

SERMEÑO-CHICAS, J. M.; PÉREZ, D.; GUTIÉRREZ-FONSECA, P. E. **Guía ilustrada para el estudio ecológico y taxonómico de los insectos acuáticos inmaduros del orden Odonata en El Salvador**. 1. ed. San Salvador: Editorial Universitaria (UES), 2010.

SERRANO-CERVANTES, L.; ZEPEDA-AGUILAR, A. **Guía ilustrada para el estudio ecológico y taxonómico de los insectos acuáticos inmaduros del Orden Ephemeroptera en El Salvador**. 1. ed. San Salvador: Editorial Universitaria (UES), 2010.

SHANNON, C. E.; WEAVER, W. **The Mathematical Theory of Communication**. 1. ed. Urbana: University Of Illinois Press, 1949.

SILVA, B. C.; CLARKE, R. T. Análise estatística de chuvas intensas na bacia do rio São Francisco. **Revista Brasileira de Meteorologia**, [s.l.], v. 19, n. 3, p. 265-272, jan. 2004. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/284107211_Analise_estatistica_de_chuvas_intensas_na_Bacia_do_Rio_Sao_Francisco. Acesso em: 10 fev. 2023.

SILVA, F. L. *et al.* Desempenho de dois índices biológicos na avaliação da qualidade das águas do Córrego Vargem Limpa, Bauru, SP, através de macroinvertebrados bentônicos. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, [s.l.], v. 2, n. 3, p. 231-234, 2007. Disponível em: [http://panamjas.org/pdf_artigos/PANAMJAS_2\(3\)_231-234.pdf](http://panamjas.org/pdf_artigos/PANAMJAS_2(3)_231-234.pdf). Acesso em: 12 fev. 2023.

SILVA, T. J. M. **Efeitos da descarga de fundo de reservatórios em cascata: qualidade da água e fitoplâncton do reservatório de Xingó/AL**. 2018. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento) - Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento, Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2018. Disponível em: <http://www.repositorio.ufal.br/handle/riufal/5277>. Acesso em: 14 mar. 2023.

SILVA, A. R. **Avaliação do processo de eutrofização das águas superficiais, do cenário nacional ao local: estudo de caso nas Bacias Hidrográficas Costeiras dos rios Raton, Itacorubi e Tavares (Ilha de Santa Catarina, Brasil)**. 2019. Tese (Doutorado em Geografia) - Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2019. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/204457>. Acesso em: 12 fev. 2023.

SILVEIRA, C. S. *et al.* Mudanças climáticas na bacia do rio São Francisco: uma análise para precipitação e temperatura. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 21, n. 2, p. 416-428, jun. 2016. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbrh/a/dvfxN4T9JzRp6K6VFbhH9Pc/abstract/?lang=pt>. Acesso em: 2 mar. 2023.

SIMPLÍCIO, L. S.; CASÉ, M. Composição taxonômica da comunidade zooplancônica em empreendimentos aquícolas do Monumento Natural do São Francisco. In: SILVA, G. M. N.; SOBRAL, M. C. (ed.). **Gestão da Piscicultura & Sustentabilidade**. Recife: CCS Gráfica e Editora, 2021. p. 65-80. *E-book*. Disponível em: <https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/44161>. Acesso em: 2 mar. 2023.

SMITH, M. J. *et al.* AusRivAS: using macroinvertebrates to assess ecological condition of rivers in Western Australia. **Freshwater Biology**, [s.l.], v. 41, n. 2, p. 269-283, march 1999. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.1365-2427.1999.00430.x>. Acesso em: 4 fev. 2023.

SOUSA, G. M. *et al.* Composição fitoplancônica em resposta a empreendimentos aquícolas no Monumento Natural do Rio São Francisco. In: Seminário de Pesquisa, 13.; Encontro de Iniciação Científica do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 14., 2022, Brasília, DF. **Anais [...]**. Brasília: ICMBio, 2022. p. 93. Disponível em: https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/pesquisa/seminarios-de-pesquisa/anais_xiii_seminario2022-1.pdf. Acesso em: 20 fev. 2023.

SOUZA, K. M. A. **Canindé de São Francisco, Sergipe – Brasil: História e Curiosidades**. Aracaju: Gráfica Editora J. Andrade Ltda, 2001.

SOUZA, P. A. P. Importância do uso de bioindicadores de qualidade: o caso específico das águas. In: FELICIDADE, N.; MARTINS, R. C.; LEME, A. A. (org.). **Uso e gestão dos recursos hídricos no Brasil**. São Carlos: Rima, 2001. p. 55-66.

SOUZA, M. M. D.; GASTALDINI, M. D. C. C. Avaliação da qualidade da água em bacias hidrográficas com diferentes impactos antrópicos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s.l.], v. 19, n. 3, p. 263-274, jul./set. 2014. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/LGHjSGCrD9fgGKzFwnnRZhG/?lang=pt>. Acesso em: 2 mar. 2023.

SOUZA, M. P. **Revisão metodológica dos índices bióticos bmwp' e aspt para corpos d'água da região oeste do Paraná**. 2019. Dissertação (Mestrado em Conservação e Manejo de Recursos Naturais) - Programa de Pós-Graduação em Conservação e Manejo de Recursos Naturais, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2019. Disponível em: <http://tede.unioeste.br/handle/tede/4489>. Acesso em: 10 mar. 2023.

SOUZA, G. Z. **Trematódeos parasitas de moluscos límnicos da família Thiaridae no alto rio Paraná**. 2023. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Ilha Solteira, 2022. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/handle/11449/238978>. Acesso em: 10 fev. 2023.

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J.G. **Diretrizes para o gerenciamento de lagos: Gerenciamento da qualidade da água de represas**. São Carlos: CNPq/ILEC/IEE, 2000.

TELES, H. F. *et al.* Macroinvertebrados Bentônicos como Bioindicadores no Parque Nacional da Serra de Itabaiana, Sergipe, Brasil. **Revista Brasileira de Zoociências**, Juiz de Fora, v. 15, n. 123, p. 123-137, 20 dez. 2013. Disponível em: <https://periodicos.ufjf.br/index.php/zoociencias/article/view/24509>. Acesso em: 17 mar. 2023.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Recursos hídricos no século XXI**. 1. ed. São Paulo: Oficina de textos, 2011. Disponível em:

<https://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=9KcMnYQJeyEC&oi=fnd&pg=PT272&dq=TUNDISI,+J.+G.%3B+MATSUMURA-TUNDISI,+T.+Recursos+hídricos+no+século+XXI.+São+Paulo:+Oficina+de+textos,+2011.&ots=p66YwJ4b1z&sig=57nSqhOFu9PhnXZi0aZx8HMWUSY#v=onepage&q&f=false>. Acesso em: 2 fev. 2023.

VANNOTE, R. L. *et al.* The river continuum concept. **Canadian Journal Of Fisheries And Aquatic Sciences**, Canada, v. 37, n. 1, p. 130-137, 1 January 1980. Disponível em:

<https://www3.epa.gov/region1/npdes/merrimackstation/pdfs/ar/AR-1777.pdf>. Acesso em: 21 fev. 2023.

VAZÃO da usina hidrelétrica de Xingó vai aumentar a partir desta semana. **G1**, Sergipe, 11 janeiro 2022. Disponível em:

<https://g1.globo.com/se/sergipe/noticia/2022/01/11/vazao-da-usina-hidreletrica-de-xingo-vai-aumentar-a-partir-desta-semana.ghtml>. Acesso em: 21 fev. 2023.

VIEIRA, A. G. **A qualidade das águas em canais fluviais da bacia hidrográfica do córrego do gramado, no município de Presidente Prudente-SP: a interpretação a partir das diferentes formas de apropriações do território**. 2018. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Presidente Prudente, 2018. Disponível em:

<https://repositorio.unesp.br/handle/11449/154358>. Acesso em: 1 fev. 2023.

VIEIRA, C. T. **História e memória de Canindé de São Francisco-SE, antes e pós a construção da Usina Hidrelétrica de Xingó**. 2019. Trabalho de Conclusão de Curso (Licenciatura em História) - Universidade Federal de Alagoas, Delmiro Gouveia, 2019.

Disponível em: <http://www.repositorio.ufal.br/handle/riufal/5310>. Acesso em: 1 fev. 2023.

WALLACE, J. B.; WEBSTER, J. R. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. **Annual Review Of Entomology**, [s. l.], v. 41, n. 1, p. 115-139, january 1996.

Disponível em:

<https://www.annualreviews.org/doi/abs/10.1146/annurev.en.41.010196.000555>. Acesso em: 20 fev. 2023.

WALLEY, W. J.; HAWKES, H. A. A computer-based development of the Biological Monitoring Working Party score system incorporating abundance rating, site type and indicator value. **Water research**, v. 31, n. 2, p. 201-210, 1997. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0043135496002497>. Acesso em: 12 mar. 2023.

WRIGHT, J. F. Development and use of a system for predicting the macroinvertebrate fauna in flowing waters. **Australian Journal of Ecology**, [s. l.], v. 20, n. 1, p. 181-197, mar. 1995.

Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1442-9993.1995.tb00531.x>. Acesso em: 10 fev. 2023.

YOSHIDA, C. E.; UIEDA, V. S. Índices bióticos mono e multimétricos de avaliação da qualidade da água em riachos da Mata Atlântica. **Bioikos**, Campinas, v. 27, n. 2, p. 79-88,

jul./dez., 2013. Disponível em: <http://hdl.handle.net/11449/137285>. Acesso em: 10 mar. 2023.

ZANELLA, G. *et al.* Os indicadores ambientais e os resíduos perigosos. *In*: ICTR 2004 - CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA EM RESÍDUOS E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL, 2004, Florianópolis. **Anais** [...]. Disponível em: <https://www.ipen.br/biblioteca/cd/ictr/2004/ARQUIVOS%20PDF/13/13-008.pdf>. Acesso em: 20 fev. 2023.