

UNIVERSIDADE FEDERAL DA FRONTEIRA SUL

CAMPUS CERRO LARGO

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AMBIENTE E TECNOLOGIAS

SUSTENTÁVEIS

RODRIGO ROGOSKI SOLTIS

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DOS PRINCIPAIS RIACHOS DAS SUB-
BACIAS DOS RIOS PIRATINIM E COMANDAÍ, NO MÉDIO RIO URUGUAI, SUL
DO BRASIL**

CERRO LARGO

2023

RODRIGO ROGOSKI SOLTIS

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DOS PRINCIPAIS RIACHOS DAS SUB-
BACIAS DOS RIOS PIRATINIM E COMANDAÍ, NO MÉDIO RIO URUGUAI, SUL
DO BRASIL**

Dissertação de Mestrado, apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis da Universidade Federal da Fronteira Sul, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis.

Linha de Pesquisa: Qualidade Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Milton Norberto Strieder.
Coorientador: Prof. Dr. David Augusto Reynalte Tataje

CERRO LARGO

2023

FICHA DE IDENTIFICAÇÃO DA OBRA

Bibliotecas da Universidade Federal da Fronteira Sul - UFFS

Soltis, Rodrigo Rogoski
AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DOS PRINCIPAIS RIACHOS
DAS SUB-BACIAS DOS RIOS PIRATINIM E COMANDAÍ, NO MÉDIO
RIO URUGUAI, SUL DO BRASIL / Rodrigo Rogoski Soltis. --
2023.
75 f.:il.

Orientador: Doutor Milton Norberto Strieder
Co-orientador: Doutor David Augusto Reynalte Tataje
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal da
Fronteira Sul, Programa de Pós-Graduação em Ambiente e
Tecnologias Sustentáveis, Cerro Largo,RS, 2023.

1. Qualidade da água. 2. Bioindicadores. 3.
Parâmetros físico-químicos. 4. Protocolo de Avaliação
Rápida. 5. Águas superficiais. I. Strieder, Milton
Norberto, orient. II. Tataje, David Augusto Reynalte,
co-orient. III. Universidade Federal da Fronteira Sul.
IV. Título.

RODRIGO ROGOSKI SOLTIS

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DOS PRINCIPAIS RIACHOS DAS
SUB-BACIAS DOS RIOS PIRATINIM E COMANDAÍ, NO MÉDIO RIO
URUGUAI, SUL DO BRASIL

Dissertação de Mestrado, apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis da Universidade Federal da Fronteira Sul, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis.

Linha de Pesquisa: Qualidade Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Milton Norberto Strieder.

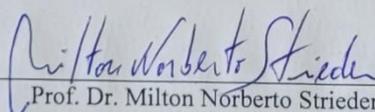
Coorientador: Prof. Dr. David Augusto Reynalte Tataje

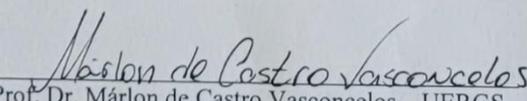
Área de concentração: Monitoramento, Controle e Gestão Ambiental.

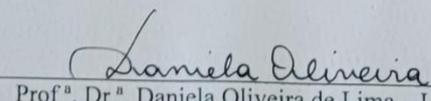
Linha de Pesquisa: Qualidade Ambiental.

Este trabalho foi defendido e aprovado pela banca em 28/03/2023.

BANCA EXAMINADORA


Prof. Dr. Milton Norberto Strieder – UFFS
Orientador


Prof. Dr. Márlon de Castro Vasconcelos – UERGS
Avaliador


Prof.^a. Dr.^a. Daniela Oliveira de Lima – UFFS
Avaliador

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus por ter me proporcionado trilhar e concluir mais essa jornada.

À Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), por me proporcionar a oportunidade de uma formação tão qualificada, por todo o suporte oferecido, especialmente pela disponibilização de veículo para a realização das coletas.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa (DS-CAPES) concedida durante o segundo ano do Mestrado.

Aos meus pais, Ivone e Romeu, por todo apoio, incentivo, preocupação e carinho. Por estarem sempre presentes nas minhas trajetórias de estudos, fornecendo todo auxílio necessário.

Ao meu Orientador, professor Dr. Milton Norberto Strieder, por acreditar na minha capacidade, por todos os ensinamentos compartilhados, pela motivação e ajuda na realização deste estudo, assim como pelos momentos de descontração e amizade.

Ao professor Dr. David Augusto Reynalte Tataje, por ter aceitado de prontidão ser coorientador deste trabalho, por todo auxílio prestado e ensinamentos compartilhados, especialmente na parte estatística, bem como pela amizade.

A todo corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis (PPGATS), por todos os ensinamentos e experiências compartilhadas.

Aos Técnicos de Laboratório da UFFS *Campus* Cerro Largo – RS, especialmente aos do laboratório 03, por todo auxílio prestado durante as análises.

Aos colegas do PPGATS, pela amizade e pelos momentos de aprendizagem compartilhados.

Aos colegas Rodrigo Bastian e Daniela Silva, por todo auxílio prestado durante as saídas de campo e às colegas Julia Villela e Rafaela Morelato, pela ajuda e pelos ensinamentos compartilhados durante as análises junto ao laboratório de águas.

A todos os meus amigos, que embora aqui não citados, torceram, incentivaram e acompanharam minha trajetória durante o mestrado.

RESUMO

O aumento das atividades antrópicas afetam de forma negativa o meio ambiente, sendo o ambiente aquático continental um dos ecossistemas mais degradados. Com o intuito de monitorar a qualidade ambiental junto aos ecossistemas aquáticos, diversas metodologias são adotadas, algumas através de índices biológicos utilizando organismos bioindicadores ou através de métodos tradicionais tais como as análises físico-químicas. No presente estudo avaliamos a qualidade da água e ambiental, através de fatores abióticos e bióticos, em riachos com diferentes graus de impactos nas sub-bacias hidrográficas dos rios Comandaí e Piratinim. O objetivo foi determinar a qualidade da água e ambiental na região Noroeste do Rio Grande do Sul, Brasil. As amostragens dos macroinvertebrados aquáticos, ocorreram durante a primavera, entre os meses de setembro a novembro, nos anos de 2016 e 2017. Os indivíduos foram identificados até o nível taxonômico de família, e submetidos ao cálculo do índice BMWP, através do seu sistema de pontuação, variando de 1 a 10, de acordo com sua sensibilidade ou tolerância à poluição orgânica presente na água. Já as coletas da água e a aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida – PAR, foram realizadas no mês de outubro de 2021 (primavera). As coletas dos dados foram realizadas em 36 pontos amostrais, distribuídos em trechos de nascente, intermediário e foz de 12 riachos localizados nas regiões alta, média e baixa das sub-bacias avaliadas. As análises físicas e químicas da água, referentes aos parâmetros Oxigênio Dissolvido (mg L^{-1}) e Temperatura ($^{\circ}\text{C}$), ocorreram *in situ*, através da Sonda YSI Professional Plus, enquanto as variáveis Condutividade Elétrica (uS cm^{-1}), Cor Aparente (uH), Nitrato (mg L^{-1}), Potencial Hidrogeniônico (pH), Resíduo Total (mg/L), Sólidos Sedimentáveis (mL/L) e Turbidez (uT), foram analisadas *ex situ*, junto ao Laboratório de Águas e Ecotoxicologia da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), *campus* Cerro Largo - RS. De forma geral, a qualidade da água predominante verificada no cálculo do BMWP foi classificada como "aceitável" em ambas as sub-bacias, com uma tendência a melhor qualidade da água na sub-bacia do Piratinim. A maioria dos parâmetros físico-químicos se demonstraram de acordo com os valores norteadores descritos na Resolução CONAMA nº 357/2005. Os resultados das análises bióticas e abióticas refletem os impactos não pontuais que ocorrem ao longo das sub-bacias, em decorrência das práticas de uso do solo na região. Com relação as análises das características ambientais, foi detectado apenas dois pontos com a classificação de alterado e impactado. A correlação dos dados abióticos e bióticos não mostrou diferenças estatísticas significativas, embora exista uma tendência de pior qualidade da água e do ambiente nos trechos da sub-bacia do rio Comandaí, principalmente os trechos de nascente, sendo estes, portanto, pontos de atenção para medidas de recuperação ambiental. O estudo serve de subsídio para a aplicação de programas de monitoramento ambiental que possam vir a ser realizados na região, bem como projetos de gestão de comitês de bacias hidrográficas no RS, visando a conservação dos ambientes naturais.

Palavras-chave: Monitoramento ambiental. Biodiversidade. Águas superficiais.

ABSTRACT

The increase in anthropic activities has negatively affected the environment, with the continental aquatic environment being one of the most affected ecosystems. To monitor environmental quality in aquatic ecosystems, several methodologies have been adopted, through biological indices through the use of bioindicating organisms or traditional methods such as physicochemical analyzes. In the present study, the quality of water and environment was evaluated through abiotic and biotic factors, in streams with different degrees of impacts on the Comandá and Piratinim river sub-basins to determine the quality of water and environment in the northwest region from Rio Grande do Sul, Brazil. Samples of aquatic macroinvertebrates occurred during spring, between September and November, in 2017 and 2016. After these were identified until the taxonomic level of family, and submitted to the calculation of the BMWP index, through its system of Score, ranging from 1 to 10, according to the sensitivity or tolerance to the organic pollution present in the water. The water collection and the application of the Rapid Evaluation Protocol - PAR, were held in October 2021 (Spring). Data collections were performed at 36 sample points, distributed in source, intermediate, and river mouth of 12 streams located in the high, average and low regions of the evaluated sub-basins. The physical and chemical analyzes of water, regarding to the dissolved oxygen parameters (mg L⁻¹) and temperature (° C), occurred in situ, through the ysi Professional Plus probe, while the electrical conductivity variables (US cm⁻¹), color Apparent (UH), nitrate (mg L⁻¹), hydrogenic potential (pH), total residue (mg/l), sedimentable solids (mL/l) and turbidity (UT), were analyzed ex situ, next to the water laboratory and Ecotoxicology of the Federal University of the Southern Frontier (UFFS), Cerro Largo Campus - RS. In general, the predominant water quality verified in the BMWP calculation was classified as "acceptable" in both sub-basins, with a tendency to the best water quality in Piratinim sub-basin. Most of the physicochemical parameters were demonstrated according to the guiding values described in CONAMA Resolution No. 357/2005. The results of biotic and abiotic analyzes reflect the non-punctual impacts that occur along the sub-basins, due to land use practices in the region. Regarding the analysis of environmental characteristics, only two points were detected with the classification of altered and impacted. The correlation of abiotic and biotic data showed no significant statistical differences, although there is a trend of worse water and environment in the sections of the Comandá river sub-basin, especially the east sections, which are therefore points of attention to environmental recovery measures. The study serves as a subsidy for the application of environmental monitoring programs that may be carried out in the region, as well as management projects of watersheds committees in RS, aiming at the conservation of natural environments.

Keywords: Environmental monitoring. Biodiversity. Surface waters.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

RESULTADOS

- Figura 1** – Localização dos 36 pontos de amostragens, distribuídos em 12 riachos nas sub-bacias hidrográficas dos rios Piratinim e Comandaí (RS, Brasil)..... 34
- Figura 2** – Análise de Variância Bifatorial aplicada aos dados do BMWP (Biological Monitoring Working Party) considerando os fatores independentes sub-bacia e trecho de rio de dados coletados em riachos das Sub-bacias do rio Piratinim (P) e Comandaí (C)..... 39
- Figura 3** – Análise de Variância Bifatorial aplicada aos dados da condutividade elétrica considerando os fatores independentes sub-bacia e trecho de rio de dados coletados em riachos das Sub-bacias do rio Piratinim (P) e Comandaí (C)..... 41
- Figura 4** – Análise de Variância Bifatorial aplicada aos dados do PAR (Protocolo de Avaliação Rápida) considerando os fatores independentes sub-bacia e trecho de rio de dados coletados em riachos das Sub-bacias do rio Piratinim (P) e Comandaí (C)..... 43
- Figura 5** – Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada a matriz de dados bióticos e abióticos coletados em riachos das sub-bacias do rio Piratinim e Comandai, RS, Brasil.
..... 44

LISTA DE TABELAS

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Tabela 1 – Valores norteadores para águas superficiais de Classe II com base na Resolução CONAMA nº 357/2005.	30
---	----

RESULTADOS

Tabela 1 – Procedimentos metodológicos para avaliação dos parâmetros físico-químicos analisados nos 36 pontos amostrais, nas sub-bacia hidrográficas dos rios Piratinim e Comandaí, RS, Brasil.	35
---	----

Tabela 2 – Classes de qualidade da água e valores de referência de acordo com o índice BMWP.....	36
---	----

Tabela 3 – Resultado do índice biológico BMWP de qualidade da água com relação a comunidade de macroinvertebrados bentônicos, aplicados em 12 riachos, totalizando 36 pontos amostrais, nas sub-bacias dos rios Piratinim e Comandaí, RS, Brasil.	38
---	----

Tabela 4 – Resultado dos parâmetros físico-químicos analisados em 12 riachos, totalizando 36 pontos amostrais, nas sub-bacias dos rios Piratinim e Comandaí, RS, Brasil.	40
--	----

Tabela 5 – Resultado do Protocolo de Avaliação Rápida (PAR), aplicado em 12 riachos, totalizando 36 pontos amostrais, nas sub-bacias dos rios Piratinim e Comandaí, RS, Brasil.	42
---	----

Tabela 6 – Resultado da Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada a matriz de dados bióticos e abióticos coletados em riachos das sub-bacias do rio Piratinim e Comandaí, RS, Brasil. Para cada eixo são mostrados o autovalor, a variância explicada e acumulada e o autovetor dos fatores abióticos. Valores em negrito mostram correlações significativas dos fatores com o eixo ($P < 0,05$).	44
--	----

APÊNDICES

Apêndice A – Diversidade taxonômica de macroinvertebrados coletados em 18 pontos amostrais na sub-bacia do rio Piratinim, RS, Brasil.	52
---	----

Apêndice B – Diversidade taxonômica de macroinvertebrados coletados em 18 pontos amostrais na sub-bacia do rio Comandaí, RS, Brasil.	56
--	----

Apêndice C – Resultado da aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) da diversidade de habitats elaborado por Callisto et al., 2002, para as sub-bacias dos rios Piratinim e Comandaí, localizados na região noroeste do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil. 59

Apêndice D – Coordenadas geográficas e características de paisagem associadas com os riachos, nos 36 pontos amostrais, nas sub-bacia hidrográficas dos rios Piratinim e Comandaí, RS, Brasil. 60

ANEXOS

Anexo A – Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) da diversidade de habitats aplicados em trechos das sub-bacias hidrográficas dos rios Piratinim e Comandaí. 61

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA	Agência Nacional das Águas
APHA	American Public Health Association
BH	Bacia Hidrográfica
BMWP	Biological Monitoring Working Party
CE	Condutividade elétrica
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
MO	Matéria orgânica
NIT	Nitrato
OD	Oxigênio Dissolvido
PAR	Protocolo de Avaliação Rápida
pH	Potencial Hidrogeniônico
PNMA	Política Nacional do Meio Ambiente
PPGATS	Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis
RS	Rio Grande do Sul
RT	Resíduo Total
SEMA	Secretaria Estadual do Meio Ambiente
SS	Sólidos Sedimentáveis
TEMP	Temperatura
TURB	Turbidez
UFFS	Universidade Federal da Fronteira Sul

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	13
1.1 OBJETIVOS	15
1.1.1 Objetivo geral	15
1.1.2 Objetivos específicos	15
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	15
2.1 ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS LÓTICOS	16
2.2 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DE AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA	16
2.2.1 Parâmetros físicos	17
2.2.1.1 Condutividade elétrica	17
2.2.1.2 Temperatura	17
2.2.1.3 Cor Aparente	18
2.2.1.4 Turbidez	18
2.2.1.5 Sólidos Sedimentáveis	19
2.2.1.6 Resíduo Total	19
2.2.2 Parâmetros químicos	20
2.2.2.1 Potencial Hidrogeniônico (pH)	20
2.2.2.2 Oxigênio Dissolvido (OD)	21
2.2.2.3 Nitrato	21
2.3 PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO RÁPIDA (PAR).....	22
2.4 MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA.....	23
2.5 ASPECTOS GERAIS DOS MACROINVERTEBRADOS.....	26
2.5.1 Macroinvertebrados aquáticos como bioindicadores	28
2.6 LEGISLAÇÃO AMBIENTAL COM RELAÇÃO A QUALIDADE DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS.....	29
3. RESULTADOS	31
APÊNDICE A	49
APÊNDICE B	53
APÊNDICE D	57
ANEXO A	58
REFERÊNCIAS	61

1. INTRODUÇÃO GERAL

O uso intensivo das áreas rurais para a produção agrícola e o constante crescimento dos centros urbanos, vem contribuindo para o aumento das atividades antrópicas sobre os recursos naturais. Em consequência do aumento destas atividades, muitos ecossistemas são afetados diretamente, sendo que os recursos hídricos sofrem alta degradação, acarretando na escassez de fontes limpas de água e na redução da biodiversidade aquática e terrestre (QUEIROZ et al., 2008; GOULART & CALLISTO, 2003).

No Brasil, o Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA, através da sua resolução nº 357/2005 para águas de classe 2, salienta que a água é uma das maiores preocupações para o desenvolvimento sustentável. Já a lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997 que Institui a “Política Nacional de Recursos Hídricos”, descreve em seu Capítulo II, artigo 2º, inciso 1, a necessidade de “assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos”. Portanto, a análise da qualidade da água é fundamental tanto para caracterizar as consequências de uma atividade poluidora, quanto para determinar os meios para satisfazer determinado uso hídrico (VASCONCELOS, et al., 2018).

Desse modo, visando verificar e monitorar a integridade dos corpos hídricos, têm se utilizado diversas metodologias com o objetivo de avaliar a qualidade hídrica e a composição da fauna aquática (SOUZA et al., 2013). Dentre algumas das principais ferramentas adotadas nas análises de monitoramento ambiental atualmente, estão os parâmetros físico-químicos e o uso de índices multimétricos através da utilização de indicadores biológicos, sendo possível identificar as condições de integridade de determinado ecossistema. O biomonitoramento ambiental caracteriza-se por ser um processo de custo relativamente baixo e eficaz na avaliação da saúde de um ecossistema, fornecendo informações importantes para determinar a qualidade das águas superficiais (BUSS et al., 2003). Essa abordagem busca abranger aspectos e práticas ecológicas que visam a identificação de padrões espaciais e temporais (CALLISTO et al., 2000).

Uma das comunidades de organismos biológicos mais utilizadas na verificação da qualidade hídrica e ambiental dos ambientes aquáticos são os macroinvertebrados bentônicos (LAINI et al., 2018), capazes de nos mostrar a integridade ambiental de uma determinada área, visto que alguns táxons são extremamente sensíveis a mudanças físicas e a exposição a diferentes concentrações de poluentes no ambiente, enquanto outros

possuem níveis mais altos de tolerância à poluição e degradação ambiental (BUSS et al., 2003; GOULART; CALLISTO, 2003; HAGEMEYER et al., 2022). Dessa forma o aumento ou a declínio da população de macroinvertebrados, indicará o nível de qualidade ambiental de determinado local (GUIMARÃES et al., 2017), uma vez que sua composição estrutural e distribuição será afetada (CAMARGO et al., 2022). Em locais que apresentam alto grau de poluição, geralmente há baixa biodiversidade, sendo predominante a presença de grupos de organismos tolerantes (CALLISTO et al., 2000).

Sua frequente utilização como indicadores biológicos, se dá devido à algumas características favoráveis, como o seu ciclo de vida relativamente longo que contribui para a identificação de alterações ambientais em tempo hábil, seu tamanho corporal e sua fácil amostragem, técnicas e metodologias já padronizadas, bem como o custo consideravelmente baixo para sua aplicação e sua alta diversidade taxonômica e ampla distribuição (CALLISTO et al., 2000; HAGEMEYER et al., 2022).

Neste contexto, a preservação das comunidades de macroinvertebrados são de extrema importância na dinâmica e manutenção dos ecossistemas aquáticos em bacias hidrográficas (PIMENTA et al., 2016), visto que estes respondem diretamente ao nível de contaminação das águas continentais (STRIEDER, 2010). Além do seu papel importante no processo de biomonitoramento, estes organismos também são fundamentais para a dinâmica de nutrientes, a transformação de matéria e o fluxo de energia (MARQUES et al., 1998).

Com o objetivo de manter a qualidade dos ambientes aquáticos e a diversidade biológica nestes locais, torna-se necessária a aplicação de medidas de monitoramento ambiental, tendo em vista que a riqueza, abundância e composição das comunidades biológicas aquáticas estão diretamente relacionadas à integridade ecológica destes ambientes. Tais ações são necessárias a fim de disponibilizar informações que contribuam para a aplicação de medidas de manejo, visando a manutenção da integridade das comunidades aquáticas e o gerenciamento dos recursos hídricos (STRIEDER et al., 2006).

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo geral

O presente trabalho tem como objetivo geral avaliar a qualidade da água dos principais riachos nas sub-bacias hidrográficas dos rios Piratinim e Comandaí, localizados na região Noroeste do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil.

1.1.2 Objetivos específicos

- I. Analisar a qualidade da água através de parâmetros físico-químicos, como: Condutividade Elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$), Cor Aparente (uH), Nitrato (mg L^{-1}), Oxigênio Dissolvido (mg L^{-1}), Potencial Hidrogeniônico (pH), Resíduo Total (mg L^{-1}), Sólidos Sedimentáveis (mL/L), Temperatura ($^{\circ}\text{C}$) e Turbidez (uT), verificando se estes se encontram dentro dos Valores Máximos Permitidos (VMP) em legislação, considerando a Resolução CONAMA nº 357/2005;
- II. Verificar a qualidade da água através do Índice Biological Monitoring Working Party score system – BMWP;
- III. Avaliar a qualidade ambiental das sub-bacias hidrográficas em estudo através da aplicação de um Protocolo de Avaliação Rápida - PAR;
- IV. Correlacionar os resultados obtidos entre as variáveis bióticas e abióticas.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Na revisão bibliográfica a seguir são apresentadas informações quanto a importância dos ecossistemas aquáticos lóticos junto aos ambientes naturais e a ocorrência de impactos antrópicos. Ainda, com relação a avaliação da qualidade da água, é abordado a importância e função de cada um dos parâmetros físicos e químicos analisados, tendo em vista a importância dos ecossistemas fluviais, sua qualidade e preservação. A presente revisão reúne, também, as principais informações a respeito dos macroinvertebrados aquáticos com base em estudos clássicos e atuais, objetivando abranger principalmente a utilização destes organismos como bioindicadores de qualidade ambiental e das águas continentais.

2.1 ECOSISTEMAS AQUÁTICOS LÓTICOS

Os ecossistemas aquáticos continentais são fundamentais na manutenção dos ciclos da água e da biodiversidade (fauna e flora), bem como essenciais para a sobrevivência do ser humano (TUNDISI, 2006). Tais ambientes podem ser divididos em dois grupos: ambientes aquáticos lóticos e ambientes aquáticos lênticos. Os ambientes aquáticos lóticos caracterizam-se pela presença de águas correntes, tais como as águas dos rios e riachos. Já os ambientes lênticos, possuem águas estagnadas, como as de lagos/lagoas naturais e artificiais, pântano, dentre outros (ANDRIOTTI, 2019).

Os ambientes lóticos diferem dos ambientes lênticos por conta de suas características físicas e estruturais, como a presença de um fluxo unidirecional de água no sentido jusante, a velocidade da correnteza, a sua profundidade, largura e volume de água. Ecossistemas lóticos são extremamente complexos e de grande importância ecológica uma vez que estes oferecem uma série de serviços para a humanidade, tais como o fornecimento de água para uso doméstico, industrial e agrícola, para geração de energia através das usinas, para o tratamento de resíduos, rotas de navegação e para atividades de lazer e conservação ambiental (ANDRIOTTI, 2019; LEMES, 2021).

Vale destacar que os ambientes aquáticos lóticos são fortemente influenciados pela presença de vegetação ripária (mata ciliar), a qual estabelecerá a disponibilidade de luz e matéria orgânica, sendo importantes na manutenção e regulação do ambiente aquático. A presença de vegetação ripária tem a função de evitar a entrada de sedimentos nos rios/riachos, restando resíduos e partículas, controlando a erosão das margens, evitando o assoreamento do leito, e participando da ciclagem de nutrientes (LEMES, 2021; CALLISTO et al., 2004).

2.2 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DE AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA

A presença em abundância e diversidade dos organismos aquáticos está fortemente relacionada à heterogeneidade do habitat (CONNOR; MCCOY, 1979). Assim, diversos fatores são fundamentais na manutenção da qualidade da água de um corpo hídrico, sendo eles parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos. Desse modo, diversos indicadores de qualidade de água são utilizados visando verificar alterações tanto de origem antrópicas como naturais, que possam vir a afetar a qualidade da água dos corpos hídricos (VON SPERLING, 2007).

2.2.1 Parâmetros físicos

2.2.1.1 Condutividade elétrica

A condutividade elétrica é um parâmetro importante em estudos de limnologia, sendo a capacidade de transmitir a corrente elétrica de acordo com a presença de substâncias que formam íons (LIBÂNIO, 2010). Assim, águas com maior concentração de íons terão maior condutividade, sendo o oposto em águas muito puras, variando de acordo com a temperatura e o pH (BUZELLI; CUNHA-SANTINO, 2013).

Esse parâmetro também é capaz de indicar modificações na composição da água, especialmente na sua concentração mineral, não fornecendo indicações das quantidades relativas dos vários componentes (CETESB, 2012; SOUZA et al., 2012). Conforme a Resolução CONAMA 357/2005, não há um valor específico para esse parâmetro, entretanto, segundo a CETESB, níveis acima de 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ tendem a indicar ambientes impactados, com possível presença de esgoto, além de indicar características corrosivas na água (BUZELLI; CUNHA-SANTINO, 2013).

2.2.1.2 Temperatura

A composição das espécies, necessitam de forma direta ou indireta do fator temperatura. Desse modo, os processos ecossistêmicos, tais como a absorção de nutrientes, a quebra de material vegetal e a produção biológica são afetados em decorrência de mudanças na temperatura (ALLAN & CASTILLO 2007; ESTEVES 1988). O aumento da temperatura da água provoca a aceleração das reações químicas, a redução da solubilidade dos gases, provocando um aumento na sensação de sabor e odor da mesma (RICHTER & NETTO, 1991).

Dentre fatores que influenciam na variação da temperatura, podemos citar a incidência solar, a qual muda conforme o clima e a latitude. Fatores relacionados a estação do ano, período do dia, taxa de fluxo e profundidade, também exercem influência na temperatura superficial da água. Alterações na temperatura da água acima do normal podem também estar ligadas a processos antropogênicos, provindos principalmente de origem industrial com a liberação de efluentes (CETESB, 2009; CETESB, 2012).

Processos metabólicos também são afetados com relação a mudança de temperatura, visto que são extremamente dependentes da mesma. Dessa forma, o aumento da temperatura faz com que as taxas metabólicas dos organismos aumentem, acarretando

um maior gasto energético e consumo de oxigênio por parte dos organismos (ESTEVES 1988; VON SPERLING, 2007).

2.2.1.3 Cor Aparente

A água em seu estado puro deve estar ausente de cor e assim, a presença de coloração na mesma indica a ocorrência de sólidos dissolvidos ou em suspensão, em sua maioria em estado coloidal orgânico e inorgânico (RICHTER & NETTO, 1991; CETESB, 2016; RICHTER, 2009).

A coloração das águas pode ocorrer devido à presença e decomposição de substâncias orgânicas, provindas da degradação de plantas e animais, denominadas de substâncias húmicas ou taninos, e através do metabolismo de microrganismos presentes no solo. Além disso, a presença de íons metálicos dissolvidos, plâncton, macrófitas e efluentes industriais podem acarretar coloração a mesma. Atividades antrópicas como a descarga de efluentes domésticos e industriais, a lixiviação dos solos urbanos e agrícolas, acarretam mudança de coloração da água (LIBÂNIO, 2010). Alguns compostos inorgânicos podem causar coloração a água, como os óxidos de ferro e manganês, abundantes em diversos tipos de solo (RICHTER & NETTO, 1991; LIBÂNIO, 2010; KOWATA et al., 2000; CETESB, 2016).

2.2.1.4 Turbidez

De acordo com Von Sperling (2005), a turbidez indica o grau de interferência da passagem da luz através da coluna d'água, conferindo a mesma uma aparência escura. A turbidez refere-se à concentração de partículas suspensas e coloides, como, por exemplo, fragmentos de argila, silte, microrganismos, matéria orgânica e inorgânica que desviam os feixes de luz ao longo da coluna d'água. Os efluentes provindos de atividades domésticas e industriais são comumente alteradores da turbidez das águas, bem como o processo de erosão dos solos, uma vez que em períodos excessivos de chuvas, as enxurradas trazem uma quantidade excessiva de materiais sólidos para junto do corpo hídrico (VON SPERLING, 2005; KOWATA et al., 2000).

Essa variável é usada tanto internacionalmente como nacionalmente na avaliação da qualidade da água, uma vez que a sua verificação se dá de forma simples e rápida, sendo economicamente viável por conta do baixo custo de seu equipamento (LIBÂNIO, 2010). Com relação aos organismos aquáticos, os sedimentos responsáveis por causar a turbidez,

atuam de forma a impedir a penetração da luz solar dificultando assim o processo de fotossíntese (VON SPERLING, 2005; USEPA, 2017).

No Brasil essa variável apresenta níveis mais elevados em ambientes com solos erodíveis, tendo em vista a maior concentração de partículas de argila, silte, areia, fragmentos de rochas e de óxidos metálicos. A maioria dos rios brasileiros apresentam coloração turva devido às suas características geológicas junto a bacia de drenagem, dos índices pluviométricos e muitas vezes de práticas agrícolas inadequadas. Em águas superficiais, a turbidez está, geralmente, na faixa de 3 a 500 uT, sendo inferior a 1,0 uT em águas subterrâneas. Já em lagos com a velocidade de escoamento menor, a turbidez tende a ser mais baixa, estando geralmente a níveis inferiores a 10 uT (LIBÂNIO, 2010).

2.2.1.5 Sólidos Sedimentáveis

Os sólidos sedimentáveis correspondem aos sólidos em suspensão na água, que decantam em determinadas condições, em decorrência da ação da gravidade. Portanto, somente os sólidos em suspensão de maiores sedimentações, os quais possuem um peso maior que o da água, decantarão. O teste de sólidos sedimentáveis é realizado por um período de aproximadamente uma hora para cada amostra, que deverá ser de um litro, mantida em repouso em um cone Imhoff (BEZERRA et al., 2015; VANZELA, 2004).

2.2.1.6 Resíduo Total

Os resíduos totais ou sólidos totais, constituem-se em partículas as quais não podem ser retidas no processo de filtração, permanecendo assim após a secagem total da amostra. A presença de elementos sólidos da água é uma condição relacionada aos parâmetros físicos que, em alguns casos, também podem estar associados às características químicas e biológicas (LIRA, 2014).

Os sólidos totais presentes na água podem estar distribuídos de duas formas: em suspensão (sedimentáveis e não sedimentáveis) ou dissolvidos (voláteis e fixos). Os sólidos em suspensão caracterizam-se por se constituírem de partículas passíveis de retenção através de processos de filtração, enquanto os sólidos dissolvidos apresentam partículas que permanecem em solução mesmo após o processo de filtração devido a seu diâmetro inferior a 10^{-3} μm (BRASIL, 2006; LIRA, 2014).

A presença de sólidos na água pode ocorrer de forma natural, através de processos erosivos, da presença de organismos e detritos orgânicos. Também existe a possibilidade da inserção de sólidos através de processos antrópicos, como a deposição de lixo e o

lançamento de esgotos e outros resíduos, os quais podem provocar sabor e odor nas águas (LIRA, 2014).

A presença de sólidos totais em excesso na água pode afetar negativamente as comunidades aquáticas, uma vez que alteram as condições de luminosidade, interferindo assim no metabolismo dos organismos e na realização da fotossíntese. Além disso, a sedimentação pode interferir no leito dos rios que servem como substrato para o habitat de diversos organismos. A deposição de resíduos sólidos nos leitos dos corpos hídricos pode contribuir para o processo de assoreamento, gerando problemas para a navegação e contribuindo para a incidência de enchentes por conta da diminuição da calha do rio (BUZELLI; CUNHA-SANTINO, 2013; PIVELI & KATO, 2005).

2.2.2 Parâmetros químicos

2.2.2.1 Potencial Hidrogeniônico (pH)

O Potencial Hidrogeniônico (pH) tem como objetivo medir o grau de acidez ou alcalinidade da água. Desse modo, são determinados alguns valores: o valor 7 indica um nível de pH neutro, enquanto níveis acima de 7 (até 14) referem-se ao aumento do grau de alcalinidade da água, e valores abaixo de 7 (até 0) indicam o grau de acidez da mesma (CETESB, 2022).

Alterações dos valores do pH das águas naturais se dá devido à presença de sólidos e gases dissolvidos na água, oriundos principalmente da dissolução das rochas, dos processos de fotossíntese dos seres vivos, da oxidação de matéria orgânica natural (folhas, restos de animais e vegetais) bem como da absorção de gases da atmosfera (TREVISAN, 2011).

O pH é uma variável que afeta diretamente várias espécies aquáticas devido a seus efeitos sobre a fisiologia dos organismos. Conforme estabelecido na Resolução CONAMA nº 357, para a proteção da vida aquática os valores do pH devem estar entre 6 e 9 (CETESB, 2012; CETESB, 2016). Quaisquer alterações nestes valores podem contribuir para aumentar o efeito de substâncias químicas tóxicas, como metais pesados, prejudiciais à vida aquática e a qualidade dos recursos hídricos (CETESB, 2016).

A acidificação das águas superficiais vem sendo uma das principais fontes de impacto aos ecossistemas aquáticos. As consequências provindas da acidificação por fatores antropogênicos são mais estudadas frente às consequências da acidificação natural (PETRIN et al., 2007). Conforme Petrin et al. (2007) diversidade e composição de organismos aquáticos não são alteradas em corpos d'água com acidez natural. Entretanto,

diversos autores defendem a ideia de que organismos mais tolerantes, como os macroinvertebrados aquáticos, possuem um grau de tolerância mais elevado, conseguindo suportar níveis mais baixos de pH, por meio de adaptações.

2.2.2.2 Oxigênio Dissolvido (OD)

A determinação do teor de oxigênio dissolvido (OD) é um dos parâmetros mais importantes no que se refere ao controle da qualidade hídrica (RICHTER & NETTO, 1991). É um elemento fundamental para a preservação e manutenção da vida aquática, tendo em vista que vários organismos (aeróbios) necessitam de oxigênio para respirar (VON SPERLING, 2007). A quantidade de oxigênio dissolvido se dá através do grau de aeração da água, onde concentrações maiores de oxigênio indicam uma melhor condição da qualidade da água (FIORUCCI & FILHO, 2005).

As principais fontes de produção de OD na água provém da atmosfera e do processo de fotossíntese realizado principalmente por algas (ESTEVES, 2011; CETESB, 2016). Fatores físicos como a velocidade das águas, também influenciam nas concentrações de oxigênio dissolvido. Dessa forma, águas com correnteza apresentam maior quantidade de OD, o que acarreta na presença de indivíduos mais sensíveis, que em sua maioria respiram através de brânquias (EGLER, 2002; CETESB, 2016).

Por outro lado, a oxidação da matéria orgânica em decorrência da presença de microrganismos na água, faz com que estes se alimentem de poluentes e assim, acabem consumindo boa parte do oxigênio. As perdas para a atmosfera, a respiração de organismos aquáticos e os processos de oxidação de íons metálicos, também contribuem para a redução das concentrações de OD na água (ESTEVES, 2011).

Conforme indica a Resolução CONAMA nº 357, os níveis mínimos de oxigênio dissolvido (OD) tendo em vista a preservação da vida aquática, deve ser de pelo menos 5,0 mg/L, valor este que podem variar de acordo com o grau de tolerância/exigência de cada espécie (LIBÂNIO, 2010; LIRA, 2014).

2.2.2.3 Nitrato

O nitrato é um dos íons mais presentes em águas naturais, ocorrendo geralmente em baixos teores em águas superficiais, podendo atingir altas concentrações em águas profundas. Correspondem às formas mais oxidadas de nitrogênio e de produtos provindos da decomposição de matéria orgânica, bem como da ação de bactérias fixadoras de nitrogênio (ALABURDA; NISHIHARA, 1998). Conforme em estudo realizado por

Oliveira (1985), o aumento de nitratos na água está ligado ao período de cultivo agrícola (fertilizantes) em seu entorno. A presença desse nutriente em excesso contribui para a eutrofização dos ambientes aquáticos, reduzindo os níveis de oxigênio dissolvido.

2.3 PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO RÁPIDA (PAR)

Os Protocolos de Avaliação Rápida de Rios (PARs) são instrumentos metodológicos utilizados para caracterização visual das condições ambientais de determinada região hídrica de forma qualitativa e semiquantitativa, com base em um conjunto de variáveis ligadas aos principais componentes físicos, responsáveis por condicionar e controlar diversos processos e funções ecológicas junto aos ecossistemas fluviais (CALLISTO et al., 2002; RODRIGUES; CASTRO, 2008). Dessa forma, é possível avaliar os níveis de impactos antrópicos em diferentes trechos de bacias hidrográficas, tornando-se uma importante ferramenta em trabalhos de monitoramento ambiental (CALLISTO et al., 2002).

O uso dessa ferramenta como parte complementar de análises da qualidade hídrica (como análises físico-químicas, análises de índices biológicos, dentre outros), permite avaliar a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas aquáticos, resultando na obtenção de informações capazes de auxiliar no planejamento de ações visando a conservação e o manejo destes ecossistemas (CALLISTO et al., 2001; RODRIGUES; CASTRO, 2008; GUIMARÃES et al., 2012). Neste contexto, a utilização destes protocolos aliados aos resultados dos métodos tradicionais de verificação da qualidade da água, dão à avaliação um caráter holístico quanto às condições ambientais de determinada área (RODRIGUES; CASTRO, 2008).

A aplicação do PAR, possibilita identificar diversos parâmetros os quais influenciam na qualidade dos ecossistemas fluviais como um todo, tendo em vista as atividades antrópicas e as alterações causadas pela mesma, tornando-se assim um importante instrumento junto aos programas de avaliação e monitoramento ambiental (CALLISTO et al., 2002). Essa metodologia busca aferir uma série de atributos físicos, pontuando-os, a fim de medir o nível de perturbação do curso d'água, baseado na verificação visual ou em uma quantidade mínima de medidas (RADTKE, 2015). Portanto, através da sua implementação, é possível verificar o grau de estresse de determinado habitat a partir de observações, podendo-se identificar ambientes pouco alterados ou até os muito degradados (GUIMARÃES et al., 2012).

Em alguns casos, tais protocolos necessitam ser adaptados de acordo com a região de interesse, tendo em vista que o ecossistema fluvial a ser estudado pode apresentar variações com relação aos parâmetros e as categorias adotadas (BIZZO et al., 2014). Conforme Barbour et al. (1999), os PARs são procedimentos que necessitam de baixo custo para sua implementação, sendo cientificamente válidos e eficazes quanto a geração de resultados rápidos para decisões de gestão e manejo. Geralmente, possuem uma linguagem de fácil entendimento, o que possibilita a compreensão por parte do público leigo.

No Brasil, o monitoramento ambiental está baseado principalmente na análise da água, sendo poucos os estudos desenvolvidos que utilizam protocolos de avaliação visual. Sua maior utilização está ligada ao meio acadêmico, na elaboração de pesquisas nos diversos níveis de educação superior (BIZZO et al., 2014). A seguir são citados alguns autores que utilizaram tal metodologia em seus trabalhos como instrumentos de avaliação visual da estrutura física e do funcionamento dos ecossistemas aquáticos, como: Callisto et al. (2002), Barbour; Stribling (1991), Rodrigues & Castro (2008), Pimenta et al. (2009), Ferreira Júnior (2012), Krupek (2010), Guimarães et al. (2012), Minatti-Ferreira; Beaumord (2006), entre outros.

2.4 MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA

Atualmente, diversas metodologias são utilizadas com o objetivo de avaliar a qualidade hídrica e ambiental dos ecossistemas aquáticos. O monitoramento através de parâmetros físico-químicos (pH, oxigênio dissolvido, temperatura, condutividade elétrica, dentre outros) e o monitoramento de índices biológicos com organismos considerados bioindicadores de qualidade ambiental (macroinvertebrados, peixes, algas, entre outros) são frequentemente utilizados na avaliação da qualidade ambiental de um ecossistema. O objetivo da aplicação dos métodos biológicos é verificar a presença de poluentes sobre determinados organismos, avaliando a estrutura e composição destes, bem como seu grau de tolerância quanto à poluição de determinado corpo hídrico. Já através de meios abióticos, busca-se examinar a qualidade da água com relação às variáveis físicas e químicas, resultando na obtenção de valores que irão indicar o grau de conservação ambiental ou degradação de determinada região (GONÇALVEZ, 2007).

O uso de organismos bioindicadores vem sendo frequentemente utilizado na avaliação de impactos ambientais decorrentes da má administração do meio ambiente, tendo em vista que plantas, animais e microrganismos respondem de formas diferentes

quanto as modificações na paisagem de um ecossistema, sendo capazes de nos dar informações quanto a presença de poluentes em determinado ambiente (SOUZA, 2001). Sua aplicação pode envolver diversas abordagens, sejam elas através do uso de índices ecológicos, bióticos, modelos de predição de impactos, protocolos de avaliação rápida ou pela categorização de grupos de alimentação funcional de macroinvertebrados (MERRITT & CUMMINS, 1996; CUMMINS et al., 2005).

Segundo Buss et al. (2003), o biomonitoramento pode ser definido como o uso sistemático das respostas de organismos vivos, a fim de avaliar as mudanças na estrutura de um ambiente, geralmente causadas por ações antropogênicas. A escolha de bioindicadores se dá com base na sua sensibilidade e tolerância a respostas negativas no ambiente, uma vez que estes são bastante influenciados pelas variáveis ambientais em diferentes escalas. Portanto, os grupos de organismos considerados extremamente exigentes a qualidade ambiental e a água limpa, bem como os organismos considerados tolerantes a habitats alterados/poluídos, fazem com que estes indivíduos sejam bons indicadores de qualidade ambiental (BUSS et al., 2003), sendo possível diagnosticar as condições limnológicas de uma determinada região através da sua biodiversidade (JUNQUEIRA, 2000).

A avaliação da qualidade biológica da água começou a ser explorada em virtude das observações com relação aos métodos tradicionais (físico-químicos), pois estes demonstravam-se ser insuficientes a fim de descrever integralmente o nível de qualidade dos corpos hídricos (BAPTISTA, 2008). Desse modo, a aplicação dos métodos biológicos de monitoramento da qualidade da água apresenta diversas vantagens em relação aos métodos convencionais (físicos e químicos), sendo a rapidez e eficácia na obtenção dos resultados, o baixo custo, a avaliação da qualidade da água *in situ*, a grande sensibilidade dos organismos em relação a estresses, e a avaliação da função de um ecossistema e monitoramento ambiental em grande escala (QUEIROZ et al., 2000).

Conforme destaca Rinaldi (2007), os métodos biológicos de análise da qualidade da água têm vantagens com relação aos métodos tradicionais, uma vez que estes apresentam dados temporais e não apenas do momento exato de coleta, como uma fotografia do ambiente. Dessa forma, através dos métodos biológicos de monitoramento é possível verificar de forma espacial e temporal os efeitos dos poluentes e assim definir a qualidade ambiental de um ecossistema (GOULART; CALLISTO, 2003).

Tais informações visam obter dados qualitativos e quantitativos, envolvendo parâmetros físicos, químicos, biológicos e ecológicos para posterior análise de dados e aplicação de medidas consideradas pertinentes. Assim, é possível analisar por conta da existência de séries históricas de dados a evolução temporal da qualidade ambiental de determinada região, sendo possível definir prioridades de ações visando o controle, a fiscalização e recuperação de determinada área visando a qualidade ambiental (BISCALQUINI, 2018).

Vale destacar que a qualidade da água não deve ser monitorada apenas com o foco no uso para o abastecimento público, mas também objetivando a preservação da biodiversidade dos ecossistemas aquáticos, dentre outros usos. Neste contexto, a qualidade da água não deve se referir apenas a seu estado de pureza, devendo-se levar em consideração aspectos químicos, físicos e biológicos deste recurso, uma vez que são várias as formas de uso da água junto às bacias hidrográficas, podendo gerar grandes variações nestas características ao longo de seu leito. Uma vez que esses parâmetros são avaliados em conjunto, é possível verificar com maior precisão os níveis de poluição de determinado curso d'água, definindo mais precisamente seu enquadramento dentro das classes atribuídas em legislação (ANA, 2018; BISCALQUINI, 2018).

O monitoramento da qualidade dos recursos hídricos é de atribuição dos órgãos públicos, responsáveis pela proteção e pela aplicação de medidas de melhoria da qualidade ambiental, conforme definido em legislação através da Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA). Existe também a possibilidade de delegar a outros órgãos de fiscalização o monitoramento ambiental dos recursos hídricos, mostrando ser uma alternativa eficaz, a qual contribui para a tomada de decisão pelos órgãos competentes, auxiliando na preservação e recuperação dos ecossistemas fluviais (BISCALQUINI, 2018).

Nesse contexto, o uso de métodos biológicos de monitoramento, surgem como uma forma efetiva de análise, que somada aos métodos abióticos, fornecem dados relevantes para a tomada de decisões e aplicação de estratégias de gestão (TELES et al. 2013). Segundo Klumpp et al. (2001) a aplicação de organismos bioindicadores não pretende e não elimina a necessidade do uso de parâmetros físico-químicos, mas fornece informações complementares quanto aos efeitos aos seres vivos de determinado ambiente. Portanto, o monitoramento ambiental se torna uma poderosa ferramenta, capaz de avaliar a oferta e qualidade hídrica, sendo a base para decisões quanto ao aproveitamento múltiplo e

integrado da água, bem como da mitigação de impactos ao meio ambiente (COIMBRA, 1991).

2.5 ASPECTOS GERAIS DOS MACROINVERTEBRADOS

Os macroinvertebrados bentônicos compreendem um grupo de organismos invertebrados, que podem ser encontrados em todo tipo de habitat aquático de água doce e salgada, ocupando o fundo dos substratos por, pelo menos, uma parte de seu ciclo de vida (ROSENBERG & RESH, 1993). A distribuição e diversidade da comunidade de macroinvertebrados bentônicos é influenciada por diversos fatores ambientais (CHAGAS et al., 2017). Dentre esses fatores podemos citar o tipo de substrato, a morfologia do ecossistema, a quantidade e o tipo de detritos orgânicos, a presença de vegetação aquática, a presença e extensão de mata ciliar, além das modificações nas concentrações de nutrientes e mudanças na produtividade primária (GOULART; CALLISTO, 2003).

A disponibilidade de recursos do habitat, os fatores físicos e químicos da água (profundidade, temperatura, oxigênio dissolvido), tipo de sedimento (tamanho das partículas, distúrbios), morfologia das margens, tipo de vegetação e a competição entre espécies exercem grande influência na presença destes indivíduos em um ecossistema (QUEIROZ et al., 2000; BARBOLA et al., 2011).

Em geral, os macroinvertebrados bentônicos vivem enterrados no substrato, sobre sedimentos orgânicos ou escondidos atrás de rochas. Geralmente são organismos de pouca mobilidade ou sésseis, alimentam-se de matéria orgânica produzida na coluna d'água ou da vegetação presente na margem dos rios (vegetação marginal) que cai sobre as águas (CALLISTO et al., 2004). São facilmente visualizados a olho nu, possuindo um tamanho corporal relativamente pequeno, medindo de 2 a 5 mm, podendo ser capturados por uma malha de 200 a 500 μm (MUGNAI et al. 2010). São compostos principalmente por anelídeos, moluscos, crustáceos e insetos (CHAGAS et al., 2017).

Constituem-se importantes fontes de alimento para outros organismos como peixes, anfíbios e insetos. Possuem papel importante na fragmentação e decomposição da matéria orgânica, bem como do fluxo de energia e da ciclagem de nutrientes, tornando possível o transporte de matéria orgânica pelos cursos d'água de rios e lagos. (BARROS et al., 2016). Dessa forma, os impactos ambientais sobre a comunidade de macroinvertebrados, além de

afetar a diversidade biológica e a abundância desses organismos, afetarão também a cadeia alimentar e os recursos aquáticos como um todo.

Os macroinvertebrados bentônicos diferem entre si em relação à poluição orgânica, podendo ser classificados em três grupos com base no seu nível de tolerância e sensibilidade quanto a modificações no ambiente, sendo organismos sensíveis ou intolerantes, organismos tolerantes ou organismos resistentes (CALLISTO et al., 2001).

Os organismos classificados como sensíveis ou intolerantes, são organismos adaptados a viver em águas limpas e necessitam de altas taxas de oxigênio dissolvido (OD) na água, contendo representantes das ordens Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera,. O segundo grupo, formado por organismos tolerantes, são considerados organismos predadores, os quais necessitam de uma menor concentração de OD, pois uma fração deste grupo utiliza o oxigênio atmosférico, abrangendo principalmente os representantes das ordens Heteroptera, Odonata e Coleoptera. Por fim, o terceiro grupo formado por organismos resistentes, encontrados em diversos tipos de corpos d'água, os quais são extremamente tolerantes a falta de oxigênio na água e a níveis mais elevados de poluição, como os Chironomidae, Diptera, Hirudínea e Oligochaeta. (GOULART & CALLISTO, 2003; MORETTI & MORENO, 2006).

A partir dessa classificação, espera-se que a distribuição espacial destes organismos nos trechos amostrados, seja diferenciada, uma vez que organismos mais sensíveis/tolerantes são encontrados em ambientes mais preservados, com alta diversidade de habitats e microhabitats, como em nascentes. Já organismos considerados tolerantes, são mais propensos a locais com alguma modificação no ambiente, sendo mais propensos em regiões médias. Organismos do terceiro grupo, considerados resistentes, tendem a ser encontrados em regiões baixas, onde há um acúmulo maior de sedimentos provindos de alterações sofridas ao longo de toda bacia de contribuição. Organismos deste grupo caracterizam-se por serem detritívoros, se alimentando de matéria orgânica presente nos sedimentos (GOULART & CALLISTO, 2003).

Ainda em termos de classificação, os macroinvertebrados bentônicos podem distinguir-se entre si com relação a sua estrutura organizacional de acordo com os mecanismos morfológicos e comportamentais para a obtenção de alimento (WETZEL, 2001). A divisão dos grupos funcionais alimentares criada por Merrit e Cummis (1996), é frequentemente utilizada em estudos que envolvem os invertebrados aquáticos, definindo

os organismos bentônicos em: fragmentador, filtrador, coletor, raspador e predador (BISCALQUINI, 2018; HENTGES, 2019).

Organismos fragmentadores caracterizam-se por se alimentarem de matéria orgânica, geralmente maiores do que 1 mm, como folhas, gravetos, galhos e outras partes de plantas (herbívoros ou detritívoros). Já os organismos raspadores possuem seu aparato bucal adaptado para raspar e mastigar perifíton presente em pedras, troncos, folhas, entre outros locais. Os organismos coletores e filtradores alimentam-se de matéria orgânica particulada fina, geralmente menor que 1 mm (BISCALQUINI, 2018; CALLISTO & ESTEVES, 1998). A diferença entre esses dois grupos é apenas em relação ao local onde ocorre a obtenção do alimento, pois enquanto os coletores buscam o alimento depositado em sedimentos, os filtradores procuram junto a suspensão da coluna d'água (SILVEIRA, 2004). Por fim, os organismos classificados como predadores, alimentam-se de outros animais invertebrados aquáticos ou de pequenos vertebrados tais como peixes e anfíbios. No entanto, existem muitos outros organismos com hábitos generalistas os quais se adaptam à disponibilidade de recursos disponíveis no habitat em que se encontram (MERRIT; CUMMINS, 1996).

Outra classificação adotada aos invertebrados bentônicos é com relação ao tamanho dos organismos, o qual é determinado como auxílio de peneiras de diferentes tamanhos de malha. Conforme Esteves (1998), os bentos podem ser classificados da seguinte forma: Microbentos, constituídos por pequenos organismos; Mesobentos ou Meiobentos, organismos capazes de serem capturados em malhas de 0,3-0,8mm de abertura, e por fim os Macrobentos, capazes de serem retidos em uma malha superior a 1mm, sendo assim visíveis a olho nu.

2.5.1 Macroinvertebrados aquáticos como bioindicadores

Mudanças em relação a estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos em escalas espaciais e temporais, são utilizadas a fim de determinar a qualidade ambiental de um ecossistema, visto que estes são formados por populações de habitat e hábitos alimentares variados. Assim, os macroinvertebrados são frequentemente utilizados como bioindicadores de qualidade ambiental, visto que estes organismos são extremamente sensíveis a diferentes concentrações de poluentes. O uso desses organismos possibilita não só detectar, analisar e avaliar os impactos presentes em ecossistemas aquáticos, mas também as mudanças em determinado habitat. O fato de serem ubíquos, responderem a

perturbações em todos os ambientes aquáticos e em todos os períodos, fazem com que estes organismos sejam amplamente utilizados como bioindicadores (GOULART & CALLISTO, 2003; BUSS et al., 2003; COSTA, 2013).

Além disso, o uso de macroinvertebrados aquáticos como indicadores de qualidade ambiental, requer um custo relativamente baixo para sua aplicação. Seu ciclo de vida longo, possibilita a somatória temporal dos efeitos antrópicos sobre a comunidade de macroinvertebrados, bem como o uso em manipulações experimentais, resultando em previsões mais precisas (CHAGAS et al., 2017; MEDEIROS, 2016). A pouca mobilidade e o tamanho corporal relativamente pequeno, fazem com que estes organismos sejam facilmente amostrados, de fácil identificação até o nível de família e de grande diversidade taxonômica (CHAGAS et al., 2017; ROSENBERG & RESH, 1993). Dessa forma, podemos relacionar a diversidade e abundância desses organismos através do nível de saúde de um ecossistema, visto que estes organismos respondem diretamente a mudanças físicas no ambiente bem como aos níveis de poluição presente em determinado ecossistema, podendo estes auxiliarem na detecção e na prevenção de impactos ambientais (CHAGAS et al., 2017; MOURA E SILVA et al., 2016).

2.6 LEGISLAÇÃO AMBIENTAL COM RELAÇÃO A QUALIDADE DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS

Ações de monitoramento visando verificar a qualidade da água são instrumentos fundamentais para a manutenção e melhoria da qualidade das águas e conseqüentemente da biota que faz o uso deste recurso. Para que se tome ações que visem a preservação destes ambientes, é necessário entender quais são os contaminantes e como estes afetam o meio ambiente.

Frente a manutenção e preservação dos ambientes aquáticos e de seus elementos, a Resolução CONAMA nº 357/2005, trata sobre a “classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento [...]” (BRASIL, 2005). Quando é definido o enquadramento de um corpo hídrico, tem-se não apenas uma ferramenta de planejamento, visto que não se baseia apenas na classificação do estado atual de qualidade em um corpo d’água específico, mas determina uma meta de qualidade a ser mantida ou alcançada, objetivando atender as necessidades de acordo com os usos pretendidos. Na tabela a seguir são descritos os valores norteados para águas superficiais de Classe II, nos quais estão enquadrados as sub-bacias estudadas.

Tabela 1. Valores norteadores para águas superficiais de Classe II com base na Resolução CONAMA nº 357/2005.

Parâmetros	CONAMA nº 357/2005
Oxigênio Dissolvido (OD)	> 5,0 mg L-1
pH	6,0 a 9,0
Condutividade Elétrica (CE)	-
Cor	-
Turbidez (TURB)	< 100 NTU
Nitrato (NIT)	10 (mg/L N)
Resíduo Total (RT)	500 mg/l
Sólidos Sedimentáveis (SS)	-
Temperatura (TEMP)	0° a 30° C

Fonte: elaborado pelo autor com base na respectiva resolução, 2023

3. RESULTADOS

Os resultados deste estudo são apresentados sob a forma de artigo científico. O artigo é apresentado na seção 3, intitulado: “Avaliação ambiental e da qualidade da água superficial em sub-bacias hidrográficas do médio rio Uruguai, sul do Brasil”. Este artigo será submetido para a Revista Brasileira de Meio Ambiente e já está organizado conforme as normas para publicação.

Avaliação ambiental e da qualidade da água superficial em sub-bacias hidrográficas do médio rio Uruguai, sul do Brasil

RESUMO

Objetivou-se com o presente trabalho avaliar a qualidade da água e do ambiente nos principais riachos das sub-bacias hidrográficas dos rios Piratinim e Comandaí, na região Noroeste do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil. As avaliações foram realizadas em 36 pontos amostrais, distribuídos em trechos de nascente, intermediário e foz de doze riachos localizados nas regiões alta, média e baixa das duas sub-bacias. Os resultados obtidos com relação aos parâmetros físico-químicos da qualidade da água, encontram-se em sua maioria, dentro dos valores máximos permitidos pelo CONAMA. De acordo com os índices BMWP (Biological Monitoring Working Party) foi verificado que a água dos riachos da região classifica-se como de qualidade “boa” e “aceitável”, de maneira geral foi evidenciada uma melhor qualidade de água na sub-bacia do Piratinim com relação ao Comandaí. Na análise das características ambientais, considerando aspectos ecológicos e de habitat através da aplicação de um PAR (Protocolo de Avaliação Rápida), foram detectados apenas dois trechos com qualidade de “impactado” e “alterado”, nas sub-bacias dos rios Piratinim e Comandaí, respectivamente. As análises bifatoriais dos dados bióticos e abióticos demonstraram que embora não se tenha diferenças estatísticas significativas, existe uma tendência de valores piores do BMWP e PAR na sub-bacia do Comandaí, uma vez que muitos pontos ficaram próximo da condição de ambiente alterado, em especial nos trechos de nascente, sendo estas áreas de atenção especial para aplicação de medidas de recuperação ambiental.

Palavras-Chaves: Monitoramento ambiental, Cursos d’Água, Ecossistemas lóticos.

Environmental and surface water quality assessment in two sub-basins of the middle river Uruguay, southern Brazil

ABSTRACT

The goal of this work was to evaluate the quality of water and the environment in the main streams of the sub-basins of the Piratinim and Comandaí rivers, in the Northwest region of the State of Rio Grande do Sul, Brazil. The evaluations were carried out in 36 sampling points, distributed in stretches of the source, intermediate and mouth of twelve streams located in the high, medium and low regions of the two sub-basins. The results obtained in relation to the physical-chemical parameters of water quality are mostly within the maximum values allowed by CONAMA. According to the BMWP (Biological Monitoring Working Party) indices, it was verified that the water from the streams in the region is classified as of “good” and “acceptable” quality, in general, a better water quality was evidenced in the sub-basin of the Piratinim in relation to Comandaí. In the analysis of the environmental characteristics, considering ecological and habitat aspects through the application of a PAR (Rapid Assessment Protocol), only two sections with “impacted” and “altered” quality were detected, in the sub-basins of the Piratinim and Comandaí rivers, respectively. The bifactorial analyzes of the biotic and abiotic data showed that, although there are no statistically significant differences, there is a tendency towards worse BMWP and PAR values in the Comandaí sub-basin, since many points were close to the altered environment condition, in particular in the spring stretches, these being areas of special attention for the application of environmental recovery measures.

Keywords: Environmental monitoring, Biodiversity, Surface waters.

1. Introdução

A qualidade da água é uma questão de grande relevância para toda a sociedade, visto ser um elemento fundamental para a manutenção da vida (Guimarães et al., 2017). Os impactos causados pelas atividades antrópicas geram sérios danos ambientais, onde os ecossistemas das águas continentais encontram-se entre os mais afetados (Biasi et al., 2010; Callisto et al., 2001; Queiroz et al., 2008). A expansão dos centros urbanos e o uso intensivo das áreas rurais, principalmente para a produção agrícola, contribui de forma negativa para a degradação destes ecossistemas (Moreno e Callisto, 2006; Queiroz et al., 2008). Estas ações acarretam na perda da qualidade hídrica e ambiental, resultando, conseqüentemente, na redução da composição e alteração na estrutura das comunidades aquáticas, levando a perda da integridade biológica dos ambientes naturais (Goulart e Callisto, 2003; Gonçalves, 2004; Biasi et al., 2010).

Em consequência da atual expansão do uso da terra e da água, pesquisadores em todo o mundo têm aplicado diversas metodologias para avaliar o impacto antropogênico na qualidade da água superficial em bacias hidrográficas (Menezes et al., 2010; Fao Iwmi, 2018; Moraes e Jordão, 2022). Dentre alguns dos indicadores frequentemente utilizados em análises de monitoramento ambiental e da qualidade das águas, estão: os parâmetros físico-químicos, os índices biológicos e o PAR (Protocolo de Avaliação Rápida).

Os parâmetros físico-químicos auxiliam na avaliação e no monitoramento dos corpos d'água, detectando os efeitos das atividades antrópicas na água, sendo, portanto, uma importante ferramenta para a gestão dos recursos hídricos, possibilitando a caracterização e a análise de tendências em bacias hidrográficas (Vargas et al., 2019). As características físicas correspondem à presença de sólidos, enquanto as características químicas referem-se às substâncias dissolvidas na água (Neves et al., 2015). Em termos de legislação, a Resolução CONAMA nº 375/2005, determina os parâmetros físico-químicos como o principal instrumento de avaliação da qualidade das águas no Brasil, apresentando os Valores Máximos Permitidos (VMP) para cada parâmetro com relação a qualidade das águas superficiais.

Índices biológicos são, também, frequentemente utilizados como uma forma de verificar a qualidade das águas superficiais (Silva, 2016). Atualmente, um dos índices mais empregados na América do Sul é o Biological Monitoring Working Party Score System (BMWP Score System), proposto por Armitage et al. (1983). No cálculo do BMWP, considera-se a presença das famílias de macroinvertebrados aquáticos, sendo atribuído para cada uma das famílias identificadas, um valor de 1 a 10 de acordo com o nível de tolerância pré-definida pelo índice em uma escala crescente de sensibilidade à poluição. O resultado obtido indicará o índice da qualidade da água, que vai de “ótima” a “muito crítica”.

Junto às avaliações da qualidade das águas, a inspeção do entorno dos corpos d'água é fundamental no que tange verificar a presença de fontes de impactos. Os Protocolos de Avaliação Rápida – PAR, vêm sendo utilizados visando avaliar a diversidade de habitats por meio da inspeção visual das características ecológicas e de habitat desses ambientes. Essa metodologia foi proposta inicialmente por Hannaford et al. (1997), sendo utilizada atualmente como base principal para trabalhos envolvendo a verificação da qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos. O PAR caracteriza-se por ser uma espécie de checklist, constituído por parâmetros e categorias que serão avaliadas junto às regiões de interesse. Cada categoria apresenta determinada pontuação conforme o estado de degradação de cada parâmetro avaliado. O resultado do protocolo, que será o somatório de cada parâmetro, indica o grau de conservação dos locais, podendo ser classificados como ambientes “impactados”, “alterados” ou “naturais” (Callisto et al., 2002).

As comunidades de macroinvertebrados bentônicos constituem um importante grupo de organismos encontrados em sedimentos de fundo, abaixo da coluna d'água, sendo componentes-chave em qualquer ecossistema aquático (Hentges et al., 2021). Estes organismos são constantemente utilizados em estudos de biomonitoramento (Bonada et al., 2006; Silveira e Queiroz, 2006; Hering et al., 2004) uma vez que estes são capazes de nos revelar os níveis de integridade ambiental de uma região visto que alguns grupos são extremamente sensíveis a mudanças físicas, bem como a exposição de diferentes tipos de concentrações de poluentes no ambiente, enquanto outros táxons apresentam maior tolerância à contaminação (Buss et al., 2003; Goulart e Callisto, 2003; Gonçalves e Aranha, 2004). Dessa forma, a predominância de determinados táxons, é capaz de nos revelar as condições ambientais e da qualidade da água, possibilitando estimar os efeitos da poluição sobre o curso d'água de maneira integral (Guimarães et al., 2017). Neste contexto, visando manter a qualidade dos ambientes aquáticos

e sua biodiversidade, torna-se necessária a aplicação de indicadores ambientais, considerando que a riqueza, abundância e composição das comunidades aquáticas estão fortemente relacionadas à integridade ecológica (Strieder et al., 2006).

O presente estudo foi desenvolvido nos principais riachos das sub-bacias dos rios Piratinim e Comandaí, dois importantes afluentes do médio rio Uruguai, no sul do Brasil. Os riachos destas duas sub-bacias são de extrema importância para a região, uma vez que são fontes de água utilizada para consumo humano, dessedentação animal e destinada às atividades da agricultura. Neste contexto, o artigo tem como objetivo apresentar os resultados da avaliação da qualidade das águas superficiais e do ambiente realizadas em doze microbacias da região Noroeste do Estado do Rio Grande do Sul, comparando diferentes metodologias aplicadas e tentando correlacioná-las.

2. Material e Métodos

2.1 Área de Estudo

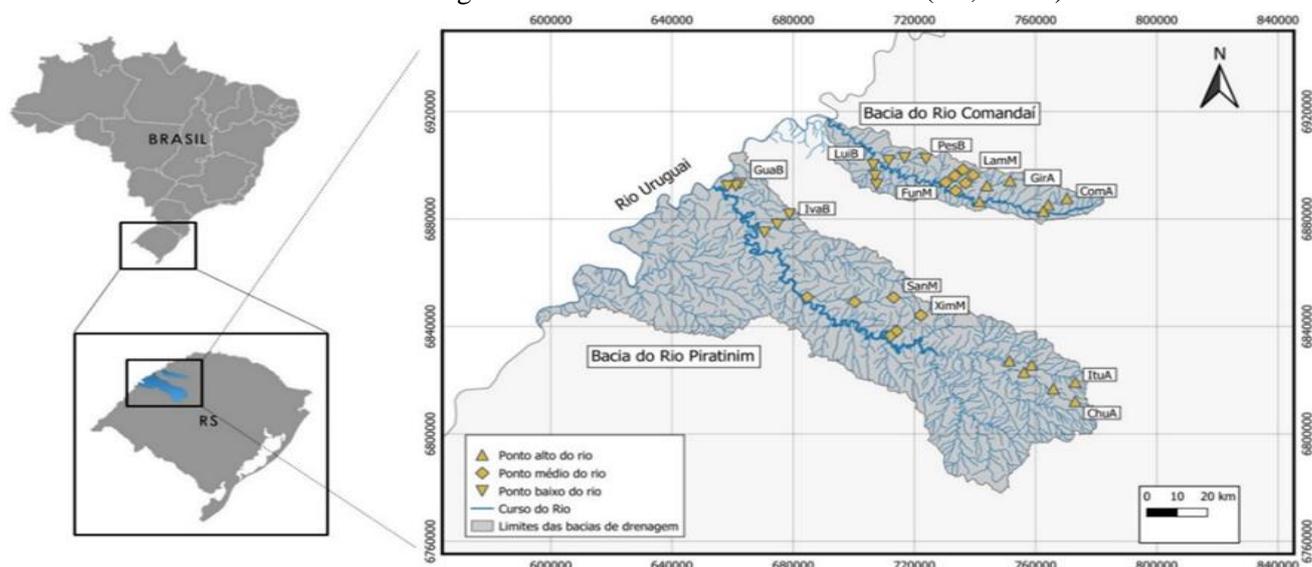
O presente trabalho foi realizado nos principais riachos das sub-bacias hidrográficas dos rios Piratinim ($28^{\circ}00'$ a $29^{\circ}05'$; $54^{\circ}05'$ a $56^{\circ}00'$), e Comandaí ($27^{\circ}07'$ a $28^{\circ}13'$; $53^{\circ}24'$ a $55^{\circ}20'$), afluentes do médio rio Uruguai, localizados na região Noroeste do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil (Tabela 1).

A sub-bacia do rio Piratinim possui uma área de drenagem com aproximadamente 7.596,07 km², abrangendo 15 municípios (SEMA, 2009; SEMA, 2020) e está situada predominantemente no bioma Pampa. A sub-bacia do rio Comandaí, que se localiza ao sul da bacia hidrográfica dos rios Turvo-Santa Rosa-Santo Cristo, conta com uma área de drenagem de 1.431 km², compreendendo 52 municípios total ou parcialmente (FEPAM, 2004) e caracteriza-se por apresentar em sua maior parte o bioma Mata Atlântica, com algumas áreas de transição entre os biomas Pampa e Mata Atlântica.

O uso principal da água na região do estudo é destinado às atividades da agricultura (irrigação), pecuária (dessedentação animal) e consumo humano (abastecimento público) (DEPARTAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS, 2012; SEMA, 2009). Ressalta-se que a região pertencente a sub-bacia do rio Comandaí apresenta maior número de áreas agrícolas, enquanto na sub-bacia do rio Piratinim predominam campos de pastagem, em virtude da região (Bioma Pampa) ser propício para a prática da pecuária.

O presente estudo compreendeu os riachos Chuni, Ximbocu, Santana, Itu, Guaracapa, Ivaí; Comandaízinho, Giruá, Lambedor, Fundão, Pessegueiro e Luiza. A fim de facilitar a compreensão a respeito dos locais de coleta, foram definidas categorias que são descritas a seguir. Para o nome dos riachos foram utilizadas as três primeiras letras de seu nome. Para englobar as diferentes regiões das bacias, classificou-se como “A” para as regiões altas, “M” para as regiões médias e “B” para as regiões baixas das sub-bacias.

Figura 1. Localização dos 36 pontos de amostragem, distribuídos em 12 riachos nas sub-bacias hidrográficas dos rios Piratinim e Comandaí (RS, Brasil).



2.2 Amostragem dos dados:

As coletas das amostras de água ocorreram no mês de outubro de 2021, durante a estação primavera. A área investigada corresponde as três principais regiões (alta, média e baixa) das sub-bacias hidrográficas avaliadas, sendo selecionados dois riachos para cada uma das três principais regiões dos rios Piratinim e Comandaí, totalizando desta forma 12 riachos. Para cada riacho foram amostrados três pontos: nascente, intermediário e foz, obtendo-se um total de 36 pontos amostrais (Figura 1). Os pontos de amostragem foram previamente selecionados através de imagens de satélite, obtidas através da plataforma Google Earth Pro (versão 7.3.4.8248).

Um medidor multiparâmetros (YSI Professional Plus) foi utilizado para medir os parâmetros abióticos temperatura da água (°C) e oxigênio dissolvido (mg/L), *in situ*. Os restantes dos parâmetros físico-químicos foram analisados posteriormente, *ex situ*, em laboratório. As amostras com o material coletado foram armazenadas em frascos de vidro âmbar de 1 litro, previamente esterilizados e devidamente identificados com etiquetas contendo informações referentes aos locais de coleta, para posterior análise junto ao Laboratório de Águas e Ecotoxicologia da UFFS, *Campus* Cerro Largo, RS. Os procedimentos de coleta e preservação das amostras seguiram como base o Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2011). Todas as análises seguiram os procedimentos metodológicos do Standard Methods da American Public Health Association (APHA, 2005; 2012; Tabela 1).

A interpretação dos resultados dos fatores físico-químicos levou em consideração os Valores Máximos Permitidos (VMP) em legislação. Para tanto, utilizou-se como base, principalmente os valores de referência para qualidade das águas de Classe II, citados junto a Resolução CONAMA nº 357/2005 que estabelece a classificação dos corpos d'água e as diretrizes ambientais para estes.

Tabela 1. Procedimentos metodológicos para avaliação dos parâmetros físico-químicos analisados nos 36 pontos amostrais, nas sub-bacia hidrográficas dos rios Piratinim e Comandaí, RS, Brasil.

Parâmetros	Equipamento	Referência
Oxigênio dissolvido (mg L ⁻¹)	Sonda YSI Professional Plus	4500 G (APHA, 2005)
Temperatura (°C)	Sonda YSI Professional Plus	2550 B (APHA, 2005)
pH	pHmêtro HACH®	4500 (APHA, 2012)
Condutividade elétrica (uS cm ⁻¹)	Condutivímetro	2510 B (APHA, 2005)
Cor aparente (uH)	Colorímetro DLA – COR	2120 (APHA, 2012)
Turbidez (uT)	Turbidímetro PoliControl AP 2000	2130 (APHA, 2012)
Resíduo total (mg L ⁻¹)	Forno Mufla N1200 JUNG, Estufa SOLAB SL	2540 B (APHA, 2012)
Nitrato (mg L ⁻¹)	Evolution 201 UV-Visible Spectrophotometer	4500 B (APHA, 2005)
Sólidos sedimentáveis (mL/L)	Cone Imhoff	2540 F (APHA, 2005)

APHA: American Public Health Association

As coletas dos espécimes de macroinvertebrados nos riachos das sub-bacias dos rios Comandaí e Piratinim, ocorreram durante a primavera, nos meses de setembro a novembro, nos anos de 2016 e 2017, respectivamente. As coletas foram realizadas com o auxílio de puçá aquático – “dipnet” (malha de 250 µm). Durante as coletas, buscou-se explorar todo tipo de habitat presente nos locais, como: margens, lama, vegetação, fundos rochosos e arenosos. Com o intuito de coletar um maior número de indivíduos, buscou-se revirar as pedras/rochas e outros sedimentos dispostos no fundo dos riachos, a fim de desprender os espécimes presos nestes sedimentos. O material biológico coletado foi disposto ainda no local de coleta em bandejas de coloração clara a fim de selecionar os indivíduos do substrato com o auxílio de pinças de ponta fina (pré-triagem).

Após o material biológico selecionado, os indivíduos foram acondicionados imediatamente em frascos de vidro devidamente identificados, contendo álcool etílico 70%, para posterior triagem e identificação dos espécimes em laboratório. Foi empregado um esforço amostral de 30–45 minutos para a coleta de macroinvertebrados em cada local. No laboratório, as amostras coletadas foram analisadas com o auxílio do estereomicroscópio com aumento de até 45 vezes, sendo identificados os indivíduos sempre que possível até o nível de família. Para a identificação taxonômica utilizou-se como base as seguintes referências: McCafferty (1981), Merritt; Cummins (1984), Lopretto; Tell (1995), Fernández; Domínguez (2001), PES et al (2005), Benetti et al. (2006), Costa et al. (2006), Lecci e Froehlich (2007), Mariano e Froehlich (2007), Pereira et al. (2007), Pinho (2008), Souza et al (2007), Mugnai et al. (2010),

Segura et al. (2011), Hamada et al. (2014). O material-testemunho está disponível no Laboratório de Zoologia da Universidade Federal da Fronteira Sul, Campus Cerro Largo, RS.

Com relação a análise da variável biológica através do Índice Biological Monitoring Working Party score system - BMWP, calculou-se a qualidade das águas das regiões estudadas e analisou-se os resultados obtidos conforme os valores de referência e as classes de enquadramento descritos no respectivo índice, conforme mostra a tabela abaixo (Tabela 2).

Tabela 2. Classes de qualidade da água e valores de referência de acordo com o índice BMWP.

Valor	Qualidade da água
>150	Classe I -Ótima
101-149	Classe II -Boa
61-100	Classe III -Aceitável
36-60	Classe IV -Duvidosa
16-35	Classe V -Crítica
<15	Classe VI -Muito Crítica

Quanto a caracterização das condições ambientais dos riachos, utilizou-se como ferramenta metodológica o "Protocolo de Avaliação Rápida de Rios (PARs) da diversidade de habitats, sugerido por Callisto et al. (2002), o qual foi modificado de Hannaford et al. (1997). Este protocolo é capaz de analisar de forma integrada os ecossistemas lóticos, através de uma metodologia fácil, simples e rápida, que por meio da inspeção visual dos pontos amostrais, analisa-se características ecológicas e de habitat com fins de avaliar a qualidade ambiental das regiões de interesse.

O PAR utilizado é composto de duas tabelas, uma contemplando características ecológicas e outra de habitats. Na primeira, é atribuído as pontuações 4 (natural), 2 (mediano) e 0 (pobre) pontos, englobando 10 parâmetros, representando 40% do PAR. Já para a segunda tabela, temos um total de 12 parâmetros e 4 categorias, sendo as possíveis pontuações 5 (natural), 3 (levemente alterado), 2 (moderadamente alterado) e 0 (extremamente alterado), correspondendo à 60% do protocolo (Anexo A). O resultado do protocolo busca indicar o grau de conservação dos locais, sendo atribuída as seguintes pontuações conforme o quadro abaixo (Quadro 1):

Quadro 1. Pontuação do PAR de acordo com os níveis de perturbação.

Pontuação	Nível de Perturbação
0-40	Impactado
41-60	Alterado
≥ 61	Natural

2.3 Análise dos dados:

A ANOVA bifatorial foi usada para testar diferenças significativas entre os diferentes trechos dos riachos e entre as duas sub-bacias (Piratinim e Comandã) em relação ao ambiente abiótico fatores, bem como o teste de Tukey a 5% de significância, para identificar as respectivas desigualdades. Além disso, a média e o desvio padrão dos parâmetros investigados foram calculados. Essas análises foram realizadas usando o software Statistica 7.0.

A Análise de Componentes Principais (PCA) foi usada para avaliar semelhanças de fatores abióticos e índices entre os pontos de amostragem (Legendre & Legendre, 1998). Uma vez que muitas das variáveis estão inter-relacionadas, a PCA permite uma redução em grupos estatisticamente independentes ou componentes principais (PCs) (McCreadie et al., 1995). Antes de aplicar a PCA, uma matriz de correlação foi usada para identificar os fatores altamente correlacionados, fatores altamente correlacionados foram removidos. Os eixos da PCA com autovalores maiores que 1,0 foram aceitos para interpretação de acordo com o critério de Kaiser-Guttman, e apenas variáveis de autovetores maiores do que 0,4 foram considerados estruturalmente representativos (Jackson, 1993). A Análise de Componentes Principais (PCA) foi realizada com o software PC-ORD (versão 5.0).

3. Resultados

3.1 Composição taxonômica e abundância de macroinvertebrados bentônicos

Foram analisados 5.831 macroinvertebrados bentônicos obtidos nos seis riachos da sub-bacia do Piratinim e 3.842 indivíduos capturados nos seis riachos da sub-bacia do rio Comandaí, totalizando 9.673 indivíduos examinados nas duas sub-bacias. Entre os macroinvertebrados analisados estão representantes aquáticos e semi-aquáticos, sendo distribuídos em 73 táxons, os quais incluem representantes dos filos Platyhelminthes, Nematomorpha, Anellida, Mollusca, Insecta, Crustacea e outros Arthropoda (Apêndices A e B).

Os táxons mais abundantes foram Hydropsychidae, Simuliidae, Baetidae e Chironomidae. Acerca da frequência dos táxons, Baetidae foi a única família encontrada em todos os locais de coleta. Outras famílias muito frequentes foram Chironomidae, Hydropsychidae, Simuliidae e Leptophlebiidae presentes em quase todos os pontos de amostragem.

Em referência aos valores absolutos obtidos nos diferentes pontos de estudo, o trecho com maior abundância na sub-bacia do rio Piratinim, foi o ponto intermediário do riacho Chuni, na parte alta da bacia, com 1.555 indivíduos, enquanto na sub-bacia do rio Comandaí, o trecho nascente do Luiza, localizado na parte baixa da bacia, teve maior número de organismos coletados, com 384 espécimes amostrados.

A menor abundância e riqueza de táxons junto a sub-bacia do rio Piratinim, foi verificado no trecho intermediário do riacho Santana, onde obteve-se 14 famílias e um total de apenas 64 indivíduos amostrados. Na sub-bacia do rio Comandaí, obteve-se a menor riqueza no trecho intermediário do arroio Fundão, com 11 famílias amostradas, enquanto a menor abundância foi obtida no ponto de nascente do Comandaízinho, com um total de apenas 39 indivíduos coletados (Apêndices A e B).

3.2 Análise da qualidade da água através do cálculo do índice BMWP

O índice BMWP aplicado na sub-bacia do rio Piratinim e Comandaí variou entre as classes de qualidade da água “aceitável” e “ótimo”. Na sub-bacia do rio Piratinim 11% dos pontos amostrais apresentaram qualidade da água “ótima” e no Comandaí apenas 6% dos pontos apresentaram essa condição. Ressalta-se que os trechos de nascente dos seis riachos verificados na sub-bacia do rio Piratinim tiveram pontuação superior a 100, o que indica uma qualidade no mínimo “boa”. Já na sub-bacia do rio Comandaí, apenas dois riachos dos seis verificados ultrapassaram os 100 pontos nos trechos de nascente, enquanto os demais pontos de nascente apresentaram qualidade considerada “aceitável” (Tabelas 2 e 3).

Tabela 3. Resultado do índice biológico BMWP de qualidade da água com relação a comunidade de macroinvertebrados bentônicos, aplicados em 12 riachos, totalizando 36 pontos amostrais, nas sub-bacias dos rios Piratinim e Comandaí, RS, Brasil.

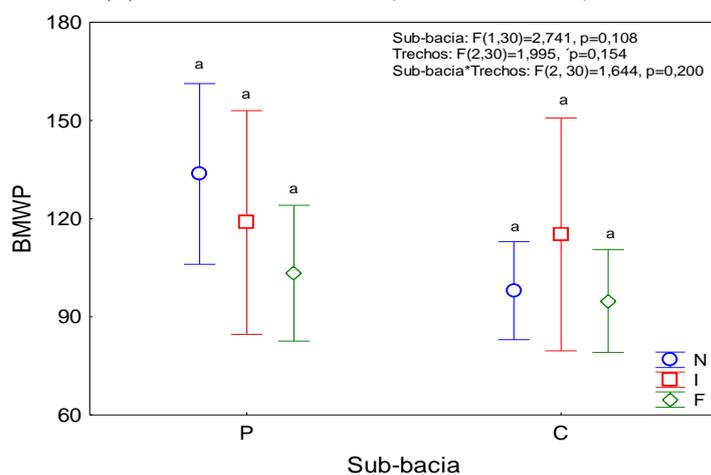
Bacia	Região	Trecho	Riacho	Valor	Classe
Piratinim		Nascente		124	II
		Intermediário	Chuní	154	II
	Alta	Foz		104	II
		Nascente		111	II
		Intermediário	Itú	94	III
		Foz		130	II
		Nascente		110	II
		Intermediário	Ximbocu	85	III
		Foz		91	III
	Média	Nascente		177	I
		Intermediário	Santana	74	III
		Foz		75	III

Comandaí	Baixa	Nascente		127	III
		Intermediário	Ivaí	143	III
		Foz		120	III
		Nascente		153	I
		Intermediário	Guaracapa	137	II
		Foz		100	III
	Alta	Nascente		70	III
		Intermediário	Comandaízinho	118	II
		Foz		81	III
		Nascente		99	III
		Intermediário	Giruá	84	III
		Foz		96	III
	Média	Nascente		81	III
		Intermediário	Lambedor	129	II
		Foz		97	III
		Nascente		90	II
		Intermediário	Fundão	66	III
		Foz		74	III
Baixa	Nascente		107	II	
	Intermediário	Pessegueiro	155	I	
	Foz		111	II	
	Nascente		128	II	
	Intermediário	Luiza	139	II	
	Foz		110	II	

Classes BMWP: I – Ótima; II – Boa; III – Aceitável; IV – Duvidosa; V – Crítica; VI – Muito Crítica.

Apesar de não ter sido verificado diferenças estatísticas na ANOVA bi-fatorial algumas tendências foram observadas: o valor médio do BMWP foi maior na sub-bacia do Piratinim do que no Comandaí; no Piratinim o índice foi piorando da nascente a foz, já no Comandaí os valores de nascente e foz foram os mais baixos (Figura 2).

Figura 2. Análise de Variância Bifatorial aplicada aos dados do BMWP (Biological Monitoring Working Party) considerando os fatores independentes sub-bacia e trecho de rio de dados coletados em riachos das Sub-bacias do rio Piratinim (P) e Comandaí (C). Trechos: N - Nascente, I - Intermediário, F - Foz.



3.3 Resultado dos parâmetros físico-químicos analisados

Na tabela 4 estão demonstradas as análises físicas e químicas das águas superficiais obtidas junto as sub-bacias hidrográficas dos rios Piratinim e Comandaí, na estação da primavera de 2022.

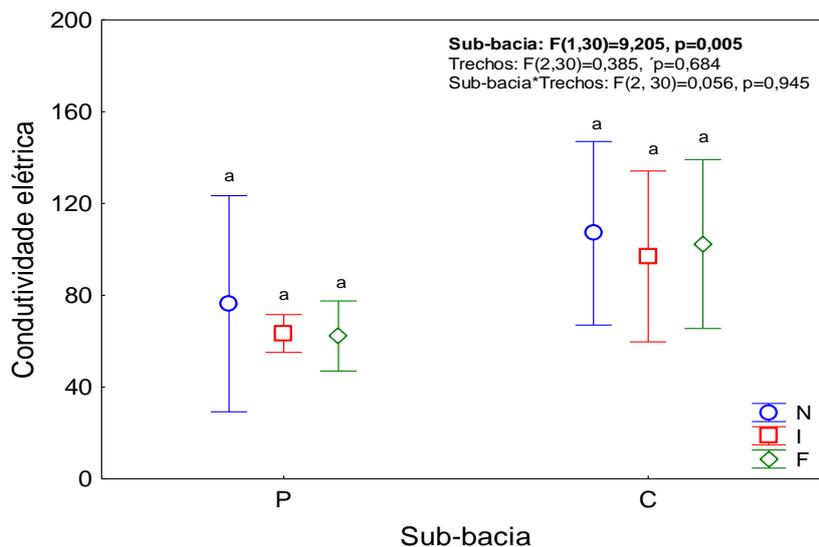
Tabela 4. Resultado dos parâmetros físico-químicos analisados em 12 riachos, totalizando 36 pontos amostrais, nas sub-bacias dos rios Piratinim e Comandaí, RS, Brasil.

BACIA	RIACHO	PONTO	OD	pH	CE	COR	TURB	NIT	RT	SS	TEMP
Piratinim	Chuni	Nascente	11,08	7,59	163,13	9,00	11,00	0,11	160,00	0,00	17,40
	Chuni	Intermediário	11,14	7,15	65,89	105,00	19,00	0,10	200,00	0,10	20,50
	Chuni	Foz	10,70	7,00	65,69	11,00	19,00	0,01	210,00	0,10	19,90
	Itu	Nascente	10,51	6,50	58,27	11,00	16,00	0,10	100,00	0,00	17,10
	Itu	Intermediário	10,70	6,61	74,38	105,00	18,00	0,11	180,00	0,00	18,20
	Itu	Foz	11,02	6,74	75,79	134,67	21,00	0,10	180,00	0,00	18,40
	Ximbocu	Nascente	10,25	7,10	63,59	153,00	25,00	0,02	170,00	0,10	18,90
	Ximbocu	Intermediário	10,22	7,32	59,89	303,67	36,00	0,08	250,00	0,12	19,00
	Ximbocu	Foz	10,50	7,80	75,30	424,33	61,00	0,05	190,00	0,10	19,30
	Santana	Nascente	10,00	6,95	56,8	155,00	35,00	0,09	150,00	0,00	20,70
	Santana	Intermediário	10,36	7,07	55,06	161,33	31,00	0,05	100,00	0,10	19,30
	Santana	Foz	10,45	7,02	56,37	177,00	34,00	0,07	140,00	0,10	19,50
	Ivaí	Nascente	10,49	5,99	35,66	105,00	26,00	0,51	150,00	0,00	17,20
	Ivaí	Intermediário	10,28	6,41	55,38	105,00	20,00	0,11	170,00	0,00	17,90
	Ivaí	Foz	10,60	6,63	36,62	11,00	16,00	0,18	230,00	0,00	17,70
	Guaracapa	Nascente	10,59	6,73	80,35	11,00	16,00	0,07	190,00	0,00	19,40
	Guaracapa	Intermediário	10,51	6,66	69,4	11,00	17,00	0,09	150,00	0,00	19,30
	Guaracapa	Foz	10,41	6,48	63,8	105,00	19,00	0,07	160,00	0,00	19,40
Comandaí	Comandaízinho	Nascente	10,28	6,31	41,5	154,00	29,00	0,14	130,00	0,10	18,10
	Comandaízinho	Intermediário	10,72	6,35	50,3	105,00	24,00	0,06	180,00	0,10	17,20
	Comandaízinho	Foz	10,30	6,36	54,42	105,00	28,00	0,06	180,00	0,10	17,50
	Giruá	Nascente	10,33	7,42	73,95	500,00	63,00	0,08	230,00	0,18	21,04
	Giruá	Intermediário	10,22	6,73	66,8	202,00	33,00	0,11	180,00	0,12	20,00
	Giruá	Foz	10,65	6,59	71,14	235,33	39,00	0,14	190,00	0,15	19,90
	Lambedor	Nascente	10,29	6,72	98,94	105,00	19,00	0,17	140,00	0,16	21,20
	Lambedor	Intermediário	10,34	6,57	89,70	10,33	17,00	0,22	240,00	0,12	20,40
	Lambedor	Foz	9,85	6,51	93,81	105,00	28,00	0,12	190,00	0,18	20,70
	Fundão	Nascente	10,41	6,48	105,94	9,33	15,00	0,17	130,00	0,10	20,90
	Fundão	Intermediário	10,60	6,57	104,95	10,67	19,00	0,17	160,00	0,12	20,20
	Fundão	Foz	10,41	7,28	120,39	11,00	16,00	0,21	170,00	0,00	19,00
	Pessegueiro	Nascente	11,19	6,98	174,58	8,00	5,00	0,39	140,00	0,00	18,70
	Pessegueiro	Intermediário	11,19	7,14	145,24	8,33	3,00	0,44	180,00	0,10	19,10
	Pessegueiro	Foz	10,66	7,05	143,05	8,33	6,00	0,19	230,00	0,14	20,00
	Luiza	Nascente	9,45	6,93	148,01	8,33	2,00	0,03	220,00	0,10	23,10
	Luiza	Intermediário	9,95	7,09	124,53	8,00	7,00	0,31	240,00	0,10	20,10
	Luiza	Foz	10,22	7,06	131,09	8,67	10,00	0,18	240,00	0,10	19,20

OD: oxigênio dissolvido; pH: potencial hidrogeniônico; CE: condutividade elétrica; TURB: turbidez; NIT: nitrato; RT: resíduo total; SS: sólidos sedimentáveis; TEMP: temperatura.

A análise de variância bi-fatorial aplicada aos diferentes fatores da qualidade da água apenas mostrou diferenças significativas para a condutividade elétrica. Este fator mostrou diferenças significativas entre as duas sub-bacias, com valores mais altos no Comandaí ($P < 0,05$; Figura 3).

Figura 3. Análise de Variância Bifatorial aplicada aos dados da condutividade elétrica considerando os fatores independentes sub-bacia e trecho de rio de dados coletados em riachos das Sub-bacias do rio Piratinim (P) e Comandaí (C). Trechos: N - Nascente, I - Intermediário, F Foz. O resultado da anova bifatorial significativo está exposto em negrito.



Apesar da ausência de diferença estatística nos demais parâmetros físico-químicos avaliados ($P > 0,05$), foram observadas algumas tendências como valores mais altos de turbidez, cor da água e sólidos suspensos nos riachos do Piratinim do que no Comandaí (Tabela 4).

Os valores dos diferentes fatores físico-químicos de qualidade da água estiveram, em sua maioria, de acordo com a Resolução do CONAMA. Apenas, o trecho de nascente do arroio Ivaí (sub-bacia do Piratinim) ficou com pontuação inferior (5,99) ao estipulado para a variável pH na referida Resolução (valor norteador de 6 a 9), estando muito próximo do limite descrito na referida Resolução.

3.4 Resultado da aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida – PAR

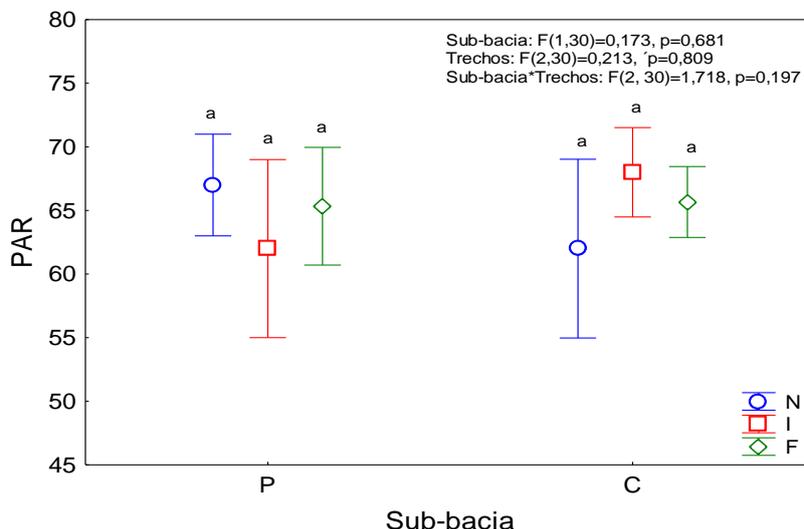
Na Tabela 5 é apresentada a pontuação de cada trecho amostral quanto as variáveis ambientais verificadas bem como o somatório destas. Observou-se que os pontos Comandaízinho nascente (51 pontos) e Ximbocu intermediário (41 pontos) foram os únicos trechos que apresentaram pontuação baixa, indicando, respectivamente, ambientes com o nível de perturbação de “alterado” e “impactado” junto as sub-bacias do Comandaí e Piratinim respectivamente. O restante dos trechos apresentaram pontuação igual ou superior a 61 pontos, sendo classificados como ambientes “naturais”. Os trechos que apresentaram maior pontuação nas sub-bacias do Piratinim e Comandaí, respectivamente, foram os pontos dos riachos Itu intermediário com 77 pontos e Luiza intermediário com 73 pontos (Apêndice C).

Tabela 5. Resultado do Protocolo de Avaliação Rápida (PAR), aplicado em 12 riachos, totalizando 36 pontos amostrais, nas sub-bacias dos rios Piratinim e Comandaí, RS, Brasil.

BACIA	RIACHO	PONTO	VARIÁVEIS ECOLÓGICAS	VARIÁVEIS DE HABITAT	TOTAL
PIRATINIM	Chuni	Nascente	36	35	71
	Chuni	Intermediário	32	34	66
	Chuni	Foz	36	27	63
	Itu	Nascente	32	29	61
	Itu	Intermediário	36	41	77
	Itu	Foz	36	36	72
	Ximbocu	Nascente	32	29	61
	Ximbocu	Intermediário	22	19	41
	Ximbocu	Foz	36	31	67
	Santana	Nascente	30	36	66
	Santana	Intermediário	34	29	63
	Santana	Foz	32	29	61
	Ivaí	Nascente	34	39	73
	Ivaí	Intermediário	36	26	62
	Ivaí	Foz	36	25	61
	Guaracapa	Nascente	36	26	62
	Guaracapa	Intermediário	36	27	63
	Guaracapa	Foz	34	34	68
COMANDAÍ	Comandaízinho	Nascente	30	21	51
	Comandaízinho	Intermediário	36	32	68
	Comandaízinho	Foz	32	32	64
	Giruá	Nascente	30	31	61
	Giruá	Intermediário	34	32	66
	Giruá	Foz	32	30	62
	Lambedor	Nascente	36	26	62
	Lambedor	Intermediário	32	37	69
	Lambedor	Foz	34	34	68
	Fundão	Nascente	34	29	63
	Fundão	Intermediário	34	29	63
	Fundão	Foz	32	32	64
	Pessegueiro	Nascente	34	38	72
	Pessegueiro	Intermediário	34	35	69
	Pessegueiro	Foz	32	36	68
	Luiza	Nascente	32	31	63
	Luiza	Intermediário	38	35	73
	Luiza	Foz	34	34	68

A análise de variância bi-fatorial não mostrou diferenças significativas ($P < 0,05$) entre os valores de PAR nas sub-bacias e trechos. Apesar disso foi observado que a média do PAR dos pontos de nascente nos riachos do Comandaí tende a ser menores do que os outros trechos dos riachos. Essa tendência não foi verificada nos pontos de nascente dos riachos da sub-bacia do Piratinim (Figura 4).

Figura 4. Análise de Variância Bifatorial aplicada aos dados do PAR (Protocolo de Avaliação Rápida) considerando os fatores independentes sub-bacia e trecho de rio de dados coletados em riachos das Sub-bacias do rio Piratinim (P) e Comandaí (C). Trechos: N - Nascente, I - Intermediário, F – Foz.



3.5 Correlação entre as variáveis bióticas e abióticas

Foram retidos os dois primeiros eixos da PCA, estes eixos explicam 46,4% da variabilidade dos dados coletados. A PCA1 mostra uma segregação dos pontos de amostragem de acordo principalmente com os índices PAR e BMWP. Os pontos que apresentaram maiores valores destes índices se encontram no lado esquerdo do biplot com destaque para vários pontos do Piratinim e os que apresentaram menores valores estão segregados no lado direito e se encontram agrupados em destaque na Figura 5. A PCA2 mostrou informação complementar sobre a distribuição espacial dos dados. A maior parte dos pontos da sub-bacia Piratinim se encontram na parte superior do biplot caracterizados pela sua maior turbidez da água, já a parte inferior do biplot apresentam os pontos do Comandaí caracterizados pela maior temperatura e condutividade elétrica da água. A relevância dos fatores estruturantes da PCA pode ser verificada através da sua correlação com os eixos na Tabela 6.

Figura 5. Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada a matriz de dados bióticos e abióticos coletados em riachos das sub-bacias do rio Piratinim e Comandaí, RS, Brasil.

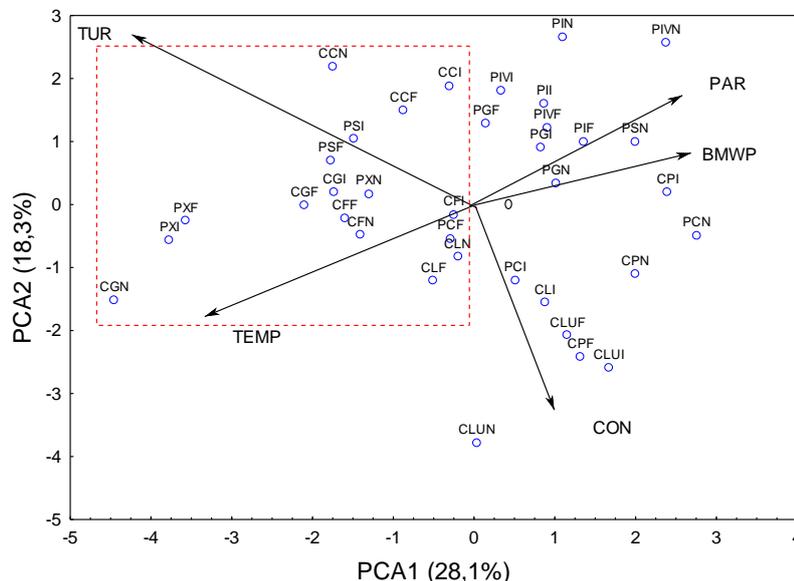


Tabela 6. Resultado da Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada a matriz de dados bióticos e abióticos coletados em riachos das sub-bacias do rio Piratinim e Comandaí, RS, Brasil. Para cada eixo são mostrados o autovalor, a variância explicada e acumulada e o autovetor dos fatores abióticos. Valores em negrito mostram correlações significativas dos fatores com o eixo ($P < 0,05$).

Fatores	PCA1	PCA2
Autovalor	2,35	1,98
BMWP	0,75	0,21
Condutividade elétrica	0,08	-0,79
Oxigênio dissolvido	0,14	-0,07
PAR	0,42	0,35
Temperatura	-0,28	-0,42
Turbidez	-0,38	0,45

Discussão

Os resultados obtidos frente a comunidade de macroinvertebrados aquáticos revelou grande diversidade e abundância de táxons, apontando para maior abundância e biodiversidade na sub-bacia do rio Piratinim se comparada a sub-bacia do Comandaí. Conforme salienta Callisto et al. (2001), os macroinvertebrados aquáticos como indicadores de qualidade ambiental não podem ser restritos apenas com relação a sua presença em determinado corpo hídrico, mas também à sua abundância dentro da comunidade.

O presente estudo evidenciou através das múltiplas análises, que a qualidade da água verificada junto aos principais riachos das sub-bacias dos rios Piratinim e Comandaí, caracteriza-se como de qualidade considerada “boa” na maior parte dos trechos investigados. Alguns trechos demonstraram qualidade inferior a outros, levando em consideração as análises físico-químicas e biológicas, isto pode ser atribuído a diferentes intervenções antrópicas, decorrentes principalmente do setor agrícola e da pecuária, tendo em vista que a região de estudo está situada em áreas com exploração agropecuária predominante, a qual exerce pressões junto as margens dos cursos d’água (Hentges et al., 2021; Limberger et al., 2021).

Quanto aos resultados dos parâmetros físico-químicos, a maior parte dos pontos do Piratinim caracterizam-se por apresentar maior turbidez (cor da água e presença de resíduos) do que os trechos do Comandaí (Figura 5), provavelmente por conta das margens erodidas presente em alguns trechos devido ao desflorestamento para as atividades de dessedentação animal. Apesar disso, os parâmetros físico-químicos estiveram de acordo com os valores de referência descritos na Resolução CONAMA nº 357/2005 e não apresentaram diferenças estatísticas significativas entre as bacias e os trechos, a exceção da Condutividade elétrica.

A condutividade elétrica (CE) refere-se à capacidade de uma solução conduzir determinada corrente elétrica, ou seja, quanto maior a concentração de íons na água, maior será a condutividade elétrica. A CE, que embora não esteja dentro das variáveis utilizadas na avaliação da qualidade das águas superficiais de Classe 2 pela Resolução CONAMA nº 375/2005, é apontado por diversos autores como um indicador da presença de poluentes quando estes se encontram acima de 100 uS cm^{-1} (Von Sperling, 2007; Gasparotto, 2011; Freddo Filho, 2018). Nessa perspectiva, as análises evidenciaram 10 trechos com valores acima do recomendado, variando de 104,95 até $174,58 \text{ uS cm}^{-1}$, indicando, dessa forma, certo nível de poluição presente na sub-bacia do rio Piratinim no arroio Chuni (Nascente), e na sub-bacia do rio Comandaí nos arroios Fundão, Pessegueiro e Luiz (Nascente, Intermediário e Foz).

Conforme Steves (2011) e Von Sperling (2005), o uso do solo pode modificar a composição da água, alterando a condutividade elétrica. Dessa forma, acredita-se que os 10 trechos que apresentaram valores acima do recomendado, são, provavelmente, decorrentes da ação humana, provocadas, principalmente pelas atividades do setor agrícola e da pecuária, que acontecem com frequência e de

forma intensiva próximo das margens dos arroios. Sabe-se também que a condutividade elétrica é uma variável que aumenta à medida que mais sólidos com capacidade de se dissolver na água são adicionados, especialmente em estado coloidal orgânico e inorgânico, podendo também ser um indicativo da presença de lançamento de efluentes provindos de redes de esgotos (CETESB, 2016). Em um estudo similar realizado por Milz et al., (2022), obteve-se, também, maiores níveis de CE em ambientes com acúmulo de poluição oriundos de ações antrópicas, evidenciando a influência da degradação do ambiente frente aos valores altos verificados nesse fator.

Devemos também considerar a influência da composição do solo (geologia) com relação a condutividade elétrica, uma vez que a estrutura deste tende a influenciar no resultado dessa variável (Pedrosa & Rezende, 1999). Solos mais arenosos e, portanto, com menor disponibilidade nutricional, tendem a apresentar menor condutividade elétrica, comparados com solos onde a presença de argila, por exemplo, é mais abundante, acarretando, geralmente, em mais condutividade elétrica. Percebe-se na prática tal influência, uma vez que o arroio Comandaízinho, no seu trecho de nascente, apresentou a menor condutividade elétrica dentre os pontos da sub-bacia do Comandaí, justamente pela ausência de rochas e outros elementos de substrato que acarretariam valores mais altos de CE. Os resultados da CE podem influenciar na distribuição da fauna (Braun et al., 2014), quando essa variável apresenta valores extremos ou quando está ligada à poluição orgânica e a áreas de cultivo agrícola (Bispo et al., 2006). Os resultados da CE terem sido mais altos na sub-bacia do rio Comandaí, explicam a riqueza e abundância das espécies coletadas. Estudos semelhantes destacando os impactos antrópicos sobre as comunidades aquáticas, evidenciaram resultados semelhantes em virtude do aumento da degradação ambiental, nesse caso representada pela CE (Cunico et al. 2006 e Alexandre et al. 2009). Nota-se que os valores obtidos na CE foram superiores na sub-bacia do rio Comandaí se comparados ao Piratinim, acarretando numa riqueza e abundância menor de organismos amostrados junto a sub-bacia do Comandaí.

A comunidade de macroinvertebrados aquáticos revelou grande diversidade e abundância de táxons, apontando para maior abundância e biodiversidade na sub-bacia do rio Piratinim em comparação com a sub-bacia do Comandaí. Conforme salienta Callisto et al. (2001), os macroinvertebrados aquáticos como indicadores de qualidade ambiental não podem ser restritos apenas com relação a sua presença em determinado corpo hídrico, mas também à sua abundância dentro da comunidade.

Com relação ao cálculo do índice biológico BMWP junto as sub-bacias dos rios Piratinim e Comandaí, conclui-se que houve um predomínio da Classe III o que indica um padrão de qualidade da água “aceitável”, sendo, portanto, mais representativo. As classes correspondentes a qualidade da água “ótima” foram verificadas apenas nos trechos de nascente dos riachos Guaracapa e Santana na sub-bacia do rio Piratinim, e no trecho intermediário do arroio Pessegueiro na sub-bacia Comandaí.

Os resultados podem estar associados ao nível de perturbação que ocorre na região da bacia (Scheeren, 2008) em virtude das atividades presentes na matriz do entorno dos riachos, pois estes estão localizados em área essencialmente rurais, sem influência antrópica urbana ou fontes pontuais de poluição doméstica e/ou industrial. Em contrapartida, os cultivos agrícolas e de criação pecuária, bem como as formas de manejo e uso do solo desenvolvidas próximo as margens dos riachos, representam importantes fontes de impactos não-pontuais aos ambientes aquáticos. Nota-se que a região baixa das sub-bacias do Piratinim e Comandaí foram as que apresentaram melhor qualidade da água com relação as regiões médias e altas. Os valores mais altos do BMWP na região baixa, podem ter relação com as características ecológicas vistas, uma vez que a vegetação ripária nos riachos dessas regiões é mais densa se comparada aos riachos das porções altas e médias da bacia.

Uma tendência hipotética de poluição do rio indicaria uma piora das condições de nascente a foz devido ao acúmulo da matéria orgânica e poluentes. Essa tendência foi observada no resultado do BMWP para a sub-bacia do rio Piratinim, com valores mais altos nos trechos de nascente e uma piora em direção a foz. Não foi essa a tendência observada nos riachos da sub-bacia do rio Comandaí, onde em alguns casos os trechos de nascente apresentaram valores piores do que os trechos intermediário e foz. Acredita-se que os valores baixos obtidos junto aos trechos de nascente da sub-bacia do rio Comandaí, tem relação direta com as condições e uso do solo, tendo em vista que o uso da terra nesses trechos são menos propensos a inundações se comparados aos trechos intermediários e foz, sendo, portanto, mais utilizados para as atividades da agricultura.

Quanto a análise da qualidade das características ambientais através da aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida - PAR, constatou-se que os trechos de nascente do arroio Comandaízinho e o trecho intermediário do arroio Ximbocu, apresentaram níveis de perturbação de “alterado” e “impactado”,

respectivamente. A baixa pontuação obtida na aplicação do protocolo nestes locais, se dá devido as condições ecológicas e de habitat encontradas nos respectivos trechos, além das pressões antrópicas intensas presentes. O arroio Comandázinho teve baixa pontuação devido principalmente a baixa qualidade e diversidade do substrato, sendo este composto basicamente por lama, além das atividades lindeiras de origem agrícola, que acarretam muitas vezes na mudança física do leito do arroio, afetando a vegetação ciliar. Já o arroio Ximbocu apresentou a pior qualidade ambiental dentre os 36 trechos analisados. Isso se deve por conta de diversos fatores, como pouca presença de trechos rápidos, níveis de erosão acentuados, margens muito impactadas com pouca vegetação ripária em virtude do deflorestamento, além da presença de diversas fontes de lixo e do odor na água por conta da poluição.

Na análise bifatorial do PAR, nota-se que embora também não se tenha diferenças estatísticas significativas, existe uma tendência futura para com relação aos arroios da sub-bacia do rio Comandá, uma vez que os trechos de nascente apresentaram valores abaixo do esperado, estando muito próximos do limite da classificação “natural” atribuída pelo referido protocolo. Dessa forma, entende-se que a sub-bacia do rio Comandá, em especial seus trechos de nascente, devem ser vistos como pontos de atenção para medidas de monitoramento e recuperação, visando a integridade destes locais. Acredita-se que as baixas pontuações obtidas junto aos pontos do Comandá, estão fortemente relacionadas as atividades agrícolas intensivas que ocorrem com frequência na região. Percebe-se que, os pontos de nascente foram bastante afetados com relação aos pontos intermediário e foz, visto que na medida que alguns pontos se aproximam dos centros urbanos, diminuem as áreas agrícolas lindeiras aos arroios, evidenciando-nos, uma inclinação negativa para os impactos provocados por estas atividades.

Na análise de PCA pode-se observar a separação dos dados de acordo com os índices analisados. Esta nos mostrou que os dados referentes aos índices PAR e BMWP demonstraram a presença de mais trechos da sub-bacia do Piratinim com valores mais altos se comparados aos do da sub-bacia do Comandá, indicando aparentemente melhor qualidade ambiental e da água nesta sub-bacia. Tais resultados também são vistos conforme a diversidade e abundância de macroinvertebrados coletados na sub-bacia do Piratinim, superior à do Comandá.

CONCLUSÃO

As sub-bacias dos rios Piratinim e Comandá apresentam grande diversidade biológica, sendo que nos riachos da primeira sub-bacia foi observada de maneira geral maior diversidade e abundância de macroinvertebrados em comparação a segunda.

Na análise do índice biológico BMWP, obteve-se predominantemente as classes de água consideradas de qualidade “boa” e “aceitável”. A sub-bacia do rio Piratinim apresentou de maneira geral melhor qualidade de água em comparação com o rio Comandá e os riachos das regiões baixas nas duas sub-bacias foram as que apresentaram melhor qualidade de água em comparação as regiões altas e médias.

As análises da qualidade da água dos 12 riachos estudados demonstraram que todos os pontos amostrais estão de acordo com os VMP expostos na Resolução CONAMA nº 357, quanto aos parâmetros físico-químicos utilizados nas análises de águas superficiais de Classe II. Ressalta-se que apenas a variável condutividade elétrica, a qual não consta na respectiva resolução como uma das variáveis utilizadas nas avaliações da qualidade das águas, teve valores acima do recomendado, estes resultados estão de acordo com diversos autores, que ressaltam a interferência de fontes de poluição quando estes valores são elevados (acima de 100 uS cm^{-1}).

Quanto ao PAR (Protocolo de Avaliação Rápida), o ambiente da sub-bacia do rio Comandá também demonstrou de maneira geral menor qualidade em relação a sub-bacia do Piratinim. Ressalta-se que muitos dos valores obtidos no PAR aplicado aos riachos da sub-bacia do Comandá, estiveram próximos do limite da categoria de ambiente natural, sendo, portanto, um ponto de atenção para medidas de monitoramento visando a mitigação de impactos. Neste contexto, ressalta-se que os resultados do presente estudo podem contribuir para o desenvolvimento de programas de monitoramento e recuperação ambiental em bacias hidrográficas no Estado do Rio Grande do Sul, integrados a projetos de gestão de comitês de bacias hidrográficas.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Universidade Federal de Fronteira Sul – campus Cerro Largo, pelo apoio logístico durante a realização do presente estudo.

Referências

BISPO, Pitágoras da Conceição et al. (2006). Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil: environmental factors influencing the distribution and abundance of immatures. **Brazilian Journal of Biology**, 66, 611-622.

BONADA, Nuria et al. (2006). Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. **Annu. Rev. Entomol.**, 51, 495-52.

BRAUN, Bruna Marmitt et al. (2014). Diversity and ecological aspects of aquatic insect communities from montane streams in southern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 26, 186-198.

BUSS, Daniel Forsin; BAPTISTA, Darcílio Fernandes; NESSIMIAN, Jorge Luiz. (2003). Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Cadernos de Saúde Pública**, 19, 465-473.

CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. (2001). Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, 6(1), 71-82.

CALLISTO, Marco et al. (2002). Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividade de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnologica Brasiliensia**.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. (2016). **Relatório de Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo**. Apêndice E - Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade das Águas e dos Sedimentos e Metodologias Analíticas de Amostragem. São Paulo. 52. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br>>. Acesso em: 03 jan. 2022.

CONAMA (Brasil). Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. (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. **Diário Oficial [da] União**: seção 1, Brasília, DF, 053, 58-63.

DEPARTAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS. (2012). Relatório Anual sobre a situação dos Recursos Hídricos no Estado do Rio Grande do Sul. **Secretaria do Meio Ambiente**, Porto Alegre.

DE QUEIROZ, Júlio Ferraz; TRIVINHO-STRIXINO, Susana; NASCIMENTO, VM da C. (2000). Organismos bentônicos bioindicadores da qualidade das águas da Bacia do Médio São Francisco. **Embrapa Meio Ambiente**, Jaguariúna, Brasil.

DE ASSIS ESTEVES, Francisco. (1998). Fundamentos de limnologia. **Interciência**.

FEPAM. (2004). Levantamento e análise de dados secundários relativos aos meios físico, biótico e antrópicos da Bacia Hidrográfica dos Rios Turvo-Santa Rosa-Santo Cristo – (MQA/PNMA II) – **Relatório 1. Relatório de consultoria elaborado pela PROFILL Engenharia e Meio Ambiente S.A.** (disponibilizado pelo Comitê da Bacia Hidrográfica dos Rios Turvo-Santa Rosa-Santo Cristo).

FREDDO F. V. J. (2018). **Qualidade das águas subterrâneas rasas do aquífero Barreiras: estudo de caso em Benevides – PA.** Dissertação, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Pará, Belém, PA, 113, BR.

GASPAROTTO, Felipe Augusto. (2011). **Avaliação Ecotoxicológica e Microbiológica da água de nascentes urbanas no município de Piracicaba-SP.** Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo.

GONÇALVES, F. B.; ARANHA, J. M. R. (2004). Ocupação de espaço temporal pelos macroinvertebrados bentônicos na bacia do rio Ribeirão, Paranaguá, PR (Brasil). **Acta Biológica Paranaense**, 33, 181-191.

GOULART, M. D.; CALLISTO, Marcos. (2003). Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**, 2(1), 156-164.

GUIMARÃES, Roney Rodrigues; DE CARVALHO SILVA, Lidiane Fontes; GUIMARÃES, Ronald Rodrigues. (2017). Macroinvertebrados como Bioindicadores da Qualidade da Água do Rio Paraíba do Sul, Barra Mansa, Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Dissertar**, 1(26,27), 50-57.

HANNAFORD, Morgan J.; BARBOUR, Michael T.; RESH, Vincent H. (1997). Training reduces observer variability in visual-based assessments of stream habitat. **Journal of the North American Benthological Society**, 16(4), 853-860.

HERING, Daniel et al. (2004). Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: selection of candidate metrics. **Limnologia**, 34(4), 398-415.

JACKSON, DA. (1993). Stopping rules in principal componentes analysis: a comparison of heuristical and statistical approaches. **Ecology: Ecological Society of America**, 74, 2204-2214.

MAROTTA, H. S. R. O.; ENRICH, P. A. (2008). Monitoramento limnológico: um instrumento para a conservação dos recursos hídricos no planejamento e na gestão urbanoambientais. **Ambiente & Sociedade**, 11(1), 207-218.

MATEO-SAGASTA, Javier; ZADEH, S. Marjani; TURRAL, Hugh (Ed.). (2018). More people, more food, worse water: a global review of water pollution from agriculture.

MCCREADIE, John W.; ADLER, Peter H.; COLBO, Murray H. (1995). Community structure of larval black flies (Diptera: Simuliidae) from the Avalon Peninsula, Newfoundland. **Annals of the Entomological Society of America**, 88(1), 51-57.

MENEZES, Juliana Magalhães et al. (2010). Índices de Qualidade de Água: métodos e aplicabilidade. **Manejo e Conservação do Solo e da Água no Contexto de Mudanças Ambientais**. 1ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1, 325-352.

MILZ, Beatriz et al. (2022). Spatio-temporal variability of water quality in Billings Reservoir Central Body-São Paulo, Brazil. **Revista Ambiente & Água**, 17.

MORAES, Danielle Serra de Lima; JORDÃO, Berenice Quinzani. (2002). Degradação de recursos hídricos e seus efeitos sobre a saúde humana. **Revista de saúde pública**, 36, 370-374.

MORENO, P.; CALLISTO, M. (2006). Benthic macroinvertebrates in the watershed of an urban reservoir in southeastern Brazil. **Hydrobiologia**, 560, 311-321.

PEDROSA, Paulo; REZENDE, Carlos Eduardo. (1999). As muitas faces de uma lagoa. **Ciência Hoje**, 40-47.

RINALDI, Silvana Aparecida. (2007). **Uso de macroinvertebrados bentônicos na avaliação do impacto antropogênico às nascentes do Parque Estadual do Jaraguá, São Paulo, SP**. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo.

SEMA, SECRETARIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. (2009). **Aspectos das águas do rio Piratinim**. Porto Alegre: Comitê Piratinim.

SCHEEREN, L. W. (2008). **Quantificação da cobertura vegetal nas zonas ciliares dos principais corpos hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Piratinim, utilizando imagens do satélite CBERS**. In: Ministério Público do Rio Grande do Sul, Unidade de Assessoramento Ambiental, Geoprocessamento de bacias hidrográficas. Disponível em: <https://www.mprs.mp.br/media/areas/ambiente/arquivos/paibh/diagnostico_bacia_hidrografica_rio_piratinim_dat.pdf>. Acesso em: 11 janeiro 2023.

SILVA, D. B. (2016). **Qualidade de Água e Sedimento em Reservatório**. Dissertação de Mestrado em Ciências na Área de Tecnologia Nuclear, Instituto De Pesquisas Energéticas e Nucleares. São Paulo, SP.

SILVEIRA, M. P.; DE QUEIROZ, J. F.; BOEIRA, Rita Carla. (2004). Protocolo de coleta e preparação de amostras de macroinvertebrados bentônicos em riachos. **Embrapa Meio ambiente**, 5.

SILVEIRA, M. P.; QUEIROZ, J. F. (2006). Uso de coletores com substrato artificial para monitoramento biológico de qualidade de água. **Embrapa Meio Ambiente**, 39, 1-5.

VARGAS, R. R. et al. (2019). The influence of land use and occupation on the water quality in urban watersheds. **Ciência e Natura**, 41.

VON SPERLING, M. (2005). **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Editora UFMG, Belo Horizonte, 3.

APÊNDICE A. Diversidade taxonômica de macroinvertebrados coletados em 18 pontos amostrais na sub-bacia do rio Piratinim, RS, Brasil.

Táxons	Riachos da sub-bacia hidrográfica do rio Piratinim																		Σ
	Chuní			Itú			Ximbocu			Santana			Ivaí			Guaracapa			
	N	I	F	N	I	F	N	I	F	N	I	F	N	I	F	N	I	F	
ANNELIDA																			
Hyrudinea																			
Glossiphoniidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	48	16	2	-	-	-	66
Oligochaeta	1	-	1	-	9	-	-	4	1	-	2	1	-	-	-	1	-	-	20
MOLLUSCA																			
Bivalvia																			
Ancylidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Corbiculidae	-	-	-	-	-	4	-	-	-	-	-	-	-	4	49	-	-	1	58
Mycetopodidae	-	-	1	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3
Sphaeriidae	-	-	1	21	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	22
Gastropoda																			
Ampullaridae	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	1	4
Hydrobiidae	-	57	15	55	1	8	-	-	52	-	-	-	-	-	30	-	-	14	232
Hyriidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1
Planorbidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
NEMATOMORPHA																			
PLATYHELMINTHES																			
Turbellaria																			
Dugesiidae	-	13	2	-	-	1	-	1	2	2	-	-	-	-	-	1	1	-	23
ARTHROPODA																			
CRUSTACEA																			
Decapoda																			
Aeglidae	-	-	-	-	2	-	19	-	2	2	-	1	-	-	-	2	1	3	32

Riachos da sub-bacia hidrográfica do rio Piratinim																			
Táxons	Chuní			Itú			Ximbocu			Santana			Ivaí			Guaracapa			Σ
	N	I	F	N	I	F	N	I	F	N	I	F	N	I	F	N	I	F	
Trichodactylidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	1	6	-	-	9
Isopoda																			
Janiridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
INSECTA																			
Blattodea																			
Blaberidae	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Collembola																			
Entomobryidae	-	1	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	1	-	3	-	-	-	7
Isotomidae	1	3	-	-	-	3	-	-	-	-	-	2	3	1	2	2	-	-	17
Smythuridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Coleoptera																			
Chrysomelidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
Curculionidae	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	3
Dysticidae	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	3
Dryopidae	-	-	-	4	-	7	-	-	-	3	1	1	-	1	-	1	-	-	18
Elmidae	2	18	3	1	28	10	12	8	9	15	-	-	3	3	-	13	14	2	141
Gyrinidae	-	2	-	-	-	8	-	-	-	-	-	-	9	1	-	1	-	-	21
Hydraenidae	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3
Hydrophilidae	1	-	1	3	-	1	-	-	-	-	-	1	8	-	1	1	9	2	28
Lutrochidae	3	-	-	3	4	-	-	-	11	1	-	-	-	-	-	5	-	-	27
Noteridae	-	-	-	-	-	1	-	1	1	-	-	-	1	-	1	-	-	-	5
Psephenidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	2
Scirtidae	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	-	1	-	-	6
Diptera																			
Ceratopogonidae	-	6	-	-	-	2	-	-	-	1	1	-	2	-	-	-	1	-	13

Riachos da sub-bacia hidrográfica do rio Piratinim																			
Táxons	Chuní			Itú			Ximbocu			Santana			Ivaí			Guaracapa			Σ
	N	I	F	N	I	F	N	I	F	N	I	F	N	I	F	N	I	F	
Chironomidae	36	278	31	22	14	14	41	23	2	38	2	23	24	18	21	17	9	18	631
Culicidae	-	-	1	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3
Empididae	1	1	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4
Psychodidae	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
Sarcophagidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Simuliidae	29	593	17	22	43	6	8	35	16	21	4	17	1	10	34	15	64	19	954
Tabanidae	-	-	6	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-	1	5	-	14
Tipulidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	1	-	2	4	-	10
Ephemeroptera																			
Baetidae	22	167	197	28	21	29	17	24	15	15	4	3	3	21	7	26	66	25	690
Caenidae	7	3	19	3	-	-	22	1	-	4	2	2	9	2	4	4	1	7	90
Leptohypidae	-	10	7	-	4	-	2	-	3	2	-	1	6	6	-	6	19	8	74
Leptophlebiidae	7	15	-	9	18	16	15	10	90	23	2	8	6	12	1	28	50	17	327
Hemiptera																			
Belostomatidae	-	-	16	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	18
Corixidae	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3
Gerridae	-	1	-	9	2	-	3	-	-	1	-	-	9	21	1	14	-	6	67
Hebriidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Mesoveliidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Naucoridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Notonectidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	-	1	-	-	-	6
Nepidae	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	8	3	-	-	-	-	13
Veliidae	27	-	-	37	1	16	2	12	29	6	-	-	16	17	2	3	5	19	192
Lepidoptera																			
Pylalidae	-	11	-	1	1	1	-	13	-	26	-	1	-	-	-	-	3	1	58
Megaloptera																			

Táxons	Riachos da sub-bacia hidrográfica do rio Piratinim																		Σ
	Chuní			Itú			Ximbocu			Santana			Ivaí			Guaracapa			
	N	I	F	N	I	F	N	I	F	N	I	F	N	I	F	N	I	F	
Corydalidae	-	1	15	-	1	-	3	5	-	1	-	-	-	1	-	3	5	7	42
Odonata																			
Aeshnidae	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	3
Calopterygidae	1	17		2	1	1	-	-	-	-	3	-	1	1	1	6	2	16	52
Coenagrionidae	5	1	-	1	-	2	2	-	-	5	-	-	2	-	1	2	-	-	21
Dicteriadidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Gomphidae	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	3	-	-	5	1	-	1	2	14
Libellulidae	4	5	-	3	-	6	6	-	2	7	3	6	2	1	-	1	1	-	47
Megapodagrionidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	2
Protoneuridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1
Plecoptera																			
Gripopterygidae	-	2	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	4
Perlidae	-	-	1	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	8	-	-	2	-	13
Trichoptera																			
Calamoceratidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Glossosomatidae	2	-	-	20	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-	25
Hydrobiosidae	-	12	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	15
Hydroptilidae	1	1	3	-	-	-	2	-	1	1	-	-	-	1	2	-	1	-	13
Hydropsychidae	4	326	49	35	48	16	37	256	161	37	35	36	-	34	4	88	129	57	1352
Leptoceridae	1	4	-	-	-	1	-	-	-	1	1	-	2	-	-	-	-	-	10
Philopotamidae	1	-	1	3	63	-	26	-	-	22	-	3	-	90	6	6	-	74	295
Σ	160	1555	389	283	261	160	226	395	401	244	64	106	173	284	176	259	395	300	5.831

APÊNDICE B. Diversidade taxonômica de macroinvertebrados coletados em 18 pontos amostrais na sub-bacia do rio Comandaí, RS, Brasil.

Táxons	Riachos da sub-bacia hidrográfica do rio Comandaí																		Σ
	Comandaízinho			Giruá			Lambedor			Fundão			Pessegueiro			Luiza			
	N	I	F	N	I	F	N	I	F	N	I	F	N	I	F	N	I	F	
ANNELIDA																			
Hyrudinea			2		1		16	4				2		2	9	3	4		43
Oligochaeta	-	-	-	-	2	-	1	-	-	-	-	-	2	-	3	2	3	3	16
MOLLUSCA																			
Bivalvia																			
Corbiculidae	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	2	8
Mycetopodidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1
Sphaeriidae	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
Gastropoda																			
Ampullaridae	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Hydrobiidae	-	5	1	11	4	1	3	10	-	-	-	-	-	1	2	-	-	1	39
CRUSTACEA																			
Decapoda																			
Aegliidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	12	1	14
Trichodactylidae	-	-	1	-	-	1	-	1	1	1	-	-	-	-	-	-	1	-	6
INSECTA																			
Collembola																			
Entomobryidae	-	2	-	-	-	-	-	-	-	2	1	-	1	7	-	1	1	-	15
Coleoptera																			
Curculionidae	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Dysticidae	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	5
Dryopidae	-	-	-	-	-	-	-	6	4	3	3	-	-	5	-	-	4	1	26
Elmidae	-	1	-	-	8	6	-	-	9	3	-	2	5	6	5	5	1	1	52
Gyrinidae	3	-	2	-	82	-	-	-	-	-	-	-	-	18	-	1	-	41	147

Riachos da sub-bacia hidrográfica do rio Comandáí																			
Táxons	Comandáizinho			Giruá			Lambedor			Fundão			Pessegueiro			Luiza			Σ
	N	I	F	N	I	F	N	I	F	N	I	F	N	I	F	N	I	F	
Hydraenidae	-	-	-	-	-	-	-	2	11	9	-	-	-	1	1	-	-	2	26
Hydrophilidae	-	2	-	1	-	-	-	3	-	-	-	-	1	2	5	2	8	-	24
Noteridae	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	2	-	-	-	-	4
Psephenidae	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Staphylinidae	-	-	-	-	-	-	-	-	9	1	2	-	-	1	2	1	1	1	18
Scirtidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1
Diptera																			
Ceratopogonidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	2
Chironomidae	3	4	-	8	3	10	17	28	26	60	50	24	24	14	52	28	31	3	385
Culicidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	2
Simuliidae	1	25	1	72	-	30	35	-	24	7	116	52	31	6	38	45	2	108	593
Tabanidae	-	-	-	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	5
Tipulidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	2
Ephemeroptera																			
Baetidae	3	5	4	3	5	63	16	51	18	66	42	54	13	55	52	155	28	28	661
Caenidae	-	-	-	-	1	-	-	-	-	4	-	-	-	1	3	8	6	-	23
Leptohypidae	-	-	-	4	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	3	1	1	3	13
Leptophlebiidae	-	3	1	4	-	4	9	12	1	11	25	11	4	9	10	6	23	2	135
Hemiptera																			
Belostomatidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1
Corixidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
Gerridae	-	-	-	2	-	-	-	-	-	12	-	3	-	7	-	1	-	-	25
Gelastocoridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	2	-	3

Táxons	Riachos da sub-bacia hidrográfica do rio Comandaí																		Σ
	Comandaízinho			Giruá			Lambedor			Fundão			Pessegueiro			Luiza			
	N	I	F	N	I	F	N	I	F	N	I	F	N	I	F	N	I	F	
Naucoridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	2	-	-	-	3
Notonectidae	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Nepidae	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	3
Veliidae	14	-	26	42	2	-	1	113	2	10	-	1	-	2	-	-	1	6	220
Lepidoptera																			
Pyralidae	-	34	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-	1	1	-	6	44
Megaloptera																			
Corydalidae	-	-	-	-	-	1	2	-	3	-	2	-	-	-	3	-	-	1	12
Odonata																			
Aeshnidae	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Calopterygidae	2	2	2	4	1	1	1	2	-	1	-	-	-	3	-	-	2	2	23
Coenagrionidae	-	4	-	-	16	1	1	6	-	8	-	-	3	4	-	-	3	-	46
Gomphidae	2	-	2	-	-	2	-	2	-	-	-	-	2	-	-	1	9	-	20
Libellulidae	-	3	2	-	9	1	3	2	-	1	-	1	-	1	1	-	2	-	26
Megapodagrionidae	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
Plecoptera																			
Gripopterygidae	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	4
Perlidae	1	4	3	6	-	-	-	2	16	3	1	-	3	16	1	1	-	-	57
Trichoptera																			
Calamoceratidae	-	-	-	11	-	-	-	2	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	14
Glossosomatidae	-	-	-	-	1	-	-	-	1	1	-	5	-	-	-	-	-	-	8
Hydrobiosidae	-	-	-	1	1	-	1	-	-	1	-	-	-	-	3	2	-	-	9
Hydropsychidae	6	13	9	67	1	6	59	6	4	21	94	72	105	5	72	105	66	40	751
Leptoceridae	-	-	-	-	-	1	-	1	-	1	-	-	1	1	-	2	-	-	7
Philopotamidae	1	1	-	40	-	5	46	2	22	10	25	43	59	5	20	11	6	2	290
Σ	39	113	58	281	139	135	211	256	153	238	361	274	258	179	288	384	220	255	3.842

APÊNDICE C.

Resultado da aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) da diversidade de habitats elaborado por Callisto et al., 2002, para as sub-bacias dos rios Piratinim e Comandá, localizados na região noroeste do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil.

BH	Ponto	PARÂMETROS AMBIENTAIS																				Total		
		Variáveis ecológicas										Variáveis de habitat												
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	
Piratinim	ChuA1	2	2	4	4	4	4	4	4	4	4	5	3	3	2	5	3	5	3	0	2	2	2	71
	ChuA2	2	2	0	4	4	4	4	4	4	4	3	3	3	2	5	5	3	5	0	0	2	3	66
	ChuA3	4	2	4	4	4	4	4	4	4	4	3	3	5	0	3	3	5	5	3	3	5	2	78
	ItuA1	4	0	2	4	4	4	2	4	4	4	5	3	3	2	5	5	3	3	0	0	0	2	63
	ItuA2	4	2	2	4	4	4	4	4	4	4	5	3	5	2	5	3	3	5	2	3	3	2	77
	ItuA3	4	2	4	4	4	4	2	4	4	4	3	5	3	5	5	3	3	3	2	2	2	0	72
	XimM1	2	2	2	4	4	4	2	4	4	4	3	3	2	3	5	5	3	3	0	0	0	2	61
	XimM2	2	0	2	0	2	4	2	4	4	2	3	2	2	0	2	0	3	5	0	0	0	2	41
	XimM3	4	2	4	4	4	4	2	4	4	4	3	2	2	2	5	3	5	5	0	2	2	0	67
	SanM1	2	0	2	4	4	4	4	4	4	2	3	3	3	5	5	5	5	5	0	0	0	2	66
	SanM2	2	2	2	4	4	4	4	4	4	4	2	3	3	2	5	5	3	2	0	2	0	2	63
	SanM3	2	0	4	4	4	4	2	4	4	4	3	2	2	0	5	3	3	3	2	2	2	2	61
	IvaB1	2	2	4	4	2	4	4	4	4	4	5	2	2	5	5	3	3	5	2	3	2	2	73
	IvaB2	2	2	4	4	4	4	4	4	4	4	3	2	0	2	2	2	5	2	2	2	2	2	62
	IvaB3	2	2	4	4	4	4	4	4	4	4	3	2	3	0	3	3	5	2	0	2	0	2	61
	GuaB1	2	2	4	4	4	4	4	4	4	4	3	2	0	0	5	5	5	3	0	3	0	0	62
	GuaB2	2	2	4	4	4	4	4	4	4	4	3	2	2	2	5	5	3	3	0	2	0	0	63
GuaB3	2	2	4	4	4	4	4	4	2	4	5	2	2	0	5	5	5	2	0	3	2	3	68	
Comandá	ComA1	2	2	4	4	4	2	2	4	4	2	3	3	3	0	0	0	5	3	0	2	2	0	51
	ComA2	2	2	4	4	4	4	4	4	4	4	5	3	3	3	3	5	3	3	0	2	2	0	68
	ComA3	2	2	4	2	4	4	2	4	4	4	5	3	3	0	5	3	3	3	3	2	0	2	64
	GirA1	0	2	0	4	4	4	4	4	4	4	3	3	3	2	5	3	2	3	0	2	2	3	61
	GirA2	2	2	4	2	4	4	4	4	4	4	3	3	3	3	3	3	3	3	2	2	2	2	66
	GirA3	2	2	2	4	4	4	2	4	4	4	3	3	3	3	3	3	3	3	2	2	0	2	62
	LamM1	2	2	4	4	4	4	4	4	4	4	3	3	3	0	3	3	3	3	0	3	0	2	62
	LamM2	2	2	4	4	4	4	2	4	4	2	3	3	5	2	5	5	5	5	0	2	0	2	69
	LamM3	2	2	4	4	4	4	2	4	4	4	3	5	5	2	5	5	3	3	0	3	0	0	68
	FunM1	2	2	2	4	4	4	4	4	4	4	3	3	3	2	5	5	3	3	0	2	0	0	63
	FunM2	2	2	2	4	4	4	4	4	4	4	3	3	3	2	5	3	3	3	2	0	0	2	63
	FunM3	2	2	2	4	4	4	2	4	4	4	3	3	3	3	3	3	3	3	2	2	2	2	64
	PesB1	2	2	4	2	4	4	4	4	4	4	3	3	3	2	5	5	3	3	3	3	2	3	72
	PesB2	2	2	4	4	4	4	2	4	4	4	5	3	2	2	5	5	3	3	0	3	2	2	69
	PesB3	4	4	2	4	2	4	2	2	4	4	3	3	3	2	5	5	3	3	2	2	3	2	68
	LuiB1	2	2	4	4	2	4	2	4	4	4	3	3	3	3	3	5	3	3	0	3	0	2	63
	LuiB2	4	2	4	4	4	4	4	4	4	4	5	2	2	2	3	2	5	3	3	3	3	2	73
LuiB3	2	2	4	4	4	4	2	4	4	4	5	3	3	3	3	3	3	3	2	2	2	2	68	

Fonte: elaborado pelos autores.

Legenda dos parâmetros: 1. Tipo de ocupação das margens; 2. Erosão próxima e/ou nas margens do rio e assoreamento em seu leito; 3. Alterações Antrópicas; 4. Cobertura vegetal no leito; 5. Odor na água; 6. Oleosidade da Água; 7. Transparência da água; 8. Odor do sedimento; 9. Oleosidade do fundo; 10. Tipo de Fundo; 11. Tipos de fundos; 12. Extensão de Rápidos; 13. Frequência de rápidos; 14. Tipos de Substratos; 15. Deposição de lama; 16. Depósitos sedimentares; 17. Alterações no canal do rio; 18. Caracterização do fluxo das águas; 19. Presença de mata ciliar; 20. Estabilidade das margens; 21. Extensão da mata ciliar; 22. Presença de plantas aquáticas.

APÊNDICE D.

Coordenadas geográficas e características de paisagem associadas com os riachos, nos 36 pontos amostrais, nas sub-bacia hidrográficas dos rios Piratinim e Comandaí, RS, Brasil.

Bacia	Riacho	Trecho	Largura do riacho (m)	Altitude	GPS
Piratinim	Chuni	Nascente	4,5	313	28°43'29.74"S 54°12'15.06"O
	Chuni	Intermediário	17,0	240	28°40'09.91"S 54°21'09.35"O
	Chuni	Foz	22,0	203	28°39'31.62"S 54°25'26.82"O
	Itu	Nascente	6,5	332	28°47'18.59"S 54°12'08.88"O
	Itu	Intermediário	9,0	280	28°44'52.66"S 54°16'37.43"O
	Itu	Foz	9,0	239	28°41'41.90"S 54°22'40.34"O
	Ximbocu	Nascente	5,0	194	28°27'07.57"S 54°49'22.89"O
	Ximbocu	Intermediário	13,0	154	28°28'08.42"S 54°57'12.66"O
	Ximbocu	Foz	15,0	122	28°27'19.42"S 55°06'53.49"O
	Santana	Nascente	5,0	186	28°30'37.22"S 54°43'47.74"O
	Santana	Intermediário	11,0	152	28°33'58.90"S 54°48'41.88"O
	Santana	Foz	13,0	151	28°34'49.93"S 54°49'03.20"O
	Ivaí	Nascente	3,0	106	28°04'34.74"S 55°20'59.49"O
	Ivaí	Intermediário	5,0	89	28°05'03.08"S 55°21'37.35"O
	Ivaí	Foz	7,0	82	28°05'19.72"S 55°22'45.23"O
	Guaracapa	Nascente	3,0	145	28°10'38.22"S 55°10'43.88"O
	Guaracapa	Intermediário	10,0	112	28°12'43.44"S 55°13'07.74"O
	Guaracapa	Foz	15,0	99	28°14'19.50"S 55°15'46.38"O
Comandaí	Comandaízinho	Nascente	2,3	354	28°6'30.40"S 54°14'54.27"O
	Comandaízinho	Intermediário	10,0	311	28°7'53.35"S 54°18'37.28"O
	Comandaízinho	Foz	12,0	296	28°9'11.23"S 54°19'35.03"O
	Girúá	Nascente	5,0	326	28°3'9.78"S 54°26'25.99"O
	Girúá	Intermediário	8,0	274	28°4'12.94"S 54°31'2.10"O
	Girúá	Foz	11,0	248	28°7'26.65"S 54°32'29.25"O
	Lambedor	Nascente	5,0	279	28°2'10.23"S 54°33'51.74"O
	Lambedor	Intermediário	7,0	247	28°03'49.4"S 54°35'22.6"O
	Lambedor	Foz	8,0	202	28°5'23.96"S 54°37'18.68"O
	Fundão	Nascente	5,0	268	28°1'5.92"S 54°35'56.0"O
	Fundão	Intermediário	7,0	217	28°2'22.57"S 54°37'32.32"O
	Fundão	Foz	9,0	190	28°3'43.31"S 54°39'22.20"O
	Pessegueiro	Nascente	5,0	234	27°59'6.20"S 54°43'28.09"O
	Pessegueiro	Intermediário	8,0	176	27°58'58.20"S 54°47'44.75"O
	Pessegueiro	Foz	13,0	144	27°59'32.82"S 54°51'0.19"O
	Luiza	Nascente	5,0	274	28°4'23.72"S 54°53'19.00"O
	Luiza	Intermediário	6,0	146	28°2'38.82"S 54°53'36.99"O
	Luiza	Foz	11,0	131	28°0'26.34"S 54°54'2.84"O

Fonte: elaborado pelos autores, 2023.

ANEXO A.

Sub-bacia: _____ Riacho: _____
Coordenadas geográficas: _____ Trecho amostral: () Nascente; () Intermediário; () Foz
Data: ___/___/___ Horário da avaliação: _____

Quadro 1. Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) da diversidade de habitats aplicados em trechos das sub-bacias hidrográficas dos rios Piratinim e Comandá.

Parâmetros Ambientais	Natural (4 pontos)	Mediano (2 pontos)	Pobre (0 ponto)
1. Tipo de ocupação das margens	Natural (sem ocupação)	Campo de pastagem/ Agricultura/Monocultura/ Reflorestamento	Residencial/Comercial/Industrial
2. Erosão próxima e/ou nas margens do rio e assoreamento em seu leito	Ausente	Moderada	Acentuada
3. Alterações Antrópicas	Ausente	Alterações de origem doméstica (esgoto, lixo, etc.)	Alterações de origem industrial/urbana (fábricas, siderúrgicas, canalização)
4. Cobertura vegetal no leito	Parcial	Total	Ausente
5. Odor na água	Nenhum	Presente (fraco)	Presente (forte)
6. Oleosidade da Água	Ausente	Moderada	Abundante
7. Transparência da água	Transparente (verde fraco)	Turva (cor de chá-forte)	Opaca ou Colorida
8. Odor do sedimento	Nenhum	Esgoto	Óleo Industrial
9. Oleosidade do fundo	Ausente	Moderado	Abundante
10. Tipo de Fundo	Pedras/Cascalho	Lama/Areia	Cimento/canalizado

Fonte: Callisto et al. 2002.

Continuação do PAR...

Protocolo de Avaliação Rápida – PAR, adaptado de Callisto et al. (2002)

Parâmetros Ambientais	Categorias			
	Natural (5 pontos)	Levemente Alterado (3 pontos)	Moderadamente Alterado (2 pontos)	Extremamente Alterado (0 ponto)
11. Tipos de fundos	Mais de 50% com habitats diversificados (pedaços de troncos submersos; cascalho) e estáveis.	30 a 50% de habitats diversificados, adequados para a manutenção da vida aquática.	10 a 30% de habitats diversificados; substratos frequentemente modificados.	Menos que 10% de habitats estáveis; substrato instável ou ausente.
12. Extensão de Rápidos	Rápidos e corredeiras bem desenvolvidos; rápidos tão largos quanto o rio e com comprimento igual ao dobro da largura do rio.	Rápidos com largura igual à do rio, mas com comprimento menor que o dobro da largura do rio.	Trechos rápidos podem estar ausentes; rápidos não tão largos quanto o rio e seu comprimento menor que o dobro da largura do rio.	Rápidos ou corredeiras inexistentes.
13. Frequência de rápidos	Rápidos relativamente frequentes; distância entre rápidos dividida pela largura do rio entre 5 e 7.	Rápidos não frequentes; distância entre rápidos dividida pela largura do rio entre 7 e 15.	Rápidos ou corredeiras ocasionais; habitats formados pelos contornos do fundo; distância entre remansos dividida pela largura do rio entre 15 e 25.	Geralmente com lâmina d'água "lisa" ou com rápidos rasos, pobreza de habitats; distância entre rápidos dividida pela largura do rio > 25.
14. Tipos de Substratos	Seixos abundantes (principalmente em nascentes)	Seixos abundantes; cascalho comum.	Fundo formado predominantemente por cascalho; alguns seixos presentes.	Fundo pedregoso ou de lama; seixos ausentes.
15. Deposição de lama	Entre 0 e 25% do fundo coberto por lama.	Entre 25 e 50% do fundo coberto por lama.	Entre 50 e 75% do fundo coberto por lama.	Mais de 75% do fundo coberto por lama.
16. Depósitos sedimentares	Menos de 5% do fundo com deposição de lama; ausência de deposição nos remansos. Provavelmente, a correnteza arrasta todo o material fino.	Alguma evidência de modificação no fundo, principalmente aumento de cascalho, areia ou lama; 5 a 30% do fundo afetado; suave deposição nos remansos.	Deposição moderada de cascalho novo, areia ou lama nas margens; entre 30 à 50% do fundo afetado; deposição moderada nos remansos.	Grandes depósitos de lama, margens assoreadas; mais de 50% do fundo modificado;

Continuação...

17. Alterações no canal do rio	Canalização (retificação) ou dragagem ausente ou mínima; rio com padrão normal. O curso d'água segue com padrão natural.	Alguma canalização presente, normalmente próximo à construção de pontes; evidência de modificações há mais de 20 anos.	Alguma modificação presente nas duas margens; 40 a 80% do rio modificado	Margens cimentadas; acima de 80% do rio modificado.
18. Caracterização do fluxo das águas	Fluxo relativamente igual em toda a largura do rio; mínima quantidade de substrato exposta.	Lâmina d'água acima de 75% do canal do rio; ou menos de 25% do substrato exposto.	Lâmina d'água entre 25 e 75% do canal do rio, e/ou maior parte do substrato nos rápidos exposto.	Lâmina d'água escassa e presente apenas nos remansos.
19. Presença de mata ciliar	Acima de 90% com vegetação ripária nativa, incluindo árvores, arbustos ou macrófitas; mínima evidência de desflorestamento; todas as plantas atingindo a altura "normal".	Entre 70 e 90% com vegetação ripária nativa; desflorestamento evidente, mas não afetando o desenvolvimento da vegetação; maioria das plantas atingindo a altura "normal".	Entre 50 e 70% com vegetação ripária nativa; desflorestamento óbvio; trechos com solo exposto ou vegetação eliminada; menos da metade das plantas atingindo a altura "normal".	Menos de 50% da vegetação ripária nativa; desflorestamento muito acentuado.
20. Estabilidade das margens	Margens estáveis; Evidência de erosão mínima ou ausente;	Moderadamente estáveis; pequenas áreas de erosão frequentes (entre 5 e 30% da margem com erosão).	Moderadamente instável; Entre 30 e 60% da margem com erosão.	Instável; muitas áreas com erosão; Erosão óbvia entre 60% e 100% das margens.
21. Extensão da mata ciliar	Largura da vegetação ripária maior que 18 m; sem influência de atividades antrópicas (agropecuária, estradas etc.).	Largura da vegetação ripária entre 12 e 18 m; mínima influência antrópica.	Largura da vegetação ripária entre 6 e 12 m; influência antrópica intensa.	Largura da vegetação ripária menor que 6 m; vegetação restrita ou ausente devido à atividade antrópica.
22. Presença de plantas aquáticas	Presença evidente ao longo do trecho amostral e em grande diversidade de espécies.	Presença evidente ao longo do trecho amostral, porém com pouca diversidade de espécies.	Algumas poucas espécies em locais específicos do leito.	Nenhuma

REFERÊNCIAS

ADLER, P.; CROSSKEY, R. 2018. **World blackflies (Diptera: Simuliidae): a comprehensive revision of the taxonomic and geographical inventory**. South Carolina: Inventory Revision, 2018. Disponível em: <https://biomia.sites.clemson.edu/pdfs/blackfly_inventory.pdf>. Acesso em: 10 out. 2021.

ADLER, P.H.; CURRIE, D.C.; WOOD, D.M. **The black flies (Simuliidae) of North America**. New York: Cornell University Press, 2004.

ALABURDA, J.; NISHIHARA, L. Presença de compostos de nitrogênio em águas de poços. **Revista de Saúde Pública**. 1998, v. 32, n. 2.

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS - ANA. **Redes de monitoramento**. Disponível em: <<http://portalpnqa.ana.gov.br/rede-nacional-rede-monitoramento.aspx>>. 12 set. 2021.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. **Panorama do enquadramento dos corpos d'água no Brasil**. Disponível em: <http://portalpnqa.ana.gov.br/Publicacao/PANORAMA_DO_ENQUADRAMENTO.pdf>. Acesso em: 12 set. 2021.

ALLAN, J. D.; CASTILLO, M. M. **Stream ecology: structure and function of running waters**. 2.ed. Dordrecht: Springer. 2007. 436p..

AMARAL-CALVÃO, A.M.R.; MAIA-HERZOG, M. Coleção de simuliídeos (Diptera - Simuliidae) de Adolpho Lutz, sua história e importância. **História, Ciência, Saúde Manguinhos**, v. 10, n. 1, p. 259-271, 2003.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Washington: APHA, 21^a. Ed., 2005.

ANDRIOTTI, J. **Efeitos das modificações ambientais na comunidade de invertebrados aquáticos e no processo de decomposição foliar em pequenos riachos em uma ilha subtropical**. Trabalho de Conclusão de Curso - Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2019.

BARBOSA, D.S. & ESPÍNOLA, E.V.G. Algumas teorias ecológicas aplicadas a sistemas lóticos. In. BRIGANTE, J. & ESPÍNOLA, E.L.G. **Limnologia Fluvial: um estudo no Rio Mogi-Guaçu**. São Carlos: RiMA, 2003. p.1-14

BARROS, M. P.; GAYESKI, L. M.; TUNDISI, J. G.. Benthic macroinvertebrate community in the Sinos river drainage basin, Rio Grande do Sul, Brazil. **Braz. J. Biol.**, São Carlos, v. 76, n. 4, p. 942-950, dez. 2016.

BAPTISTA DF, BUSS DF, EGLER M, GIOVANELLI A, SILVEIRA MP AND NESSIMIAN JL. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of

Atlantic Forest stream at Rio de Janeiro Estate, Brazil. **Hydrobiologia**, 575: 83-94, 2008.

BISCALQUINI, A. C. **Uso de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade da água da microbacia do córrego dos Palmitos**, Orlândia-SP., 2018.

BIZZO, M. R. de O. MENEZES, J.; ANDRADE, S. F. de. Protocolos de avaliação rápida de rios (PAR). **Caderno de Estudos Geoambientais**, v. 04, n. 01, p. 05-13, 2014.

BARBOLA, I. F.; MORAES, M. F. P. G.; ANAZAWA, T. M.; NASCIMENTO, E. A.; SEPKA, E. R.; POLEGATTO, C. M. et al. Avaliação da comunidade de macroinvertebrados aquáticos como ferramenta para o monitoramento de um reservatório na bacia do Rio Pitangui, Paraná, Brasil. **Iheringia Série Zoologia**, v. 101, n. 2, p. 15-23, 2011.

BEZERRA, D. P.; SANTANA, J. M.; NUNES, R. I.; OLIVEIRA, J. B.; SOUZA, W. W.; SANTOS, P. R. S.; MACIEL, O. S.; *et al.* Análise dos Parâmetros Físicos: Sólidos Totais, Sólidos Sedimentáveis, Sólidos Totais Dissolvidos e Sólidos Suspensos nas Águas do Vale do Açu. In: 5º Encontro Regional De Química & 4º Encontro Nacional De Química, 2015, Vale do Açu. **Artigo [...]**. Vale do Açu, Rio Grande do Norte: Vol. 3, 2015, p. 746-754.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria 2.914 de 12 de dezembro de 2011. Brasília, DF, 2011.

BRASIL. Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano. Brasília, DF: **Ministério da Saúde**; 2006. 213p. Disponível em: <https://bvsmms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/vigilancia_controle_qualidade_agua.pdf>. Acesso em: 20 fev. 2022.

BUSS, Daniel Forsin; BAPTISTA, Darcílio Fernandes; NESSIMIAN, Jorge Luiz. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Cad. Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 19, n. 2, p. 465-473, Apr. 2003.

BUZELLI, G. M.; CUNHA-SANTINO, M. B. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita (SP). **Ambi-Água**, Taubaté, v. 8, n. 1, p. 186-205, 2013.

CALLISTO, M.; ESTEVES, F. A. Categorização funcional dos macroinvertebrados bentônicos em quatro ecossistemas lóticos sob influência das atividades de uma mineração de bauxita na Amazônia Central (Brasil). **Oecologia Brasiliensis**, v. 5, n. 5, p. 223-234, 1998.

CALLISTO, M.; GONÇALVES JR, J. F.; MORENO, P. Invertebrados aquáticos como bioindicadores. **Navegando o Rio das Velhas das Minas aos Gerais**, v. 1, 2004, p. 1-12.

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

CALLISTO, M., et al. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnologica Brasiliensia**. v. 14, n. 1, p.91-98, 2002.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidas** - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo; Organizadores: Carlos Jesus Brandão. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Mortandade de peixes: alterações físicas e químicas**. São Paulo, 2022. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/mortandade-peixes/alteracoes-fisicas-e-quimicas/ph/>> Acesso em: 12 jan. 2022.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Protocolo para o biomonitoramento com as comunidades bentônicas de rios e reservatórios do estado de São Paulo**. São Paulo, Cetesb, 2012. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/35-publicacoes--relatorios>>. Acesso em: 11 jan. 2022.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Apêndice D – Índices de Qualidade das Águas**. São Paulo: CETESB, 2017. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/apendice-d_-indices-de-qualidade-das-aguas/>. Acesso em: 20 jan. 2022.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo**. Apêndice E - Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade das Águas e dos Sedimentos e Metodologias Analíticas de Amostragem. São Paulo: CETESB, 2016. 52 p. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br>>. Acesso em: 03 jan. 2022.

CHAGAS, F. B.; RUTKOSKI, C. F.; BIENIEK, G. B.; VARGAS, G. D. L. P.; HARTMANN, P. A.; HARTMANN, M. T. Utilização da estrutura de comunidades de macroinvertebrados bentônicos como indicador de qualidade da água em rios no sul do Brasil. **Ambiente & Água**, v. 12, n. 3, p. 416-425, 2017.

COIMBRA, R. M. Monitoramento da qualidade da Água. In: BRANCO, S. M., PORTO, R. L. L., et al. **Hidrologia Ambiental**. São Paulo: USP/ABRH (Coleção ABRH de recursos hídricos) v. 3, p. 392-411, 1991.

COMITÊ BACIA HIDROGRÁFICA RIO IJUÍ. **A Bacia Hidrográfica do Rio Ijuí**. Secretaria do Meio Ambiente, 17f, 2011.

CONNOR, E.F.; MCCOY, E.D. The Statistics and Biology of the species-area relationship. **The American Naturalist**, v. 113, n. 6, p. 791-833, 1979.

COSCARÓN, S.; COSCARÓN-ARIAS, C.L. **Simuliidae Neotropical (Diptera: Insecta)**. Editores da Pensoft, 2007.

COSTA, T. R. A. A. **Avaliação da qualidade de água do reservatório Gavião utilizando macroinvertebrados como bioindicadores**. Dissertação (Mestrado Profissional em Gestão de Recursos Hídricos) - Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013.

CROSSKEY R. W. **The Natural History of Blackflies**. Chichester: Wiley, 1990. 711 p..

CUMMINS, K.W., MERRITT, R.W. & ANDRADE, P.C.N. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**. Vol. 40, 2005.

DEPARTAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS. **Relatório Anual sobre a situação dos Recursos Hídricos no Estado do Rio Grande do Sul**. Secretaria do Meio Ambiente: Porto alegre, ago, 2012.

DOCILE, T.N.; FIGUEIRÓ, R.; GIL-AZEVEDO, L.H.; NESSIMIAN, J. Water pollution and distribution of the black fly (Diptera: Simuliidae) in the Atlantic Forest, Brazil. **Revista de Biologia Tropical**, v. 63, n. 3, p. 683-693, 2015.

EGLER, M. **Utilizando a comunidade de macroinvertebrados bentônicos na avaliação da degradação de ecossistemas de rios em áreas agrícolas**. 2002. 147 p. Dissertação (Saúde Pública). Instituto Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2002.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1988.

ESTEVES, F.A.; FURTADO, A.L.S. Oxigênio Dissolvido. In: ESTEVES, F.A. **Fundamentos de limnologia**. 3.ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. p. 167-192.

FEPAM. Levantamento e análise de dados secundários relativos aos meios físico, biótico e antrópicos da Bacia Hidrográfica dos Rios Turvo-Santa Rosa-Santo Cristo – (MQA/PNMA II) – **Relatório 1. Relatório de consultoria elaborado pela PROFILL Engenharia e Meio Ambiente S.A.** (disponibilizado pelo Comitê da Bacia Hidrográfica dos Rios Turvo-Santa Rosa-Santo Cristo), 2004.

FIGUEIRÓ, R.; SANTOS, S.S.; DOCILE, T.N.; DA COSTA, T.R.; FERREIRA C.A.; GIL-AZEVEDO L.H. Observações preliminares sobre os padrões de co-ocorrência de larvas da mosca negra (Diptera: Simuliidae) e alguns de seus potenciais predadores de macroinvertebrados. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 64, n. 3, 2020.

FIORUCCI, A.R.; BENEDETTI FILHO, E. A importância do Oxigênio Dissolvido em Ecossistemas Aquáticos. **Química Nova na Escola**, n. 22, 2005, p. 1-7.

GONÇALVES, F. B. **Análise comparativa de índices bióticos de avaliação de qualidade de água, utilizando macroinvertebrados, em um rio litorâneo do Estado do Paraná.** Dissertação (Ecologia e Conservação) - Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007.

Gonçalves, M. R. 2004. **A importância do controle de desperdício de água potável: uma nova abordagem para a educação básica.** Trabalho de Conclusão de Curso - Licenciatura em Química. Universidade da Tecnologia e do Trabalho, Campos dos Goytacazes, RJ. p. 64.

GOULART, M. D.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**, v. 2, n. 1, 2003.

GUIMARÃES, A.; RODRIGUES, A. S. L.; MALAFAIA, G. Adequação de um protocolo de avaliação rápida de rios para ser usado por estudantes do ensino fundamental. **Ambi-Água**, Taubaté, v. 7, n. 3, p. 241-260, 2012.

GUIMARÃES, R., de Carvalho Silva, L., & Guimarães, R.. Macroinvertebrados como Bioindicadores da Qualidade da Água do Rio Paraíba do Sul, Barra Mansa, Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Dissertar**, 1(26 e 27), 2017, p. 50-57.

HAMADA, N. Association between Hemerodromia sp. (Diptera, Empididae) and Simulium perflavum (Diptera, Simuliidae) in Central Amazonia, Brazil. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, v. 88, n. 1, p. 169-170, 1993.

HAMADA, N.; MCCREADIE, J.W.; ADLER, P.H. Species richness and spatial distribution of blackflies (Diptera: Simuliidae) in streams of Central Amazonia, Brazil. *Freshwater Biology*, v. 47, p. 31-40, 2002.

HANNAFORD, Morgan J.; BARBOUR, Michael T.; RESH, Vincent H. Training reduces observer variability in visual-based assessments of stream habitat. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 16, n. 4, p. 853-860, 1997.

HENTGES, S. M. **Estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos e avaliação da qualidade da água em riachos da sub-bacia hidrográfica do rio Piratinim,**

médio rio Uruguai, RS, Brasil. Dissertação (Mestrado em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis) - Universidade Federal da Fronteira Sul. Cerro Largo, 2017.

HENTGES S.M., T.C. MENZEL, C.M. LOEBENS, S.E. SIVERIS, D.A. REYNALTE-TATAJE & M.N. STRIEDER. Structure of aquatic macroinvertebrate communities in streams of a sub-basin in the Pampa Biome, Southern Brazil. **Neotropical Biology and Conservation**, v.16; p. 249-271. 2021.

HEPP, L. U. **Fauna de invertebrados aquáticos na Bacia Hidrográfica do Rio Jacutinga, Jacutinga-RS.** 2005. 91f. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade animal) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2005.

JUNQUEIRA, V. M.; AMARANTE, M. C.; DIAS, C. F. S. Biomonitoramento da qualidade das águas da bacia do Alto Rio das Velhas através de macroinvertebrados. **Acta Limnologica Brasiliensis**, v. 12, p. 73-87. 2000.

KLUMPP, A; ANSEL, W, KLUMPP, G, FOMIN, A. Um novo conceito de monitoramento e comunicação ambiental: a rede européia para a avaliação da qualidade do ar usando plantas bioindicadoras (Eurobionet). **Revista Brasil. Bot.**, São Paulo, v. 24, n. 4, p. 511-518, dez. 2001.

KOWATA, E. A.; RIBEIRO, J. T.; TELLES, D. D. Estudo da influência da turbidez e cor declinantes sobre a coagulação de água de abastecimento no mecanismo de adsorção-neutralização de cargas. **2º Simpósio de Iniciação Científica e Tecnologia e IX Expo-Edif**, São Paulo, 2000.

LEMES, W.P. **A urbanização como um fator de mudanças dos processos ecossistêmicos em riachos insulares: Decomposição foliar e invertebrados aquáticos como ferramentas de avaliação.** Trabalho Conclusão do Curso - Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2021.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de Qualidade e Tratamento de Água.** 3º Edição. Campinas – SP. Editora Átomo, 2010.

Laini, A., Bolpagnia, R., Cancellario, A, T., Guareschib, S., Racchettia, E. & Viaroli, P. Testing the response of macroinvertebrate communities and biomonitoring indices under multiple stressors in a lowland regulated river. **Ecological Indicator**, v. 90, 2018, p. 47-53.

LIRA, O. O. Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS: **Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde.** Brasília: Funasa, 2014. 112 p. Disponível em: <http://www.funasa.gov.br/site/wpcontent/files_mf/manualcont_quali_agua_tecnicos_trab_emetas.pdf>. Acesso em: 20 fev. 2022.

LOEBENS, C. M. **Comunidade de macroinvertebrados bentônicos e qualidade da água nos principais riachos da sub-bacia hidrográfica do rio Comandaí, mesorregião noroeste Rio-grandense, Brasil.** Dissertação (Mestrado em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis) - Universidade Federal da Fronteira Sul. Cerro Largo. 2018.

MARCHESANI, E.; ZANELLA, R.; AVILA L.; CAMARGO E.; MACHADO, M. Rice herbicide monitoring in two brazilian rivers during the rice growing season. **Scientia Agricola** 64, 2007, 131-137

MARQUES, M. G. S. M.; FERREIRA, R. L.; BARBOSA, F. A. R. A comunidade de macroinvertebrados aquáticos e características limnológicas das lagoas Carioca e da Barra, Parque Estadual do Rio Doce, MG. **Rev. Bras. Biol.**, São Carlos, v. 59, n. 2, p. 203-210, mai. 1998.

MATILAINEN, A.; GJESSING, E. T.; LAHTINEN, T.; HED, F.; BHATNAGAR, A. et al. An overview of the methods used in the characterisation of natural organic matter (NOM) in relation to drinking water treatment. **Chemosphere**, v. 83, n. 11, p. 1431- 1442, 2011.

MEDEIROS, ADAELSON CAMPELO, LIMA, MARCELO DE OLIVEIRA E GUIMARÃES, RAPHAEL MENDONÇA. Avaliação da qualidade da água de consumo por comunidades ribeirinhas em áreas de exposição a poluentes urbanos e industriais nos municípios de Abaetetuba e Barcarena no estado do Pará, Brasil. **Ciência & Saúde Coletiva**. 2016, v. 21, n. 3. pp. 695-708.

MENZEL, T.C. **Distribuição espacial e temporal de Simuliidae (Diptera: Culicomorpha) em uma Bacia Hidrográfica do Bioma Pampa, no sul do Brasil.** Dissertação. 78 f. Dissertação (Mestrado) Curso de Ambiente e Tecnologias Sustentáveis, UFFS, Cerro Largo, 2019.

MENZEL, T.C., S.M. HENTGES, D.A.R. TATAJE & M.N. STRIEDER. Diversity and spatial distribution of black flies (Diptera: Simuliidae) in the Ijuí river drainage basin, Rio Grande do Sul, Brazil. **Entomobrasilis**, 12: 47-56. 2021.

MENZEL, T.C., HENTGES, S.M., LOEBENS, C.M. et al. Spatial and temporal distribution of black flies (Diptera: Simuliidae) in the pampa biome streams, Brazil. **Biologia** (2021).

MERRIT, R. W.; CUMMINS, K. W. **An introduction to the Aquatic Insects of North America.** Dubuque: Kendal/Hunth Publishing Company, 1996.

MUGNAI, R., NESSIMIAN, J.L., BAPTISTA, D.F. **Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do Estado do Rio de Janeiro.** Rio de Janeiro: Tecnical books Editora, 2010.

MORETTI, M. S.; MORENO, P. **Ecologia e funcionamento de ecossistemas aquáticos**. Minicurso de Biologia, Universidade do Vale do Sapucaí, 2006.

MOURA E SILVA, M. S. G. et al. Assessment of benthic macroinvertebrates at Nile tilapia production using artificial substrate samplers. **Brazilian Journal of Biology**, n. AHEAD, 2016.

PEPINELLI, Mateus. Checklist de Simuliidae (Insecta, Diptera) do Estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 11, p. 667-674, 2011.

PETRIN, Z.; LAUDON, H.; MALMQVIST, B. Does freshwater macroinvertebrate diversity along a pH-gradient reflect adaptation to low pH? **Freshwater Biology**, v. 52, p. 2172-2183, 2007

PHILIPPI JÚNIOR, A. Águas de Abastecimento. In: **Saneamento, Saúde e Ambiente: Fundamento para um desenvolvimento sustentável**. São Paulo: Manole, 2005, p. 117-181.

PIMENTA, S. M.; BOAVENTURA, G. R.; PEÑA, A. P.; RIBEIRO, T. G. Estudo da qualidade da água por meio de bioindicadores bentônicos em córregos da área rural e urbana. **Rev. Ambient. Água**, Taubaté, vol. 11 n. 1, 2016.

PIVELI, R.P.; KATO, M.T. **Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos**. 1. ed. São Paulo: ABES, 2006.

PNQA. Portal da Qualidade das Águas. **Indicadores de qualidade: índice de qualidade das águas (IQA)**. Disponível em: <http://pnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx#_ftn3>. Acesso em: 15 dez. 2021.

POST, RJ; MUSTAPHA, M.; KRUEGER, A. Taxonomia e inventário das citoespécies e citótipos do complexo *Simulium damnosum* (Diptera: Simuliidae) em relação à oncocercose. **Medicina Tropical e Saúde Internacional**, v. 12, n. 11, pág. 1342- 1353, 2007.

QUEIROZ, J. F.; SILVA, M. S. G. M.; TRIVINHO-STRIXINO, S. **Organismos bentônicos: biomonitoramento de qualidade de água**. 1. ed. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2008. 91 p.

QUEIROZ, J. F.; TRIVINHO-STRIXINO, S.; NASCIMENTO, V. M. C. **Organismos bentônicos bioindicadores da qualidade das águas da bacia do médio São Francisco**. Comunicado Técnico – Embrapa Meio Ambiente, 2000.

RADTKE, Lidiane. **Protocolos de avaliação rápida: uma ferramenta de avaliação participativa de cursos d'água urbanos**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria. 2015.

RICHTER, C. A.; DE AZEVEDO NETTO, J. M. In: **Tratamento de água: tecnologia atualizada**, São Paulo: Edgard Blücher Ltda. 1991.

RICHTER, C. A. Parâmetros de qualidade e definição de processos de tratamento. In: **ÁGUA: MÉTODOS E TECNOLOGIA DE TRATAMENTO**, São Paulo: Edgard Blücher Ltda. 2009.

RIGHI, E.; BASSO, L.A. Aplicação e análise de técnicas de interpolação para espacialização de chuvas. **Ambiência Guarapuava (PR)**, v. 12 n. 1 p. 101-117, 2016.

RINALDI, Silvana Aparecida. **Uso de macroinvertebrados bentônicos na avaliação do impacto antropogênico às margens do Parque Estadual do Jaraguá, São Paulo-SP**. 2007. Dissertação (Mestrado em Ecologia), Departamento de ecologia da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

ROCHA, F. R. P.; TEIXEIRA, L. S. G. estratégias para aumento de sensibilidade em espectrofotometria UV-VIS. **Química Nova**, 2004, São Paulo, v. 27, n. 5, p. 807-812

RODRIGUES, A.S.L.; CASTRO, P.T.A. Protocolos de Avaliação Rápida: instrumentos complementares no monitoramento dos recursos hídricos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 13, n. 1, p. 161-170, 2008.

ROSENBERG, DM. and RESH, VH. 1993. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates London: Chapman & Hall.

SANTOS, R.B. **Fauna de Simulídeos (Diptera: Simuliidae) do Ribeirão Guaravera e Afluentes, Distrito de Guaravera, Londrina, Paraná**. 2008. 69 f. Dissertação (Ciências Biológicas). Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2008.

SCURACCHIO, Paola Andressa. **Qualidade da Água Utilizada para Consumo em Escolas no Município de São Carlos – SP**. Dissertação (Mestrado) – Pós-Graduação em Alimentos e Nutrição, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – Faculdade de Ciências Farmacêuticas – Campus de Araraquara. Araraquara - SP, 2010.

SEMA, SECRETARIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. **Aspectos das águas do rio Piratinim**. Porto Alegre: Comitê Piratinim, 2009.

SEMA - SECRETARIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. **U040 - Bacia Hidrográfica do rio Piratinim**. Disponível em: < <https://sema.rs.gov.br/u040-bh-piratinim>>. Acesso em: 12 de out. 2021.

SHEPP, D. L.; CUMMINS, J. D. Restoration in an urban watershed: Anacostia River of Maryland and the district of Columbia. **Watershed Restoration: Principles and Practices.**, p. 297-317, 1997.

SILVEIRA, M.P.; QUEIROZ, J.F.; BOEIRA, R.C. **Protocolo de Coleta e Preparação de Amostras de Macroinvertebrados Bentônicos em Riachos**. Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, p. 7, 2004.

SONDERGAARD, M.; JEPPESEN, E. J. Anthropogenic impacts on lake and stream ecosystems, and approaches to restoration. **Applied Ecology** 44, 2007, p. 1089–1094.

SOUZA, D. F.; PINTO, A. L.; MENDES, A. M. S.; OLIVEIRA, G. H. Classificação CONAMA das limitações de uso da água superficial da lagoa maior, Três Lagoas. **Revista Geonorte**, Manaus, v. 3, n. 4, p. 771-780, 2012. Disponível em: <http://www.periodicos.ufam.edu.br/index.php/revista-geonorte/article/view/1986/1860>. Acesso em: 05 jan. 2022.

SOUZA, F., ABREU, J. A. S., SILVA, C. E. & GOUVEIA, A. A. Relação entre parâmetros ecológicos e qualidade ambiental em três córregos na bacia do alto rio Paraná. **Biotemas**, 26 (4), 2013, p. 101-110.

SOUZA, P.A.P. Importância do uso de bioindicadores de qualidade: o caso específico das águas. In: FELICIDADE, N. et al. **Uso e gestão dos recursos hídricos no Brasil**. São Carlos: Rima, 2001. p.55-66.

STRIEDER, M. N. et al. Are the streams of the Sinos River basin of good water quality? Aquatic macroinvertebrates may answer the question. **Braz. J. Biol.**, São Carlos, v.70, n. 4, supl. p. 1207-1215, Dec. 2010.

STRIEDER, M.N., RONCHI, L.H., STENERT, C., SCHERER, R.T.; NEISS, U.G. Medidas biológicas e índices de qualidade da água em uma microbacia com poluição urbana e de curtumes no Sul do Brasil. **Acta Biológica Leopoldensia**, Porto Alegre, v. 28, n.1, p. 17-24, 2006.

STRIEDER, M.N.; SANTOS, J.E.; VIEIRA, E.M. Distribuição, abundância e diversidade de Simuliidae (Diptera) em uma bacia hidrográfica impactada no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 50, n. 1, p. 119–124, 2006.

STRIEDER, M.N., SCHERER, R.T.; VEIGAS, G. Biomonitoramento da qualidade das águas em arroios na bacia hidrográfica do Rio dos Sinos, Rio Grande do Sul, Brasil. **Unirevista**, v. 1, n. 1, p. 47-56, 2006.

TELES, H.F., LINARES, M.S., ROCHA, P.A. E RIBEIRO, A.S. Macroinvertebrados Bentônicos como Bioindicadores no Parque Nacional da Serra de Itabaiana, Sergipe, Brasil. **Revista Brasileira de Zociências**, v. 15, n. 3, p. 123-137, 2013.

TREVISAN, A. B. **Estudos e modelagem da qualidade da água do rio Papaquara**. Dissertação (Mestrado Engenharia Química) - Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2011.

TUNDISI, J. G. Novas perspectivas para a gestão de recursos hídricos. **Revista USP**, (70), p. 24-35, 2006.

USEPA - U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **National Primary Drinking Water Regulations**. Disponível em: <<https://www.epa.gov/ground-water-anddrinking-water/national-primary-drinking-water-regulations#Microorganisms>>. Acesso em: 10 dez. 2021.

VASCONCELOS, WILLAMES RAMOS; DA SILVA, JULIANA PEREIRA; DA PAIXÃO SOARES, JOÃO. Análise dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos da água do riacho Lamego no município de Caxias - MA. **RETEC - Revista de Tecnologias**, v. 11, n. 1, 2018.

VANZELA, L. S. **Qualidade de água para a irrigação na microbacia do córrego Três Barras no município de Marinópolis, SP**. Dissertação. 105 f. Dissertação (Mestrado) Curso de Agronomia, UNESP, Ilha Solteira, 2004.

VESILIND, P. A., MORGAN S. M. **Introdução à Engenharia Ambiental**; Revisão Técnica Carlos Alberto de Moya Figueira Netto, Lineu Belico dos Reis. – São Paulo: Cengage Learning, 2017.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3 ed. Belo Horizonte. Editora UFMG, 2005.

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, UFMG. 588 p.

WETZEL, R. G. *Limnology: lake and river ecosystems*. **Academic Press**, New York, p. 1066, 2001.