



**CENTRO DE ENGENHARIAS E CIÊNCIAS EXATAS**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA**  
**MESTRADO - CAMPUS DE TOLEDO**



**MARISTELA PIETROBOM**

**MONITORAMENTO DAS PROPRIEDADES FÍSICAS, QUÍMICAS,  
MICROBIOLÓGICAS E TOXICOLÓGICAS DOS BALNEÁRIOS DE  
PORTO MENDES, ENTRE RIOS DO OESTE E ÁGUAS E TERRAS**

TOLEDO  
2023

## **MARISTELA PIETROBOM**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química – Mestrado, Centro de Engenharias e Ciências Exatas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, sendo a área de concentração: Engenharia Química. Linha de Pesquisa: Controle e Monitoramento Ambiental.

**Orientadora:** Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Soraya Moreno Palácio

**Coorientador:** Prof<sup>o</sup> Dr Plínio Ribeiro Fajardo Campos

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

Pietrobon, Maristela  
MONITORAMENTO DAS PROPRIEDADES FÍSICAS, QUÍMICAS,  
MICROBIOLÓGICAS E TOXICOLÓGICAS DOS BALNEÁRIOS DE PORTO  
MENDES, ENTRE RIOS DO OESTE E ÁGUAS E TERRAS / Maristela  
Pietrobon; orientadora Soraya Moreno Palácio; coorientador  
Plínio Ribeiro Fajardo Campos. -- Toledo, 2023.  
112 p.

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

1. Estudo das variáveis ambientais relacionadas a  
qualidade das águas dos rios. . 2. Determinação da toxicidade  
usando o micro crustáceo Ceriodaphnia dubia . 3. Explicação e  
correlação dos dados obtidos por meio da aplicação da Análise  
dos Componentes Principais (PCA). I. Moreno Palácio, Soraya,  
orient. II. Ribeiro Fajardo Campos, Plínio, coorient. III.  
Título.

## **AGRADECIMENTOS**

A Deus pela fé e perseverança;

A minha família pelo apoio e por acreditarem em mim;

A minha orientadora, professora Dr<sup>a</sup> Soraya Moreno Palácio pela orientação no trabalho;

Ao meu coorientador, professor Dr<sup>o</sup> Plínio Ribeiro Fajardo Campos por aceitar esse desafio conosco;

Ao Professor Dr<sup>o</sup> Pitágoras Augusto Piana por nos ajudar na parte estatística deste trabalho;

Ao colegiado do Programa de Pós-graduação em Engenharia Química- Campus Toledo pelo conhecimento e pela oportunidade de cursar o mestrado.

Aos laboratórios: Gerpel, Latam e Lita pelo apoio na realização das análises.

Ao meu trabalho que me oportunizou cursar o mestrado.

Aos meus colegas de Mestrado, em especial as discentes Thaisa Alana e Ruth Naves pelas conversas, apoio e troca de ideias.

## Sumário

<b>1.0 INTRODUÇÃO</b> .....	10
<b>2.0 OBJETIVOS</b> .....	12
2.1 Objetivo geral .....	12
2.2 Objetivos específicos .....	12
<b>3.0 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	12
3.1 Monitoramento das águas dos rios e classificação .....	12
3.2 Rio Paraná-lago de Itaipu .....	14
3.3 Propriedades físicas, químicas e microbiológicas das águas .....	17
3.3.1 Propriedades físicas, químicas e microbiológicas .....	19
3.3.1.1 Cor .....	19
3.3.1.2 Condutividade elétrica .....	20
3.3.1.3 pH .....	21
3.3.1.4 Alcalinidade.....	21
3.3.1.5 Dureza.....	23
3.3.1.6 Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Biológica de Oxigênio (DBO).....	23
3.3.1.7 Nitrogênio.....	25
3.3.1.8 Nitrato .....	26
3.3.1.9 Nitrito .....	29
3.3.1.10 Fósforo.....	29
3.3.1.11 Cloretos.....	32
3.3.1.12 Sólidos Totais .....	33
3.3.1.13 Propriedades microbiológicas da água: coliformes totais e coliformes termotolerantes.....	35
3.4 Testes de toxicidade.....	36
3.4.1 Teste de toxicidade usando a <i>Ceriodaphnia dubia</i> .....	39
3.5 Testes e análises estatísticas.....	41
3.5.1 Análise dos componentes principais (PCA) .....	41
3.5.2 Análise de variância: ANOVA e MANOVA .....	43
<b>4.0 METODOLOGIA</b> .....	44
4.1 Amostragem e obtenção das propriedades físicas, químicas, microbiológicas e toxicológicas da água.....	44
4.2 Testes de toxicidade.....	48
4.2.1 Metodologia para o ensaio com <i>Ceriodaphnia dubia</i> .....	49
4.3 Análise estatística dos dados .....	52
<b>5.0 RESULTADOS E DISCUSSÕES</b> .....	<b>50</b>
5.1 Incidência de chuvas no período de coletas e nível de água do rio .....	50
5.2 pH .....	52
5.3 Alcalinidade total .....	55
5.4 Dureza total.....	59
5.5 Condutividade elétrica .....	61
5.6 Cloretos.....	65
5.7 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de oxigênio (DQO) .....	67
5.8 Nitrato .....	71
5.9 Nitrito .....	76
5.10 Nitrogênio total.....	78
5.11 Fósforo total .....	80

5.12 Sólidos totais.....	85
5.13 Coliformes fecais ( <i>Escherichia Coli</i> ) .....	86
5.14 Coliformes totais.....	88
5.15 Verificação da toxicidade usando <i>Ceriodaphnia dubia</i> .....	89
5.16 Tratamento estatístico dos dados: Análise dos Componentes Principais.....	94
5.17 Comparativo de trabalhos anteriores.....	99
<b>6.0 CONCLUSÕES.....</b>	<b>101</b>
<b>7.0 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>103</b>
<b>ANEXO 1.....</b>	<b>109</b>
<b>ANEXO 2 .....</b>	<b>110</b>

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Localização da bacia hidrográfica do paraná III e seus 28 municípios de abrangência ao longo do rio Paraná .....	15
Figura 2: Sub-bacias formadoras da bacia hidrográfica do Paraná III (BP3 .....	16
Figura 3: Organismo teste <i>Ceriodaphnia dubia</i> .....	40
Figura 4: Balneário 1, Balneário de Porto Mendes, Marechal Cândido Rondon .....	45
Figura 5: Balneário 2, Balneário de Entre Rios do Oeste.....	45
Figura 6: Balneário 3, Balneário de Águas e Terras, Santa Helena .....	46
Figura 7: Sequência realizada para obtenção dos dados estatísticos .....	50
Figura 8: Variação do pH nos três balneários estudados no período de março de 2022 até fevereiro de 2023. ....	52
Figura 9: Variação da alcalinidade nos três balneários estudados no período de março de 2022 até fevereiro de 2023 .....	56
Figura 10: Processo de extração de areia do leito do rio no dia 27 de janeiro de 2023, durante o acampamento de pais e filhos, no balneário 1 .....	59
Figura 11: Variação da dureza nos três balneários estudados no período de março de 2022 até fevereiro de 2023.....	60
Figura 12: Variação da condutividade elétrica nos três balneários estudados no período de março de 2022 até fevereiro de 2023.....	62
Figura 13: Índice de precipitação de chuvas no mês de abril de 2022.....	63
Figura 14: Variação de cloretos nos três balneários estudados no período de março de 2022 até fevereiro de 2023.....	66
Figura 15: Variação de DBO nos três balneários estudados no período de março de 2022 até fevereiro de 2023.....	67
Figura 16: Recorte via Google Earth dos arredores do balneário 2, Entre Rios do Oeste em 01/05/2023.....	68
Figura 17: Variação do DQO nos três balneários estudados no período de março de 2022 até fevereiro de 2023 .....	69
Figura 18: Coloração esverdeada da água do balneário 3, mês de maio.....	70
Figura 19: Variação do nitrato nos três balneários estudados no período de março de 2022 até fevereiro de 2023.....	72

Figura 20: Ocupação e uso do solo na bacia hidrográfica do Paraná III.....	73
Figura 21: Balneário 1, mês de outubro. Evidência de plantas Aguapé.....	74
Figura 22: Características dos Aguapés no balneário 1, mês de outubro. ....	75
Figura 23: Presença de aguapés e alfaces d'água no balneário 2, mês de novembro.....	75
Figura 24: Variação de nitrito nos três balneários estudados no período de março de 2022 até fevereiro de 2023.....	77
Figura 25: Variação de nitrogênio total nos três balneários estudados no período de março de 2022 até fevereiro de 2023.....	78
Figura 26: Variação do fósforo nos três balneários estudados no período de março de 2022 até fevereiro de 2023.....	80
Figura 27: Praia de Entre Rios do Oeste, balneário 2, mês de junho coberta por macrófitas aquáticas conhecidas como Alface d'Água .....	82
Figura 28: Macrófita Alface d'Água, balneário 2, mês de junho.....	83
Figura 29: Incidência de plantas aquáticas no balneário 1, mês de março.....	84
Figura 30: Variação de sólidos totais nos três balneários estudados no período de março de 2022 até fevereiro de 2023.....	85
Figura 31: Variação de coliformes fecais ( <i>Escherichia Coli</i> ) nos três balneários estudados no período de março de 2022 até fevereiro de 2023.....	87
Figura 32: Variação de coliformes totais nos três balneários estudados no período de março de 2022 até fevereiro de 2023.....	88
Figura 33: Rejeitos e lixos presentes no balneário 1, no dia da coleta 04/10) .....	92
Figura 34: Variáveis que apresentaram correlação no eixo 1 (PC1), sendo estas: nitrogênio total, nitrato, DBO, sólidos totais e cloretos.....	95
Figura 35: Variáveis que apresentaram correlação no eixo 2, PC2, sendo estas: fósforo total, nitrito e alcalinidade.....	96
Figura 36: Variáveis que apresentaram correlação no eixo 3, PC3, sendo estas: pH e condutividade elétrica.....	97
Figura 37: Variáveis que apresentaram correlação no eixo 5, PC5, sendo estas: dureza total e <i>Escherichia Coli</i> .....	98

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Classificação das águas doces segundo a resolução 357 do CONAMA .....	14
Tabela 2: Parâmetros para determinação da toxicidade aguda e crônica. ....	38
Tabela 3: Frascarias e conservação das amostras utilizadas na coleta. ....	46
Tabela 4: Metodologias realizadas nas análises físicas, químicas e microbiológicas.....	48
Tabela 5: Diluições das amostras de <i>Ceriodaphnia dubia</i> .....	48
Tabela 6: Precipitação de chuvas nos meses de fevereiro de 2022 até março 2023.....	51
Tabela 7: Número de neonatos nascidos em todas as diluições para o balneário 1.....	90
Tabela 8: Número de neonatos nascidos em todas as diluições para o balneário 2.....	92
Tabela 9: Número de neonatos nascidos em todas as diluições para o balneário 3.....	93
Tabela 10: Eixos encontrados após aplicação da PCA das correlações sobre as variáveis analisadas nos três balneários.....	94
Tabela 11: Autovalores e % de explicação em cada eixos.....	94

# **MONITORAMENTO DAS PROPRIEDADES FÍSICAS, QUÍMICAS, MICROBIOLÓGICAS E TOXICOLÓGICAS DOS BALNEÁRIOS DE PORTO MENDES, ENTRE RIOS DO OESTE E ÁGUAS E TERRAS**

**AUTORA: MARISTELA PIETROBOM**

**ORIENTADOR: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> SORAYA MORENO PALÁCIO**

**COORIENTADOR: Prof<sup>o</sup> Dr<sup>o</sup> PLÍNIO RIBEIRO FAJARDO CAMPOS**

Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química; Universidade Estadual do Oeste do Paraná; Rua da Faculdade, 645; CEP: 85903-000 – Toledo – PR, Brasil.

## **RESUMO**

O monitoramento dos balneários de Porto Mendes, Entre Rios do Oeste e Águas e Terras, objetivou determinar as propriedades físicas, químicas, microbiológicas e toxicológicas de três balneários do lago de Itaipu, no rio Paraná, localizados na região oeste do estado. Os locais foram monitorados por um período de 12 meses, de março de 2022 até fevereiro de 2023, e avaliaram e quantificaram como as respectivas propriedades se comportaram ao longo do período, que compreendeu as quatro estações do ano. Além disso, conhecer os quantitativos físicos, químicos e microbiológicos do ambiente aquático, foi importante na detecção de possíveis poluentes, coliformes fecais e totais e agentes tóxicos. Foram feitos testes de toxicidade, utilizados para indicar a presença de contaminantes nos três balneários. Para isso, foi utilizado o microcrustáceo de água doce, a *Ceriodaphnia dubia*, avaliando-a em relação a reprodução e a mortalidade. A reprodução dos microrganismos testes sofreu inibição na reprodução dos neonatos nos seguintes meses e balneários: abril, balneário 1; outubro, balneário 1; novembro, balneário 2 e 3 e fevereiro balneário 1. As propriedades físicas, químicas, microbiológicas e toxicológicas sofreram interferências de fatores locais e regionais. Os resultados obtidos das análises químicas físicas e microbiológicas foram analisados e estudados estatisticamente por meio da análise dos componentes principais (PCA), no qual as variáveis foram correlacionadas em 5 eixos significativos e explicadas em 72,8%. Os eixos mostraram a correção entre as variáveis estudadas.

**Palavras-chave:** Monitoramento, qualidade das águas, toxicidade e Agentes tóxicos.

## ABSTRACT

The monitoring of the resorts of Porto Mendes, Entre Rios do Oeste and Águas e Terras, aimed to determine the physical, chemical, microbiological and toxicological properties of three resorts on Lake Itaipu, on the Paraná River, located in the western region of the state. The points were monitored for a period of 12 months, from March 2022 to February 2023, and evaluated and quantified how the respective properties behaved over the period, which comprised the four seasons of the year. In addition, knowing the physical, chemical and microbiological quantitative of the aquatic environment was important in the detection of possible pollutants, fecal and total coliforms and toxic agents. Toxicity tests were carried out, used to indicate the presence of contaminants in the three spas. For this, the freshwater microcrustacean, *Ceriodaphnia dubia*, was used, evaluating it in relation to reproduction and mortality. The reproduction of the test microorganisms was inhibited in the reproduction of neonates in the following months and resorts: april, resort 1; october, seaside resort 1; november, resort 2 and 3 and february, resort 1. The physical, chemical, microbiological and toxicological properties suffered interference from local and regional factors. The results obtained from the chemical, physical and microbiological analyzes were statistically analyzed and studied through principal component analysis (PCA), in which the variables were correlated in 5 significant axes and explained in 72,8%. The axes showed the correction between the studied variables.

**Keywords:** Monitoring, water quality, toxicity and toxic agents.

## 1. INTRODUÇÃO

A água é muito importante para a manutenção da vida, pois ela tem diversas funções, como: consumo humano, funcionamento das atividades industriais, irrigação de plantações e produção de alimentos, a geração de energia elétrica, supri as necessidades básicas dos seres vivos, realização de atividades de lazer e recreação, assim como a preservação da vida aquática (BARROS *et al.* 2012).

Atualmente, existe uma preocupação em relação a preservação e ao uso da água, pois devido ao aumento populacional, a maior demanda de produção de alimentos e ao aumento da urbanização a água pode se tornar escassa (PESSOA, 2018). Portanto, o monitoramento e a avaliação da qualidade das águas superficiais são de fundamental importância para a gestão sustentável dos recursos hídricos, pois permitem conhecer a atual situação do meio aquático e as principais alterações ocorridas com o tempo (ANA, 2017). Cada corpo hídrico possui características físicas, químicas e microbiológicas que o define e permite saber a sua funcionalidade e utilização.

O monitoramento de um rio permite avaliar como as propriedades físicas, químicas e microbiológicas variam ao longo de um período, determinar a presença de contaminantes ou agentes tóxicos, avaliar a efetividade de programas de recuperação dos rios e analisar a qualidade do corpo hídrico (ANA, 2017). A manutenção da qualidade das águas está relacionada ao conhecimento e controle das variáveis que interferem no meio, sejam elas resultantes da ação do homem sobre o ambiente ou das transformações naturais (SOARES, 2021).

As características físicas da água estão associadas à sua ordem estética e subjetiva, com parâmetros estabelecidos como: cor, temperatura, sabor, odor. Entretanto, a preferência pela água de melhor aparência não garante qualidade adequada ao consumo (BORTOLI, 2016). As propriedades químicas são aquelas que alteram a composição do meio, e juntamente com as propriedades físicas são uma ferramenta fundamental na classificação e enquadramento de rios e córregos em classes de qualidade de água e padrões de potabilidade e balneabilidade humanas (ANA, 2017).

As propriedades microbiológicas são aquelas que determinam a presença de microrganismos patogênicos na água. Na maioria das ocasiões, quando estes estão presentes na água, é indício de contaminação esgotos residuais oriundos das regiões urbanas ou despejo

ilegal de dejetos de criatórios de animais em áreas rurais (BORTOLI, 2016). Os organismos patogênicos são aqueles provenientes do trato intestinal de animais de sangue quente, e os principais indicadores de contaminação fecal, são os coliformes totais e *Escherichia coli* (*E.Coli*) (MONTE, 2021).

Além das propriedades físicas, químicas e microbiológicas é importante verificar a toxicidade do meio aquático. Os testes ecotoxicológicos auxiliam a medir os efeitos de diferentes concentrações de substâncias e seus efeitos sobre os organismos testados. É muito aplicado no monitoramento ambiental e na avaliação da toxicidade potencial em ecossistemas aquáticos. Os testes têm a potencialidade de responder preditivamente à toxicidade de compostos químicos, sinalizando os potenciais efeitos ecotoxicológicos e seus mecanismos de ação em organismos vivos (POMPÊO, 2022).

Para os testes de toxicidade geralmente são utilizados bioindicadores, que são espécies, grupos, ou comunidades biológicas cuja presença, quantidade e distribuição indicam a magnitude dos impactos ambientais. Os bioindicadores são utilizados como instrumentos de monitoramento ambiental, a fim de avaliar as respostas biológicas que determinadas substâncias causam ao ambiente (POMPÊO, 2022).

A *Ceriodaphnia dubia* é um microcrustáceo bentônico utilizado para testes de toxicidade, pois apresenta sensibilidade à diversos agentes químicos, facilidade de cultivo em laboratório, uniformidade das gerações, espécies de pequeno porte e com ciclos de vida não muito longos e a existência de técnicas disponíveis para cultivo (MELO, 2016)

O monitoramento ambiental de corpos hídricos gera uma grande quantidade de dados, e avaliá-los através de uma visão global é de extrema importância. Uma ferramenta muito utilizada para auxiliar na análise das propriedades físicas, químicas e microbiológicas são os métodos estatísticos multivariados, que permitem uma melhor compreensão do sistema aquático, avaliando os parâmetros analisados em conjunto com base em critérios objetivos (DROSE *et al.* 2020).

Uma das técnicas mais utilizadas é a Análise dos Componentes Principais (PCA) que permite a redução de dimensões de um conjunto de dados extensos explicando a correlação de muitas variáveis através de um número menor de fatores explicativos, sem grandes perdas de informação (HELENA *et al.* 2000).

## **2.0 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo geral**

Realizar o monitoramento das propriedades físicas, químicas, microbiológicas e toxicológicas de três balneários do lago de Itaipu, ao longo de um ano.

### **2.2 Objetivos específicos**

- Estudar a variação das propriedades físicas, químicas e microbiológicas dos balneários de Porto Mendes, Entre Rios do Oeste e Santa Helena, por um período de doze meses;
- Analisar a qualidade e o uso das águas dos balneários estudados;
- Verificar se as variáveis estudadas estão de acordo com a legislação;
- Realizar testes de toxicidade utilizando como organismo teste a *Ceriodaphnia dubia* e verificar se há mortalidade e reprodução dos organismos teste;
- Identificar tendências conjuntas de variações nas características relacionadas a qualidade da água por meio de ferramentas estatísticas como a análise dos componentes principais e testes como a MANOVA e ANOVA.

## **3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

### **3.1 Monitoramento das águas dos rios e classificação**

Com o passar dos anos, fatores como o aumento gradativo da população e a disseminação rápida das tecnologias, ocasionou maior demanda de utilização de recursos hídricos, seja para consumo humano, dos seres vivos, produção de alimentos, navegação ou geração de energia. Portanto, é muito importante conhecer as propriedades físicas, químicas e

microbiológicas de um rio, a fim de saber qual é a funcionalidade daquela água (ANDRADE *et al.* 2007).

Assim, por serem ambientes abertos e dinâmicos que sofrem interferências externas, as propriedades mencionadas variam continuamente em um rio ao longo do ano, ou seja, o uso dos componentes naturais pelo homem, seja na área urbana como rural, juntamente com processos naturais como intemperismo das rochas e precipitação podem modificar a qualidade da água (MENDONÇA, *et al.* 2021)

Além disso, existem ainda outros fatores que podem alterar as propriedades e a qualidade do meio aquático, conforme descrito pela Queiroz e Leão (2017) estes podem ser antrópicos, como a suinocultura, a ocupação desordenada, o desmatamento, a salinização, a construção de barragens, ou naturais como a decomposição da biomassa vegetal presente no fundo do rio.

A partir do monitoramento é possível caracterizar as condições de uso e a qualidade das águas, verificar a presença de agentes estranhos e contaminantes, garantir a sustentabilidade e oportunizar a melhora da qualidade dos organismos vivos presentes no rio. Segundo a resolução 357 de 2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente, o monitoramento das águas prevê o lançamento de efluentes, evidencia as condições de uso e estabelece condições de potabilidade (BRASIL, 2005).

De acordo com o Portal Nacional de Qualidade da Água (2022) o monitoramento da qualidade das águas inclui a coleta de dados e de amostras de água em locais específicos, ou seja, georreferenciados, feita em intervalos regulares de tempo, de modo a gerar informações que possam ser utilizadas para a definição das condições presentes de qualidade da água. De acordo com a NBR ISO/IEC 17.025 a amostragem é um procedimento definido, pelo qual uma parte de uma substância, material ou produto é retirada para produzir uma amostra representativa do todo, para ensaio ou calibração (ABNT, 2005).

Portanto, conhecer as características ou a composição de um rio é muito importante para estimar a qualidade de suas águas, e isso pode ser determinado por meio do monitoramento, que corresponde ao processo de análise e determinação das propriedades físicas, químicas e microbiológicas do local em estudo. Segundo o Portal Nacional de Qualidade da Água (2022), esses parâmetros representam processos que ocorrem no corpo hídrico e na bacia hidrográfica. A Tabela 1, representa a classificação das águas doces em relação a suas propriedades físicas e químicas.

**Tabela 1:** Classificação das águas doces segundo a resolução 357 do CONAMA de 2005

Classes	Usos
<b>Classe Especial</b>	Abastecimento doméstico sem prévia ou com simples desinfecção; e preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas;
<b>Classe 1</b>	Abastecimento doméstico após tratamento simplificado; proteção das comunidades aquáticas; recreação de contato primário; irrigação de hortaliças ingeridas cruas sem remoção de película; e criação natural ou intensiva de espécies destinadas à alimentação humana;
<b>Classe 2</b>	Abastecimento doméstico após tratamento convencional; irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; e dessedentação de animais;
<b>Classe 3</b>	Abastecimento doméstico após tratamento convencional; irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; e dessedentação de animais; Abastecimento doméstico sem prévia ou com simples desinfecção; e preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas;
<b>Classe 4</b>	Navegação; preservação da harmonia paisagística; e usos menos exigentes;

Fonte: Brasil (2005)

O controle e monitoramento de um rio é muito importante para garantir a qualidade da vida dos seres humanos e dos organismos vivos presentes nas águas. Para ANA (2017), são os parâmetros físico-químicos e microbiológicos que indicam o nível da qualidade de um corpo hídrico em determinado momento.

### 3.2 Rio Paraná-lago de Itaipu

Segundo dados contidos no site da Binacional Itaipu, o rio Paraná, que em Tupi significa “como o mar” ou “parecido com o mar” é o principal formador da bacia da Prata. Quando considerado sua extensão total até a Foz do rio da Prata, na cidade de Buenos Aires, é o oitavo maior rio do mundo em extensão (4880 km), sendo o segundo da América Latina, ficando atrás apenas do rio Amazonas. Percorre cinco estados brasileiros em extensão, sendo estes Minas Gerais, Goiás, Mato Grosso do Sul, São Paulo e Paraná (ITAIPU BINACIONAL, 2010)

Na região oeste do Paraná está situada a bacia hidrográfica do Paraná III. Conforme citado por Rocha e Andrade (2015), esta bacia localiza-se entre as latitudes 24°01' S e 25°35' S e longitudes 53°26' W e 54°37' W, abrangendo uma área de aproximadamente 8.000 km<sup>2</sup>, que abriga de modo parcial ou total, os territórios de 28 municípios.

Na extensão do rio Paraná, encontram-se os balneários do lago de Itaipu, e a vazão e o volume de águas são diretamente afetados pela atividade hidrelétrica da binacional Itaipu, que detém da utilização das águas deste rio para a geração de energia. A figura 1 representa a localização do estado do Paraná no Brasil, destacando na sequência a bacia do hidrográfica do Paraná III, na região oeste do Paraná. Em seguida, é possível observar a região de abrangência desta bacia em seus 28 municípios, destacando os 3 municípios que foram estudados neste trabalho, sendo eles Marechal Cândido Rondon, Entre Rios do Oeste e Santa Helena.

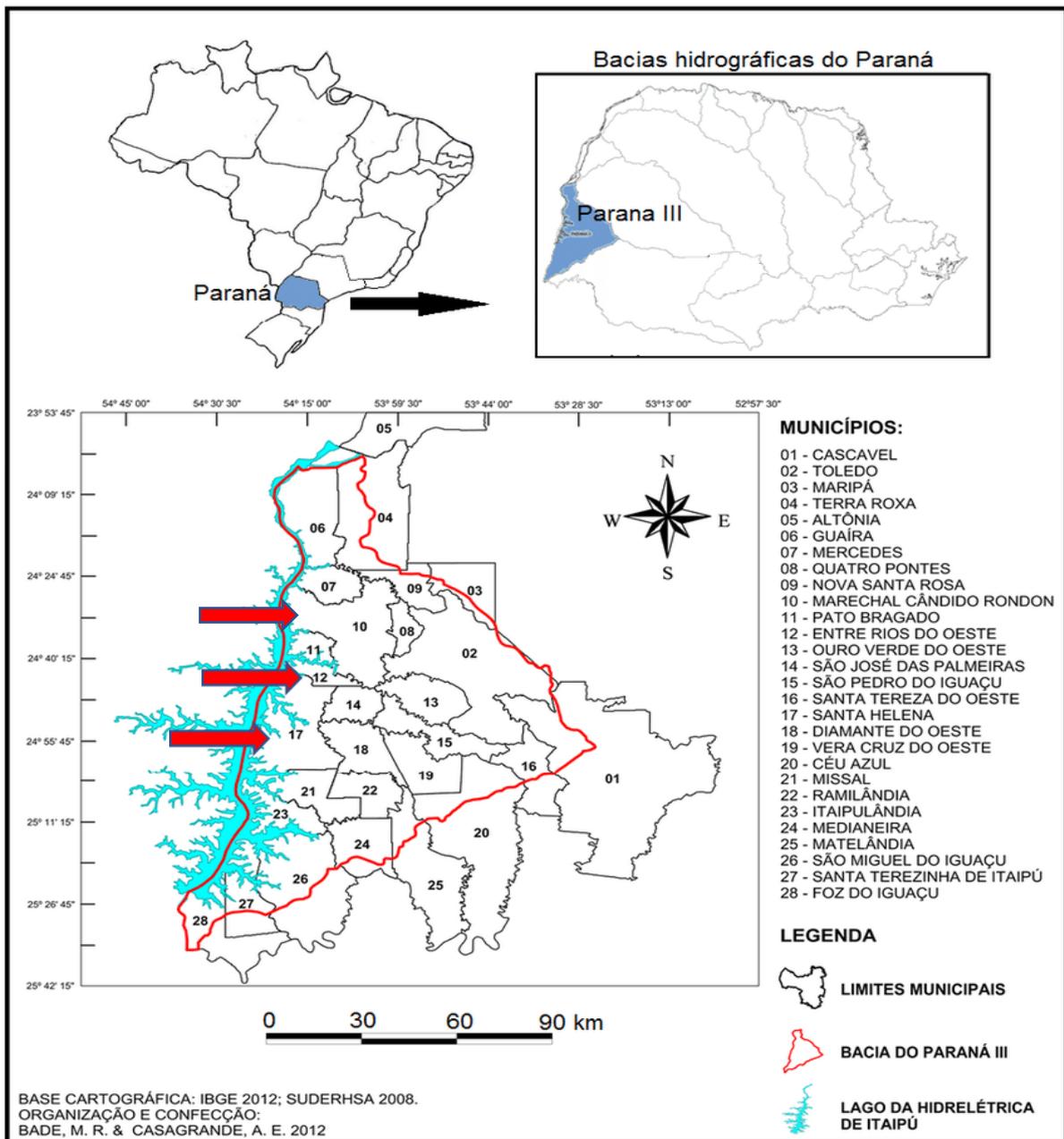


Figura 1: Localização da bacia hidrográfica do paraná III e seus 28 municípios de abrangência ao longo do rio Paraná

Disponível em: [https://www.researchgate.net/figure/Figura-03-Localizacao-da-bacia-hidrografica-do-Parana-III-no-Oeste-do-Estado-do-Parana\\_fig2\\_316585001](https://www.researchgate.net/figure/Figura-03-Localizacao-da-bacia-hidrografica-do-Parana-III-no-Oeste-do-Estado-do-Parana_fig2_316585001). Figura adaptada pela autora.

A bacia do rio Paraná III é formada por 12 sub-bacias intermediárias. De acordo com Cunha (2018) possuem drenagem de leste a oeste e deságuam diretamente no lago de Itaipu, tendo os seguintes rios como seus principais formadores: Taturi, Chororó, Guaçu, Marreco, São Francisco Verdadeiro, Santa Quitéria, São Francisco Falso Braço Norte, São Francisco Falso Braço Sul, São Vicente, Ocoí Pinto e Passo Cuê. A figura 2 representa a posição das sub-bacias ao longo do lago de Itaipu.

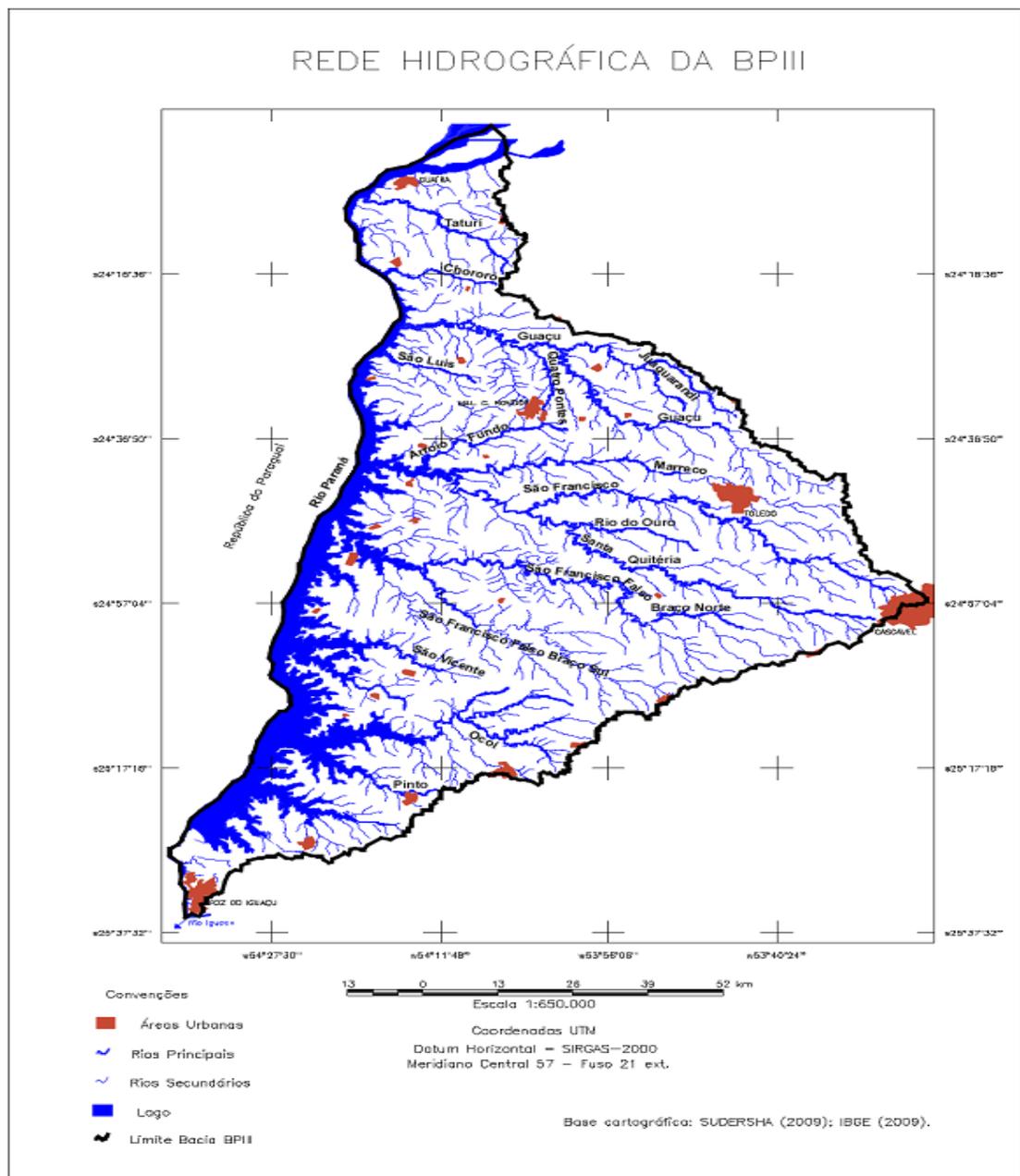


Figura 2: Sub-bacias formadoras da bacia hidrográfica do Paraná III (BP3)  
Fonte: Azevedo *et al.* (2010) apud Bertoluzzi (2012)

De acordo com Fernandes (2018) os rios mencionados desembocam diretamente no reservatório do lago de Itaipu, logo pode contribuir para a variação das propriedades físicas, químicas, microbiológicas e toxicológicas dos pontos estudados. Conforme Sanches *et al.* (2020) estes parâmetros podem variar conforme a hidrodinâmica dos rios formadores da bacia.

Além disso, corpos de águas como os rios são sistemas que transportam substâncias, podendo apresentar diferentes concentrações de compostos nas nascentes, no meio e no baixo curso de um rio (PIRATOBA *et al.* 2016).

### **3.3 Propriedades físicas, químicas e microbiológicas das águas**

Ao realizar o monitoramento de um rio é preciso averiguar as suas propriedades físicas, químicas e microbiológicas, a fim de determinar a classificação e a qualidade de suas águas. As propriedades físicas são aquelas que podemos identificar por meio dos sentidos, sendo as principais: cor, turbidez, cheiro, sabor e presença de sólidos visíveis (areia, pedras, entre outros) (BORTOLI, 2016).

Segundo informações contidas no portal Kasvi (2018) a cor pode ser proveniente de minerais e substâncias de origem vegetal, como as algas que incidem uma coloração esverdeada na água. Já a turbidez é proveniente da dissolução de partículas sólidas no meio, oriundas dos sedimentos, agentes químicos e bactérias. O odor e o sabor estão associados a presença de organismos, matéria orgânica em decomposição, algas ou resíduos industriais.

Além das propriedades físicas identificadas pelos sentidos, ainda temos aquelas que podem ser mensuradas por meio de equipamentos, como a temperatura e a condutividade elétrica, e aquelas eliminadas por processos de filtração, coagulação, decantação e entre outros, como os sólidos sedimentáveis, não sedimentáveis e não dissolvidos (BORTOLI, 2016).

As propriedades químicas, de acordo com Lima (2004) são aquelas relacionadas aos minerais e compostos presentes nas águas, que alteram suas características básicas como pH, acidez e basicidade, além de serem importantes na verificação de metais pesados no corpo hídrico. Alguns elementos são essenciais na água, porém outros quando em grande quantidade podem ser prejudiciais à saúde humana e dos seres vivos, indicando a presença de contaminantes e poluentes no meio (BORTOLI, 2016).

Segundo Rocha e Gomes (2015) existem diversos elementos e substâncias químicas que se dissolvem na água, proveniente do intemperismo natural das rochas, resultante do fluxo de água que dissolve os minerais, transportando seus respectivos íons ou da ação humana, que é oriunda da atividade industrial, da mineração, do despejo de esgotos, poluentes e outros resíduos. Portanto, quantificar a presença dos íons que estão presentes em um determinado corpo hídrico é de extrema importância para garantir o saneamento básico e a destinação correta do corpo em estudo.

As propriedades microbiológicas, juntamente com as propriedades físicas e químicas são aquelas responsáveis por identificar e aferir a qualidade e a potabilidade da água. Para ser considerada saudável, a água deve ser livre de microrganismos patogênicos e de certas bactérias que sejam indicadoras de coliformes fecais, o que pode ocasionar e potencializar certas doenças nos seres vivos (BRASIL, 2011).

Os coliformes podem ser classificados como: coliformes totais e termotolerantes. Conforme mencionado por Almeida e Machado (2018) as bactérias coliformes englobam diversos grupos, constituídos por diferentes gêneros (*Klebsiella*, *Escherichia*, *Serratia*, *Erwenia* e *Enterobacter*), e surgem dos esgotos e da massa fecal encontrada em animais de sangue quente. Portanto, quando há contaminação das águas por coliformes é indício de que há dejetos fecais ou matéria orgânica fecal no local ou em ambientes próximos.

### **3.3.1 Propriedades físicas, químicas e microbiológicas**

#### **3.3.1.1 Cor**

A coloração das águas dos rios pode ser proveniente de fatores naturais ou de contaminantes químicos, e segundo Libânio (2010), “os compostos orgânicos que dão cor às águas naturais estão relacionados à decomposição de matéria orgânica de origem vegetal e do metabolismo de organismos presentes no solo e de atividades antrópicas”.

Já a cor proveniente de poluentes pode ser oriunda da ação humana, como despejo de rejeitos das indústrias, esgotos domésticos clandestinos, ação de agrotóxicos provenientes das lavouras, entre outros. Bortoli (2016), enfatiza que a coloração da água pode ser natural ou resultado de uma fonte de contaminação, e pode se intensificar de acordo com a variação de

pH. Portanto, a cor está diretamente ligada a fatores físicos e químicos e microbiológicos, e é importante na determinação da qualidade e potabilidade das águas do rio.

### 3.3.1.2 Condutividade elétrica

A condutividade é a capacidade de conduzir corrente elétrica, ou seja, transportar íons, cátions e ânions, que estão presentes na água. Quanto maior for a quantidade de íons dissolvidos na água, maior é a condutividade. A condutividade elétrica é a capacidade do meio aquoso de transportar íons, ou seja, produzir corrente elétrica e depende de fatores como a concentração dos íons e a temperatura (LIBÂNIO, 2010).

Libânio (2010), enfatiza que, a condutividade elétrica das águas naturais está associada a presença de substâncias dissolvidas que se dissociam em ânions e cátions, sendo proporcional a concentração iônica. Esteves (2011) ressalta que a condutividade elétrica pode fornecer informações importantes sobre o metabolismo do ecossistema aquático, bem como sua bacia de drenagem.

A grande presença de íons também pode ser um indicador de poluição ou descarga de materiais líquidos ou sólidos na água. Dados do projeto ainda ressaltam que, fatores que alteram a condutividade do meio, são: a formação geológica, efluentes de áreas residenciais e urbanas, águas de drenagem de sistemas de irrigação e o escoamento superficial das áreas agrícolas. Logo, a condutividade pode estar associada a fatores naturais das águas, com a biota, ou a efeitos causados pela ação humana (PIRATOBA, 2016)

Libânio (2010) ainda ressalta que, a condutividade elétrica está diretamente ligada ao teor de salinidade, uma vez que pode ser oriunda da dissociação de ânions como  $K^+$ ,  $Na^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ . O mesmo autor ainda comenta que o aumento do número de cátions na água favorece a elevação da condutividade elétrica.

Libânio (2010) enfatiza que este parâmetro também pode variar de acordo com índice de precipitação de chuvas e com a taxa de evaporação das águas, ou seja, quando há grande incidência de chuvas há maior dissociação dos íons portadores de carga e a condutividade elétrica é menor, da mesma forma que, na evaporação das águas os íons ficam mais concentrados e a condutividade é maior.

Alguns autores estudaram a condutividade elétrica como um parâmetro de análise da qualidade das águas. Piratoba *et al.* (2016) realizaram um estudo sobre a caracterização de parâmetros de qualidade da água na área portuária de Barbacena, PA, Brasil e concluíram que

condutividade foi mais elevada em locais influenciados pelas atividades empresariais localizadas no polo industrial de Barbacena, principalmente no ponto 2.

Pereira e Martins (2015) estudaram a influência da avaliação da condutividade elétrica da água da chuva como indicador de poluição e concluíram que a condutividade é uma boa análise para a determinação da poluição atmosférica em determinada região, uma vez que os resultados foram condizentes com as atividades antropogênicas nos locais analisados.

### 3.3.1.3 pH

O pH (potencial hidrogeniônico) é a capacidade de um meio aquoso ser ácido ( $\text{pH} < 7$ ), neutro ( $\text{pH} = 7$ ) ou básico ( $\text{pH} > 7$ ), pois conforme mencionado pelo manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química da Embrapa (2011) o pH é uma das ferramentas mais importantes e utilizadas na análise de águas, pois a sua variação influencia diretamente a fisiologia das espécies existentes no meio.

A presença de íons  $\text{H}^+$  pode influenciar na presença e dissolução de outras substâncias e componentes da água, pois conforme comentado por Libânio (2010) o pH influi no grau de solubilidade de diversas substâncias, e como consequência na intensidade da cor, na distribuição das formas livre e ionizada de diversos compostos químicos, definindo também o potencial de toxicidade de vários elementos. De acordo com Esteves (2011) a grande maioria dos corpos hídricos de água doce possuem pH que variam entre 6 e 9. Os ecossistemas que possuem valores de pH mais baixos possuem elevadas concentrações de ácidos orgânicos dissolvidos.

O pH afeta diretamente as comunidades de animais, plantas e o meio aquático, da mesma forma que as atividades do meio alteram o pH. Esteves (2011) menciona que existem vários fatores relacionados ao meio que interferem no pH, como a assimilação de  $\text{CO}_2$  durante o processo de fotossíntese, a presença de algas e macrófitas, a alcalinidade, dissolução de rochas, a quantidade e composição da matéria orgânica do meio, lançamentos e despejos de esgotos industriais e domésticos e a chuva ácida.

O pH pode causar várias interferências no meio aquático conforme mencionado por Hermes *et al.* (2006), tais como: aumenta a solubilidade de agroquímicos, inibe a atividade bentônica, reduz a decomposição e a ciclagem dos nutrientes e aumento da produção de amônia.

Além disso, Esteves (2011) destaca que variações acentuadas no pH, ou seja, quando o pH varia dois pontos para mais ou para menos, podem acarretar a mortalidade dos peixes e outros seres vivos, que sobrevivem em pH próximos de 7. Os organismos aquáticos reagem de forma diferente às variações de pH da água. Os peixes, em meio ácido, perdem sua capacidade de osmorregular devido ao excesso de íons  $H^+$  e os moluscos ficam com suas conchas mais frágeis devido à perda de cálcio (CASCÃO e VIEIRA, 2015).

Geralmente, segundo Esteves (2011) é mais fácil encontrar pH ácidos em águas doces. As ocorrências de águas alcalinas estão associadas a águas de dureza elevada, devido a presença de íons  $HCO_3$ , ou seja, íons carbonatos e bicarbonatos, ou que estejam no estado de eutrofização.

Outro fator que ocasiona o aumento do pH é o limo, que é um conjunto de bactérias fotossintéticas que removem compostos carbônicos da água formando compostos alcalinos. Despejos de indústrias que utilizam bases fortes como a cal e a soda, também são importantes contribuintes para o aumento do pH dos cursos de água (CASCÃO e VIEIRA, 2015).

O pH por ser uma variável muito importante nos ecossistemas aquáticos, já foi estudado por diversos autores. Lopes e Jr (2010) estudaram as condições naturais de pH em águas superficiais e sua interferência sobre o índice de qualidade das águas (IQA): estudo de caso na bacia do Ribeirão de Carrancas-MG, e concluíram que os valores obtidos demonstram interferência negativa dos valores de pH além de comprovar a degradação da qualidade das águas, especialmente em função do lançamento de efluentes domésticos e da atividade pecuária.

Siqueira e Schmidt (2018) fizeram uma avaliação do pH e da condutividade em águas superficiais na barragem de rejeitos em Minas do Camaquã, em Caçapava do Sul. Os dados obtidos foram comparados com os estabelecidos pela resolução 357 do CONAMA de 2005 e comparados com outros trabalhos da literatura. Os autores concluíram que os valores de pH estão em conformidade com a resolução e que não houve impactos ambientais provenientes do processo de mineração de cobre na área em estudo.

#### **3.3.1.4 Alcalinidade**

A alcalinidade é a capacidade que a água possui de neutralização dos ácidos, ou de diminuir a quantidade de íons  $H^+$ , atuando como uma solução tampão, e segundo Libânio (2010)

pode ser definida como a “quantificação de sais alcalinos na água, principalmente sódio e cálcio”.

Ferreira e Romero (2019) ressaltam que a alcalinidade da água é representada pela presença de íons hidróxidos, carbonatos e bicarbonatos. A importância do conhecimento das concentrações dos íons permite obter informações sobre as características corrosivas ou incrustantes da água. Segundo o manual de procedimentos de amostragens e análise Físico-química da Embrapa, (2011) os minerais com maior capacidade tamponante são a Calcita ( $\text{CaCO}_3$ ), a Magnesita ( $\text{MgCO}_3$ ), a Dolomita ( $\text{CaCO}_3 \cdot \text{MgCO}_3$ ) e a Brucita  $\text{Mg}(\text{OH})_2$ .

Lira (2014) explica que a alcalinidade pode ser resultante de carbonatos e hidróxidos provenientes da ocorrência do processo de eutrofização, que em período de intensa luminosidade promovida pela fotossíntese e respiração das plantas aquáticas, ocorre retirada de gás carbônico elevando o pH até próximo de 10.

A presença de alcalinidade na água pode ser proveniente de alguns fatores, como: despejo de efluentes de indústrias, principalmente aquelas que utilizam bases fortes como soda cáustica e cal hidratado e a composição do solo onde água passa, pois quando a água percorre solos agricultáveis ou ricos em calcáreo, ocorre a solubilização do mesmo transformando-o em bicarbonato, alterando assim a alcalinidade da água (LIRA, 2014).

De acordo com Libânio (2010) altos valores de alcalinidade na água podem estar associados a decomposição da matéria orgânica e à taxa respiratória de microrganismos que liberam e dissolvem gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ) na água. Conforme a resolução 357 do CONAMA de 2005 em águas naturais os valores de alcalinidade variam entre 30 e 500  $\text{mg L}^{-1}$  de  $\text{CaCO}_3$ .

A alcalinidade foi estudada por autores em outros trabalhos. Coelho *et al.* (2015) analisou a alcalinidade total e concentração de carbono inorgânico em trechos urbanos de rios: O exemplo do rio Santa Rita, região sudoeste da Bahia. Neste estudo, o autor buscando a estabilidade do ecossistema denominado Rio Santa Rita e a influência que a zona urbana exerce sobre este meio, determinou o valor da alcalinidade, sendo este de 37,2  $\text{mg L}^{-1}$  de  $\text{CaCO}_3$ , valor este considerado adequado para águas naturais.

Silva *et al.* (2014) analisaram a alcalinidade das águas subterrâneas utilizadas no IFC-Campus Camboriú em quatro diferentes amostras e encontraram resultados de alcalinidade entre 19-28  $\text{mg L}^{-1}$  de  $\text{CaCO}_3$  para as águas subterrâneas menos profundas e entre 119-125  $\text{mg L}^{-1}$  de  $\text{CaCO}_3$  para as águas subterrâneas mais profundas.

### 3.3.1.5 Dureza

A dureza da água é a quantificação de sais provenientes dos metais alcalinos terrosos, como cálcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ) e magnésio ( $\text{Mg}^{2+}$ ), indicando a presença de cátions multivalentes, sendo estes íons que apresentam 2 ou mais elétrons na camada de valência. Outros sais como os sulfatos e os cloretos de cálcio podem influenciar na dureza da água. O somatório de todos esses íons dissolvidos na água é denominado dureza total (LIBÂNIO, 2010).

A dureza da água é responsável por inibir a ação de formação de espuma dos sabões, além de provocar manchas em louças e facilitar o entupimento de canos e incrustações em tubulações de água quente, caldeiras e aquecedores, em função da precipitação de cátions, como o cálcio e magnésio. Portanto, a presença destes íons a água se torna imprópria para o consumo humano e para utilização nas indústrias (OLIVEIRA; BOAVENTURA, 2015).

A dureza em águas doces pode ser proveniente de fatores naturais, como a dissolução de rochas calcáreas compostas por cálcio e magnésio, ou antropológica, que deriva do lançamento de efluentes industriais. Em meios aquáticos em que a dureza é reduzida, existe maior sensibilidade a presença de contaminantes e substâncias tóxicas, pois a toxicidade é inversamente proporcional ao grau de dureza da água (OLIVEIRA; BOAVENTURA, 2015).

A dureza da água pode ser um indicador de potabilidade das águas conforme estudo realizado por alguns autores. Abdalla *et al.* (2010) avaliaram a dureza e as concentrações de cálcio e magnésio em águas subterrâneas da rede urbana e rural do município de Rosário - Maranhão, coletando 30 amostras em 16 diferentes poços artesianos e concluíram que, em termos de potabilidade as amostras analisadas não possuem restrição para o consumo humano.

Alves *et al.* (2017) estudaram a aplicação de zeólitas para a redução da dureza total em águas subterrâneas oriundas do semiárido paraibano, com o objetivo de inicialmente, determinar a dureza total e em seguida, usar zeólitas como adsorventes em águas subterrâneas provenientes do semiárido paraibano.

### 3.3.1.6 Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

Os parâmetros DQO e DBO são importantes indicadores de qualidade das águas, pois estão diretamente ligados a presença de matéria orgânica nos rios. Silva e Oliveira (2012)

comentam que a matéria orgânica é responsável pela redução na concentração de oxigênio dissolvido, devido a atividade respiratória das bactérias que estabilizam a matéria orgânica.

Segundo o manual de procedimentos de amostragens e análise físico-química da Embrapa (2011), esses parâmetros indicam a quantidade de oxigênio necessária para estabilizar a matéria orgânica presente na água, tanto para a oxidação bioquímica quanto para a oxidação química. Libânio (2010) comenta que “a DBO se refere à matéria orgânica passível de ser estabilizada biologicamente, enquanto a DQO engloba a parcela estabilizada quimicamente, tendo, portanto, valor sempre superior”.

As análises de DBO e DQO podem ser indicadores de poluição oriundos de fontes humanas, pois o aumento de ou acúmulo de matéria orgânica pode consumir o oxigênio das águas, conforme enfatiza Bortoli (2016), este parâmetro representa a quantidade de oxigênio consumida por organismos do esgoto ou das águas poluídas, que quando suficientemente grande, pode consumir todo o oxigênio da água, ocasionando a morte dos organismos aeróbios.

Costa *et al.* (2008) relata que a morte de peixes e microrganismos vivos se deve, também à ausência de oxigênio e não somente a presença de substâncias tóxicas. Portanto, as análises relacionadas ao DBO e DQO são de extrema importância para determinar a presença de poluição, pois estão relacionadas com o consumo de matéria orgânica, além de identificar o excesso ou a falta de oxigênio.

Algumas indústrias que produzem matéria orgânica, tais como laticínios, cervejarias e frigoríficos podem gerar efluentes com valores de DBO muito altos. Em meios aquáticos naturais não poluídos os valores de DBO são pouco expressivos, sendo de aproximadamente 1 a 10 mg L<sup>-1</sup>. Quando o corpo hídrico recebe algum tipo de poluição orgânica proveniente do recebimento de esgotos domésticos ou de criadouros de animais, o valor é mais expressivo (EMERICK; JOÃO, 2019).

Longuine *et al.* (2014) investigaram a relação entre a demanda bioquímica e química de oxigênio e o uso do solo na microbacia do córrego dos campos (Ribeirão Preto, São Paulo) e concluíram que embora este córrego seja classificado como classe 2, o ambiente aquático está altamente poluído e os valores encontrados em desacordo com a legislação, o que é indício de alta concentração de matéria orgânica. Assim, os autores sugeriram uma política de educação ambiental no local.

Knapik *et al.* (2009) estudou a dinâmica da matéria orgânica em águas naturais, sendo feito um estudo de caso no Rio Iguaçu. Para isso, os autores realizaram ensaios como DBO, DQO, oxigênio dissolvido, séries de nitrogênio, fósforo e sólidos. Como resultados, foram

encontrados elevados níveis de DBO, nitrogênio amoniacal e fósforo, indicando como principal fonte de contaminação os esgotos domésticos.

Batista e Aguiar (2018) estudaram a correlação entre DBO e DBO por meio de esgotos provenientes de laticínios em Minas Gerais, por meio do trabalho intitulado estudo de parâmetros físico-químicos e suas correlações para efluentes de laticínios do estado de Minas Gerais. Além da DBO e DQO, também foram estudados o teor de nitrogênio e fósforo. A partir dos dados obtidos os autores concluíram que os valores estão dentro do esperado pela legislação.

### 3.3.1.7 Nitrogênio

Na atmosfera terrestre o nitrogênio é encontrado na forma de gás. No entanto, segundo Amorim *et al.* (2021), em corpos hídricos, o nitrogênio pode ser identificado na forma de nitrogênio orgânico, amônia ( $\text{NH}_3$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) e nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) e nitrogênio molecular ( $\text{N}_2$ ).

O nitrogênio é essencial ao crescimento de algas e plantas e quando encontrado em grande quantidade, assim como o fósforo, desencadeia o processo de eutrofização, que conforme Barreto (2013) consiste no acúmulo de nutrientes na água, que sob boas condições de luminosidade, favorecem o crescimento descontrolado de algas e plantas.

Conforme mencionado por Libânio (2010) as formas de nitrogênio presentes na água podem ser oriundas de fontes naturais provenientes da decomposição e excreção do fitoplâncton, ou externas, que provém de indústrias, esgotos domésticos e industriais, criadouro de animais e áreas agricultáveis (fertilizantes e adubos). Além disso, acredita-se que 10% do nitrogênio assimilado pelo fitoplâncton retorne ao meio aquático.

As principais fontes naturais de nitrogênio podem ser: a chuva, material orgânico e inorgânico de origem alóctone e a fixação de nitrogênio molecular dentro do próprio lago. Além das formas inorgânicas de nitrogênio, os produtores primários podem assimilar formas orgânicas como: ureia, aminoácidos, peptídeos etc. Estes compostos, juntamente com outros formam um grupo de compostos genericamente denominado de nitrogênio orgânico dissolvido (ESTEVES, 2011).

O nitrogênio quando em grandes quantidades desencadeia o processo de eutrofização, já em baixas concentrações, pode atuar como fator limitante na produção primária dos lagos e reservatórios. Segundo Esteves (2011) é um dos elementos mais importantes no metabolismo

dos ecossistemas aquáticos, graças a sua formação de proteínas, que é um dos componentes básicos dos seres vivos.

O nitrogênio é facilmente lixiviado das áreas agricultáveis para dentro dos rios. Geralmente, utiliza-se o nitrogênio, juntamente com o fósforo e o potássio, para adubações e para garantir a fertilidade do solo. Este elemento é utilizado em grande frequência e quantidade devido às necessidades nutricionais das plantas e facilidade de perda por lixiviação, logo é necessário a constante reposição (MENDES, *et al.* 2015).

Mendes *et al.* (2015) relata o percentual de nitrogênio que é lixiviado dos solos depende de alguns fatores, como: a quantidade e intensidade que é aplicado o fertilizante, a velocidade de mineralização do nitrogênio, a quantidade de chuva ou irrigação e a textura e porosidade do solo.

A agricultura interfere direta e indiretamente na qualidade das águas, pois os fertilizantes, defensivos agrícolas e rejeitos de animais podem ser carregados por longos trechos dos rios, uma vez que os mananciais não são estáticos. Além disso, o mesmo autor comenta que uma das principais fontes de contaminação por nitrogênio é na forma do íon nitrato (MENDES, *et al.* 2015).

O nitrogênio por ser fonte de contaminação das águas já foi estudado por alguns autores. Junior *et al.* (2017) avaliaram as concentrações de nitrogênio e fósforo na água do Córrego das Marrecas, no município de Dracenas, estado de São Paulo e verificou que os valores encontrados estavam acima do permitido pela legislação, principalmente no ponto 3 em que há lançamento de efluentes.

Gonçalves *et al.* (2015) analisaram as concentrações de nitrato e nitrogênio total no rio Siriri em Sergipe em período seco e verificou que os valores médios de nitrato e nitrogênio elevaram suas concentrações ao longo dos cinco meses de coleta devido a poluição difusa proveniente de atividades agrícolas.

Andrade *et al.* (2017) avaliou a determinação do nitrogênio amoniacal nos rios Bacacheri e Atuba, localizados em Curitiba, no Paraná e encontrou valores muito acima daqueles permitidos pela legislação. Dos rios estudados, o Atuba foi o que apresentou maior poluição por nitrogênio amoniacal.

### 3.3.1.8 Nitrato

A maior parte de nitrogênio absorvido pelas plantas, além do íon amônio, é na forma de nitrato, sendo este, um dos principais componentes dos defensivos e fertilizantes utilizados na agricultura. Segundo o manual de procedimentos e amostragens de águas da Embrapa (2011) o excesso de nitrogênio acrescentado às culturas agrícolas via fertilização também pode ser fonte de contaminação das águas superficiais e subterrâneas, resultado da perda de nitrato por lixiviação do solo.

O nitrato é um importante componente das águas doces, é um íon proveniente do nitrogênio do meio e provém da decomposição aeróbia e anaeróbia da matéria orgânica. O nitrogênio não pode ser assimilado pelos microrganismos, logo é convertido a amônia, nitrito e nitrato em um processo denominado nitrificação, em que ocorre a oxidação ou redução do nitrogênio para formar os íons correspondentes (ESTEVES, 2011).

Libânio (2010) menciona que geralmente as águas doces que não possuem contaminação tem baixa concentração de nitrato, ou seja, menor que  $2 \text{ mg L}^{-1}$ . Os locais em que há interferência humana passíveis de contaminação por esgotos e fertilizantes podem apresentar concentrações superiores a  $20 \text{ mg L}^{-1}$ .

Esteves (2011) comenta que o nitrato, juntamente com o íon amônio, assumem grande importância nos ecossistemas aquáticos, uma vez que representam as principais fontes de nitrogênio para os produtores primários, sendo estes constituídos pelo fitoplâncton, microalgas e algumas bactérias marinhas. Além das formas inorgânicas de nitrogênio, os produtores primários podem assimilar formas orgânicas como: ureia, aminoácidos, peptídeos etc.

Uma das principais fontes de contaminação por nitrogênio das águas superficiais é por meio do íon nitrato, que é trazido por lixiviação dos solos das áreas agricultáveis. A amônia é um dos principais nutrientes que pode ser expelido pela agricultura na água, porém essa é rapidamente convertida a nitrato no processo microbiano de nitrificação. Logo, o nitrato é a principal forma de contaminação dos meios aquáticos (MENDES, *et al.* 2015).

O íon nitrato é facilmente lixiviado dos solos agricultáveis sendo carregados para dentro dos cursos de água, além disso é o principal contaminante das atividades agropecuárias. Isso acontece porque, o ânion nitrato é fracamente retido nas cargas positivas dos coloides e tende a ficar mais em solução, principalmente nas camadas superficiais do solo, onde há maior

concentração de cargas negativas. Logo, o nitrato é facilmente expelido (MENDES, *et al.* 2015).

A taxa de contaminação das águas superficiais por nitrato depende da permeabilidade dos solos, do teor de precipitação das chuvas, do manejo de irrigação (quando houver) e da profundidade do lençol freático ou aquífero. A grande parte das águas superficiais podem conter traços de nitrato, no entanto o percentual pode aumentar com a poluição por matéria orgânica ou devido ao uso excessivo de fertilizantes (AZEVEDO *et al.* 2018).

A grande quantidade de nitrato na água pode favorecer o processo de eutrofização, sendo este o enriquecimento de nutrientes no meio, o que ocasiona o crescimento desenfreado de algas e plantas aquáticas, que diminuem a quantidade de oxigênio disponível aos seres vivos do meio, podendo causar a diminuição da incidência de luz e a mortandade de peixes e outros organismos (AZEVEDO *et al.* 2018).

Alguns autores já realizaram trabalhos relacionados a determinação de nitrato em águas. Fonseca e Silva (2017) estudaram a variação de três íons, sendo estes: nitrato, nitrito e nitrogênio amoniacal na água da lagoa de Extremoz, em Natal-Rio Grande do Norte. Os resultados foram obtidos por meio de curvas de calibração e comparados com valores da legislação.

Bertachi *et al.* (2019) estudaram a concentração de nitrato em poços tubulares profundos e corpo hídrico superficial na região de Londrina no estado do Paraná, fazendo um estudo de caso em torno do cemitério de São Pedro. Os autores objetivaram estudar a qualidade das águas dos poços que abastecem a cidade e verificar qual a influência do cemitério no teor de nitrato das águas. Através das avaliações realizadas, foi possível observar a contaminação das águas do entorno do Cemitério, sendo que estas sofrem influências diretas dos corpos em decomposição.

Junges e Gomes (2016) analisaram as concentrações de nitrato em águas superficiais e subterrâneas em área de atividade mineira no município de Caçapava do Sul, Rio Grande do Sul. Neste trabalho, além da determinação de nitrato foram estudados também as quantidades inerentes a pH, condutividade elétrica, alcalinidade total e dureza. Por fim os autores compararam os valores encontrados com aqueles estabelecidos pelas resoluções 357 de 2005 e 396 de 2008 do CONAMA e com os parâmetros para qualidade da água do Ministério da Saúde Portaria nº 2914 de 2011, e concluíram que os valores estão de acordo com a legislação.

### 3.3.1.9 Nitrito

O nitrito é uma espécie intermediária de nitrogênio, e de acordo com o manual de procedimentos e amostragens de águas da Embrapa (2011) ocorre tanto pela oxidação do amônio, como pela redução do nitrato. Tanto os processos de oxidação e redução podem ocorrer em águas naturais e em sistemas de distribuição de águas a população.

Esteves (2011) menciona que, o nitrito é encontrado em baixas concentrações notadamente em ambientes oxigenados. Em ambientes anaeróbios, como o hipolímnio (camada profunda em um lago abaixo do termoclima) de lagos eutróficos em período de estratificação, pode-se encontrar altas concentrações deste íon.

Geralmente, plantas, algas e microrganismos aquáticos absorvem o nitrogênio na forma de amônio ou nitrato, porém na escassez destes nutrientes, eles podem ingerir nitrito e reduzi-lo a amônio e segundo Esteves (2011) quando isso acontece o nitrito é reduzido no interior da célula, por meio da enzima nitrito-redutase. No entanto, quando em altas concentrações é extremamente tóxico à maioria dos organismos aquáticos, e nestas condições, segundo Macedo (2000) pode causar problemas de ordem fisiológica, que é a perda da capacidade de oxigenação do sangue (metaglobinemia).

Por ser um estado intermediário entre o nitrogênio e o nitrato, alguns autores já realizaram alguns estudos relacionados ao nitrito em águas doces. Gadelha (2005), determinou a presença de nitrito em águas de consumo humano da comunidade da Várzea do Cobra em Limoeiro, Ceará e conclui que 40% dos resultados estavam fora do estabelecido pelo ministério da saúde.

Nazaro *et al.* (2009) estudaram a determinação de nitrito em águas da micro-bacia dos córregos Touro-Tarumã Naviraí-MS e verificaram que os valores estão dentro do estabelecido pela resolução 357 de 2005 do CONAMA. Souza *et al.* (2018) fizeram uma comparação do comportamento da concentração de nitrito em águas subterrâneas em duas estações: seca e chuvosa e concluíram que os valores encontrados para o nitrito foram maiores na estação chuvosa e que 100% dos resultados estavam em desconformidade com a legislação.

### 3.3.1.10 Fósforo

Assim como o nitrogênio, o fósforo é um importante nutriente de absorção pelas plantas e algas marinhas, e quando em excesso também desencadeia o processo de eutrofização. O

fósforo geralmente é encontrado no formato de fosfato, que é proveniente do ácido fosfórico. De acordo com o manual de procedimentos e amostragens de águas da Embrapa (2011), as formas mais comuns de fósforo são os fosfatos solúveis, classificados em ortofosfatos, fosfatos orgânicos e fosfatos condensados (pirometafosfafos e outros polifosfatos).

Os fosfatos podem ser identificados nos corpos aquáticos de quatro maneiras, orgânicos, inorgânicos, particulados ou dissolvidos. Segundo Libânio (2010) o fosfato na forma orgânica, apresenta-se complexado a matéria orgânica dos organismos do meio. Já o fosfato inorgânico proveniente de origem natural é proveniente da lixiviação das rochas fosfatadas.

O fósforo também desempenha papel muito importante no organismo dos seres vivos, pois como citado por Esteves (2011) este elemento é fundamental no armazenamento de energia no metabolismo dos seres vivos e forma uma fração essencial da molécula de ATP (adenosina trifosfato) atuando na estruturação da membrana celular por meio fosfolipídios. Peixoto (2016), enfatiza que o fósforo é um elemento fundamental para o crescimento de bactérias que são responsáveis pela estabilização da matéria orgânica no meio aquático.

Sobre a presença do fósforo em ambientes aquáticos, ele pode surgir de formas naturais ou artificiais. De acordo com Esteves (2011) a quantidade de fosfato oriundo de fontes naturais depende dos minerais primários das rochas da bacia de drenagem, sendo a mais importante a apatita. As fontes artificiais são provenientes de esgotos domésticos e industriais, além de material particulado de origem industrial na atmosfera.

Além disso, a presença de fósforo também pode ser oriunda dos solos agricultáveis, pois há grande utilização de fertilizantes, adubos e defensivos agrícolas que contém fósforo em sua composição. Quando em contato com o homem não causa grandes problemas à saúde, porém pode causar desequilíbrio ambiental a biota aquática, devido ao desencadeamento do processo de eutrofização, que consiste no crescimento desenfreado de plantas e algas aquáticas (ESTEVES, 2011).

A adsorção de fósforo ou fosfato pelas algas e vegetais é acelerada pela presença de luz, ou seja, ocorre a produção de ATP (adenosina tri-fosfato) por meios de reações químicas que são ativadas pela luminosidade. Quando em excesso na água, o fósforo é armazenado na forma de polifosfatos no interior da célula, possibilitando o crescimento de uma grande população de algas (ESTEVES, 2011).

O fosfato quando aplicado a agricultura dificilmente sofre lixiviação e geralmente permanece onde é inserido no solo. A forma de transporte ou transferência dos íons fosfatos do

solo para o ambiente aquático acontece principalmente por escoamento superficial e raramente por percolação no perfil (KLEIN e AGNE, 2012).

O escoamento superficial acontece quando a água, proveniente das chuvas, da irrigação ou de córregos, transporta íons, sejam eles materiais orgânicos, inorgânicos e partículas em suspensão. Alguns fatores externos podem contribuir, como a rugosidade do solo, a quantidade e intensidade das chuvas e a topografia do local (KLEIN e AGNE, 2012).

O fósforo é um nutriente importante para os organismos aquáticos e as algas e macrófitas, quando em pequenas quantidades, são fundamentais no ciclo do fósforo pois absorvem fosfato, e uma parte é incorporada à sua biomassa e o restante é excretado para a água, tornando-se disponível para outros organismos vivos absorverem (ESTEVEES, 2011).

Quando em pequenas quantidades o fósforo é um nutriente essencial as plantas, porém em grandes quantidades pode ser considerado um poluente nas águas superficiais, conforme mencionado por Esteves (2011) que em altas concentrações há favorecimento do crescimento de algas e plantas que podem prejudicar o uso da água para consumo humano ou recreação.

Os efluentes provenientes de indústrias de fertilizantes, pesticidas, química em geral, conservas alimentícias, abatedouros, frigoríficos e laticínios apresentam fósforo em quantidades excessivas. Este elemento também pode aparecer em águas de córregos urbanos devido a descargas de esgotos sanitários (PORTO *et al.* 2017).

Alguns autores realizaram trabalhos referentes a variação e impactos que o fósforo pode causar a biota aquática ou águas residuais. Santos e Colares (2018) determinaram o fósforo total em águas superficiais com o uso de imagens digitais obtidas por smartphones, na cidade de Gurupi, estado do Tocantins, e verificaram a eficiência do método usado.

Dellagiustina *et al.* (2000) determinaram as concentrações de nitrogênio e fósforo dissolvidos em diferentes locais do rio Itajaí-Açu. Neste trabalho, os autores verificaram como estes parâmetros variam com a vazão do rio e verificaram a conformidade em relação a legislação dos dados encontrados.

Santos *et al.* (2010) estudaram às diferentes formas de fósforo que pode ser encontrado nas águas da plataforma continental do Amazonas e utilizaram a análise de componentes principais para relacionar todas as formas de fósforo na coluna de água. Lima e Cotrim (2018) determinaram as frações de fósforo no sedimento superficial dos principais rios da cidade de São Roque, SP.

Rysoaurya e Costa (2011) analisaram a qualidade ambiental no estuário do rio Botafogo e determinaram o índice trófico e componentes do fósforo na coluna de água, verificando que

os maiores teores de fósforo encontrado foram em períodos secos devido às atividades relacionadas a agricultura. Slusarski *et al.* (2013) estudaram o fósforo total em alguns corpos d'água do Pantanal mato-grossense e verificaram a forte influência da agricultura e da pecuária no teor de fósforo nas águas.

### **3.3.1.11 Cloretos**

Os cloretos são íons inorgânicos provenientes da dissolução de sais. Segundo Macedo (2000) em águas de rios são encontrados em baixas concentrações. Porém, quando aparecem em grande quantidade, pode ser indício de despejo de esgoto proveniente da ação humana, uma vez que o cloreto de sódio (NaCl) é utilizado na alimentação (ZUGE e VENDRAME,2018).

Além disso, a presença de cloretos pode indicar o grau de mineralização ou indícios de poluição das águas. O cloro é utilizado para eliminação de bactérias, vírus e germes e em altas concentrações podem ser tóxico ao ser humano. Na forma de íon cloreto, é um dos principais íons inorgânicos das águas naturais (ZUGE e VENDRAME,2018).

Os cloretos podem proporcionar sabor salgado às águas, e quando em grandes quantidades ao ser utilizado na irrigação podem danificar as plantas, pois algumas espécies são sensíveis aos sais. Os cloretos ou a presença de sais aumenta o poder corrosivo das águas (ANA, 2017).

A presença de cloretos ou outros sais está relacionada com a condutividade elétrica, ou seja, a capacidade da água de conduzir íons e produzir corrente. A presença de sais na água pode ser proveniente dos seguintes fatores: intrusão de água do mar no aquífero freático (por vezes maximizada pela magnitude da vazão recalcada e consequente rebaixamento do nível do lençol); grau de intemperismo e composição das rochas e solos da bacia de drenagem; balanço hídrico referente a precipitação e à evaporação; influência e características das águas subterrâneas e o lançamento de águas residuais domésticas e industriais (LIBÂNIO, 2010).

Alguns estudos já foram realizados sobre a presença de cloretos em águas. Araújo *et al.* (2016) determinaram a presença de cloretos em águas minerais comercializadas na região do vale do AÇU, estado do Rio Grande do Norte e verificaram que os valores encontrados estão dentro do padrão estabelecido pela legislação.

Souza *et al.* (2016) estudou o teor de cloretos em águas de abastecimento da região agreste Potiguar e verificou que as cidades de Nova Cruz, Santo Antônio, Várzea, Passa e Fica, Serrinha, Lagoa d'Anta, Campestre, Montanhas e Espírito Santo possuem águas em que os valores de cloretos estão em conformidade pelo estabelecido pelo Ministério da Saúde.

Outrossim, Cortez e Martins (2018) verificaram a determinação de cloretos em águas por imagens digitais. Neste estudo, os autores determinaram o teor de cloreto em poços tubulares de abastecimento de água do município de Itacoatiara no estado do Amazonas e concluíram que a metodologia proposta é válida e eficaz.

Costa e Garreto (2018) também estudaram a presença de cloretos por meio do trabalho intitulado “Avaliação da qualidade da água de poços artesianos no município de Magalhães de Almeida, no estado do Maranhão”. Neste trabalho, os autores verificaram que em termos de cloretos, apenas o poço 7 está em desconformidade com a legislação.

### **3.3.1.12 Sólidos Totais**

Os sólidos totais representam a matéria orgânica que permanece como resíduo na água. Quando em excesso podem prejudicar e causar danos aos organismos vivos, pois de são capazes de sedimentar o leito dos rios e conseqüentemente, destruir organismos vivos responsáveis pela produção de alimentos, além de reter bactérias e resíduos orgânicos no fundo dos rios, promovendo a decomposição anaeróbica. Portanto, os sólidos totais podem representar um parâmetro de medida da qualidade das águas (CETESB, 2014).

Os sólidos totais representam a toda a quantidade de matéria orgânica presente na água e é um parametro indicador da qualidade das águas, pois todas as impurezas da água, com exceção dos gases dissolvidos, contribuem para a carga de sólidos presentes nos recursos hídricos (CETESB,2014).

Os sólidos totais podem representar a condição do ambiente aquático local, e aumenta conforme o grau de poluição. O excesso de sólidos totais no meio pode afetar o grau de luminosidade, alterando o metabolismo dos organismos autótrofos, pois há maior dificuldade em realização do processo de fotossíntese, e dos heterótrofos que dependem de oxigênio para a respiração (OLIVEIRA e QUEIROZ, 2018).

Em períodos de grande pluviosidade aumenta a presença de sólidos totais o meio aquático, pois o escoamento carrega partículas do solo, conduzindo os poluentes até o corpo hídrico receptor. Desta forma, a erosão hídrica é um dos principais mecanismos de transporte das partículas e nutrientes das lavouras para a água (OLIVEIRA e QUEIROZ, 2018).

A presença de sólidos totais na água é proveniente principalmente da ação humana, mas também pode ocorrer por fatores naturais. Basso *et al.* (2011) explicam que os sólidos são provenientes do lançamento de efluentes industriais e domésticos, nutrientes e partículas carregadas pelas chuvas provenientes de áreas agricultáveis ou ainda, devido às construções, abertura de ruas e limpeza de terrenos.

Alguns autores desenvolveram trabalhos sobre a presença de sólidos totais como um indicador de poluição no ambiente aquático. Oliveira e Queiroz (2018) estudaram a relação sólidos/turbidez no rio Grande Vermelho no estado do Mato Grosso no afluente do rio Paraguai, na cabeceira do Pantanal a fim de verificar se os dois parâmetros possuem correlação. As amostragens de água do rio foram realizadas mensalmente, no período de outubro de 2017 a maio de 2018, em um ponto localizado próximo à sua foz e foi concluído que não houve correlação entre sólidos e turbidez no ponto estudado.

Basso *et al.* (2011) investigaram a influência da precipitação da concentração e carga de sólidos em cursos d'água urbanos: o caso do Arroio Dilúvio em Porto Alegre, Rio Grande do Sul. Neste trabalho, os autores avaliaram como as chuvas afetam a concentração de sólidos totais dissolvidos, além de avaliar a carga transportada desses parâmetros para o lago Guaíba, onde o arroio desemboca. Os resultados indicaram aumento substancial na concentração de sólidos totais da primeira coleta para a segunda coleta, já em relação aos sólidos dissolvidos totais ocorreu o contrário. A descarga sólida exportada pelo arroio no lago Guaíba variou de 9,3 toneladas por dia até aproximadamente 75,0 toneladas por dia.

### **3.3.1.13 Propriedades microbiológicas da água: coliformes totais e coliformes termotolerantes**

As propriedades microbiológicas estão relacionadas com a presença de microrganismos patogênicos e bactérias que podem transmitir doenças aos seres vivos presentes na água, ou que dependem dela. Conforme Libânio (2010) podem transformar a matéria orgânica dentro dos ciclos biogeoquímicos de diversos elementos como o nitrogênio.

Libânio (2010) explica que as propriedades microbiológicas também indicam a presença de bactérias do gênero dos coliformes, que são provenientes do trato intestinal de animais de sangue quente, e alteram significativamente a qualidade das águas. Os coliformes podem ser classificados como coliformes totais e termotolerantes.

Os coliformes totais podem ser definidos como bacilos gram-negativos, aeróbios ou anaeróbios, capazes de desenvolver na presença de sais biliares ou agentes tensoativos que fermentam a lactose com produção de ácido, gás e aldeído, na temperatura de 35°C, por um período de 24-48 horas (MANUAL PRÁTICO DE ANÁLISES DE ÁGUA, 2011).

Libânio (2010) comenta que a maioria das bactérias do grupo coliforme pertence aos gêneros *Escherichia*, *Citrobacter*, *Klebsiella* e *Enterobacter*, embora vários outros gêneros e espécies pertençam ao grupo. De acordo com a manual prático de análises de água (2011) os coliformes termotolerantes são um subgrupo das bactérias do grupo coliforme que fermentam a lactose a  $44,5 \pm 0,2^\circ \text{C}$  em 24 horas, tendo como principal representante a *Escherichia coli*, de origem exclusivamente fecal.

Os coliformes fecais são provenientes do trato intestinal de animais de sangue quente e são indicadores de contaminação por fezes na água. As bactérias do gênero coliformes são excretadas em grandes quantidades por seres vivos (de 1/3 a 1/5 do peso das fezes), logo a probabilidade da detecção dos coliformes fecais nas amostras de água bruta e a possibilidade da presença de agentes patogênicos são grandes, e este parâmetro é utilizado com indicador da qualidade das águas (MACEDO, 2000 apud VARGAS, 2023).

Libânio (2010), explica que as bactérias do gênero *Escherichia Coli*, se diferencia das demais classes de coliformes termotolerantes, pois são capazes de produzir a enzima 3-glucorinidase, que se apresenta em altas concentrações em fezes humanas e animais, sendo um indicador de poluição fecal. Macedo (2000) comenta que, esgotos domésticos brutos, contém em média 3 milhões de coliformes em 100 mL.

De acordo com Macedo (2000), as bactérias *Escherichia Coli*, e os estreptococos fecais, que residem no intestino do homem são eliminados, em grandes quantidades nas fezes do homem e de outros animais de sangue quente, em média 50 milhões por grama.

A presença de coliformes totais indica que no meio aquático há presença de microrganismos capazes de fermentar a lactose e produzir gás. Já a presença de coliformes termotolerantes indica o contato recente da água com material fecal (CRUZ e CAVALCANTE, 2019).

Os coliformes totais e termotolerantes são parâmetros importantes para a potabilidade das águas, além de estimar possíveis fontes poluidoras provenientes de esgoto humano, pois bactérias deste gênero quando em grandes quantidades, podem desencadear doenças intestinais em seres humanos ao serem ingeridas. As bactérias e vírus patogênicos causadores de doenças ao homem originam, de descargas fecais de pessoas já contaminadas (CRUZ e CAVALCANTE, 2019).

A determinação de coliformes totais e termotolerantes é muito importante para a investigação da qualidade e potabilidade das águas. Alguns autores já realizaram estudos que enfatizam o assunto. Souza *et al.* (2017) analisaram os coliformes totais e termotolerantes-fecais em diferentes pontos da Sub-bacia do Rio Poxim, sendo este um dos principais pontos de abastecimento da cidade de Aracaju em Sergipe. Neste trabalho os autores verificaram a presença de contaminação em todos os pontos de coleta, sendo observado um aumento significativo da nascente a foz.

Wronski e Tiunan (2018) fizeram análises microbiológica da água de irrigação, solo e hortaliças orgânicas de duas propriedades da região oeste do Paraná. Em relação as amostras de água, estas apresentaram contaminação por coliformes termotolerantes e uma delas estava contaminada com *Salmonella ssp.*

Pasa *et al.* (2020) fizeram uma avaliação microbiológica da água da nascente de uma propriedade rural no município de Francisco Beltrão, no Paraná. De acordo com os resultados encontrados, verificou-se que as amostras de água são impróprias para o consumo humano em decorrência da bactéria *Escherichia coli*. Como alternativa de solucionar o problema, os autores realizaram uma proteção de fonte e averiguaram que a bactéria diminuiu consideravelmente.

### **3.4 Testes de toxicidade**

Os testes de toxicidade são geralmente utilizados para avaliar a presença de contaminantes em águas ou verificar a influência que um determinado agente tóxico tem sobre os seres vivos ou microrganismos presente no ambiente em estudo. Os testes são realizados sob condições específicas e controladas, e avaliam a toxicidade de substâncias, efluentes industriais e amostras ambientais. Durante o processo os organismos testes são expostos à diferentes concentrações de amostra, e os efeitos tóxicos são observados (COSTA, 2008).

Outrossim, os testes de toxicidade também podem ser utilizados para analisar a qualidade das águas, ou seja, determinar a presença de certos contaminantes nos corpos hídricos e os danos que estes podem causar aos organismos vivos, além de prever e evitar prejuízos ambientais futuros. Além disso, é possível verificar os efeitos que os poluentes podem causar aos organismos vivos do meio (VALENTIN, 2021).

Além disso, as propriedades físicas, químicas e microbiológicas do ambiente aquático influenciam diretamente na presença ou não de contaminantes e nos testes de toxicidade, pois às atividades humanas e naturais dependem de fatores como a concentração, o transporte, a transformação e a interação com o meio (OLIVI e ESPINDOLA, 2008).

Para os testes de toxicidade, geralmente são utilizados bioindicadores ou organismos testes sensíveis a determinado poluente. Olivi e Espindola (2008) recomendam que é importante utilizar mais de um organismo teste, para estimar com segurança o impacto do agente tóxico no corpo de água receptor. Pompêo *et al.* (2022) relata que um bioindicador é definido como um organismo ou uma comunidade de organismos que respondem a poluição ambiental ou o acúmulo de toxinas, permitindo depreender informações sobre a qualidade do ambiente ou de suas partes.

Olivi e Espindola (2008) recomendam que a escolha do organismo vivo a ser utilizado no teste de toxicidade é preciso avaliar alguns critérios, tais como: seletividade ao poluente em estudo, disponibilidade e abundância, uniformidade e estabilidade genética das populações, representatividade de seu nível trófico, baixo custo, fácil acesso e deverão ser utilizadas espécies que possuam genética, fisiologia e comportamento conhecidos, a fim de facilitar a interpretação dos dados.

Para a escolha do microrganismo a ser utilizado, deve-se determinar qual é o tipo de toxicidade que se deseja estudar, ou seja, aguda ou crônica, que se diferem na duração e nas respostas finais que serão mensuradas. A toxicidade aguda consiste na exposição dos microrganismos testes a solução em análise por um curto período, quando comparado com o seu tempo de vida. Já a toxicidade crônica, o microrganismo teste é exposto durante parte ou todo o seu ciclo de vida. Portanto, escolha do bioindicador pode variar de acordo com o meio e o poluente que se deseja avaliar (POMPÊO *et al.* 2022).

O objetivo do teste de toxicidade aguda, conforme Olivi e Espindola (2008) é estimar a dose ou concentração de um agente tóxico que seria capaz de produzir uma resposta específica mensurável em um organismo-teste ou população, por um período relativamente curto, de

aproximadamente 24 a 96h. Os efeitos que os agentes tóxicos podem causar aos organismos testes são determinados pelos parâmetros estabelecidos na tabela 2.

Tabela 2: Parâmetros para determinação da toxicidade aguda e crônica.

Parâmetro	Definição	Tempo de exposição na toxicidade aguda
<b>DL<sub>50</sub></b>	Dose Letal Média: dose de amostra que causa mortalidade de 50% dos organismos no tempo de exposição e condições do teste	24 a 96h
<b>CE<sub>50</sub></b>	Concentração Efetiva Média: concentração de amostra que causa um efeito agudo (imobilidade, por exemplo) a 50% dos organismos no tempo de exposição e nas condições estabelecidas.	24 a 48h
<b>CENO</b>	Concentração de efeito não observado: maior concentração de agente tóxico que não causa efeito deletério estatisticamente significativo nos organismos no tempo de exposição e nas condições do teste.	7 dias
<b>CEO</b>	Concentração de Efeito Observado: menor concentração de agente tóxico que causa efeito deletério estatisticamente significativo nos organismos no tempo de exposição e nas condições do teste.	7 dias

Fonte: <https://www.scielo.br/j/qn/a/X6sRQb5cdDnHxgPJvZR33PN/?format=pdf&lang=pt>

No entanto, substâncias tóxicas podem não demonstrar perigo aos organismos vivos quando submetidas apenas ao teste de toxicidade aguda, pois o tempo de exposição é relativamente curto levando em consideração o tempo de vida do organismo-teste (POMPÊO *et al.* 2022).

A utilização de testes para avaliar a toxicidade crônica permitem estudar os possíveis efeitos de substâncias químicas sob condições de exposições prolongadas ou a concentrações subletais, ou seja, aquelas que não causam a morte do organismo teste, porém causam efeitos sobre a mobilidade, a reprodução, o crescimento e a maturação. Além disso, os resultados obtidos em testes de toxicidade crônica são geralmente expressos como CENO ou CEO (Tabela 2), mas também podem ser expressos como CE50 (OLIVI e ESPINDOLA, 2008).

Portanto, a toxicidade aguda e crônica estudam os efeitos que um determinado agente químico pode causar a um organismo vivo. Logo, para obter resultados mais precisos, é importante determinar a toxicidade aguda e crônica, usando, se possível, mais do que um organismo teste (POMPÊO *et al.* 2022).

Alguns autores desenvolveram trabalhos relacionados a testes de toxicidade em ambientes aquáticos. Costa *et al.* (2008) estudaram a toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. Os autores apresentaram os principais aspectos relacionados aos ensaios de toxicidade aquática e realizaram uma discussão sobre sua aplicabilidade.

Pompêo *et al.* (2022) discorreram um livro intitulado “Aspectos da ecotoxicidade em ambientes aquáticos”. Neste livro os autores discutem diversos aspectos da toxicidade das águas e dos sedimentos. Rubinger e Leão (2009) fizeram e discutiram alguns métodos toxicológicos relacionados a efluentes industriais em um trabalho intitulado “seleção de métodos biológicos para avaliação toxicologia de efluentes industriais”.

Matos *et al.* (2011) fizeram um estudo de “avaliação e identificação da toxicidade de amostras de água e sedimento do reservatório de Funil, no estado do Rio de Janeiro, em que foi possível analisar os possíveis compostos ou classes de compostos causadores de toxicidade no meio aquático. Nas amostras de água, os resultados indicaram que a toxicidade é proveniente de compostos orgânicos ácidos ou básicos.

#### **3.4.1 Teste de toxicidade usando a *Ceriodaphnia dubia***

Estudos relacionados a utilização de microrganismos aquáticos em testes de toxicidade tem sido de grande importância devido a possibilidade de controlar em laboratório condições ambientais e biológicas que podem afetar a sobrevivência, a reprodução e os fatores físicos dos microrganismos teste (ESTEVEES, 2011).

Os testes toxicológicos envolvem o desenvolvimento de metodologias em laboratórios, sob condições controladas, capazes de identificar e analisar os comportamentos fisiológicos, como crescimento, reprodução e mortalidade, e as alterações nas características físicas de organismos testes quando submetidos a agentes tóxicos. Além disso, a partir da descoberta de contaminantes no meio, é possível solucionar possíveis problemas ambientais (RUBINGER e LEÃO, 2009).

Durante a realização do teste de toxicidade usando microrganismos provenientes de ambientes aquáticos deve-se considerar alguns fatores, como a seletividade por algumas espécies químicas, a utilização de microrganismos de pequeno porte, com ciclo de vida curto e que sejam uniformes em seu tamanho, como as *Ceriodaphnia dubia* (ESTEVEES, 2011).

As *Ceriodaphnia dubia* são microcrustáceos de água doce ou “pulgas-de-água”, pertencentes ao gênero das *Daphnia* e a ordem das Cladóceras. São conhecidas como pulga-de-

água devido aos seus movimentos irregulares que lembram pulgas (insetos) e se alimentam de partículas de matéria orgânica que ficam em suspensão nas águas doces, bactérias e microalgas que constituem o fitoplâncton, vivem principalmente em habitats lênticos, ou seja, locais de água parada, e podem atingir o tamanho de 0,8 mm a 0,9 mm de comprimento (ESTEVES, 2011). A figura 3 representa a *Ceriodaphnia dubia*.



Figura 3: Organismo teste *Ceriodaphnia dubia*

Fonte: [www.biodiversity4all.org/taxa/483833-Ceriodaphnia-dubia/browse\\_photos](http://www.biodiversity4all.org/taxa/483833-Ceriodaphnia-dubia/browse_photos)

As *Ceriodaphnias dubias* são muito utilizadas nos testes de toxicidade, pois conforme explicado por Mendes (2002) os principais motivos da utilização destes organismos testes, são: constituem um grupo amplamente distribuído em habitats dulciaquícolas; ocupam uma posição estratégica nas comunidades aquáticas, comportando-se como importantes herbívoros (através da ingestão de algas e bactérias) e constituindo uma fração significativa da dieta de numerosas espécies de peixes e outros predadores, além de apresentarem ciclos vitais relativamente curtos e pequena dimensão corpórea.

As *Ceriodaphnia dubia* são microrganismos que se reproduzem por partenogênese, ou seja, sua reprodução é homogênea e a maioria dos neonatos são fêmeas, o que garante a genética das populações e a presença de filhotes machos acontece quando há interferência de fatores externos, tais como: falta de alimento, superpopulação ou grande diferença de temperatura. Os ovos deste microrganismo são colocados em uma cavidade dorsal e dão origem a indivíduos

jovens, sem estágios larvais, e crescem por meio de mudas, que são diretamente influenciadas pela temperatura (ESTEVEES, 2011).

Para verificação do teste de toxicidade usando a *Ceriodaphnia dubia*, os microrganismos neonatos, são colocados em contato com as amostras em estudo por um período de 7 dias, em que é monitorado a inibição da reprodução e a sobrevivência dos organismos-testes, no caso da toxicidade aguda, ou a retardação dos seus movimentos, quando é estudada a toxicidade crônica. Deve-se utilizar indivíduos neonatos devido ao curto ciclo de vida dos Cladóceros (ABNT NBR 13373, 2010).

Alguns trabalhos já investigaram a toxicidade aquática utilizando a *Ceriodaphnia dubia*. Filho *et al.* (2008) estudaram a utilização do microcrustáceo *Ceriodaphnia dubia* na avaliação da qualidade das águas superficiais em Sub-bacias do Rio Preto e verificaram qual a classificação das águas de acordo com a toxicidade, sendo está avaliada como classe 3 segundo a resolução 357 de 2005 do CONAMA.

Alves e Cobo (2013) analisaram o bioindicador *Ceriodaphnia dubia* aplicado na avaliação ecotoxicológica da água da bacia hidrográfica do rio Uma, localizado no município de Taubaté, no estado de São Paulo. Após análise dos dados, verificou-se que não foi detectada toxicidade aguda em nenhuma das amostras, e para todos os pontos amostrais foi verificada toxicidade crônica em algumas das análises.

Gomes *et al.* (2015) realizaram uma avaliação físico-química e ecotoxicológica de água e sedimento na região do baixo curso do Rio Doce, zona norte de Natal, estado do Rio Grande do Norte, utilizando Cladóceros para verificar a presença de agentes químicos. A partir dos resultados os autores concluíram que houve comprometimento da qualidade da água nos pontos estudados em determinados períodos do ano.

### **3.5 Análises e testes estatísticos**

#### **3.5.1 Análise dos componentes principais (PCA)**

Quando é realizado um estudo de controle ou monitoramento de um rio é importante usar métodos que auxiliem a interpretação dos dados e permita perceber discrepâncias entre os valores encontrados, como a análise dos componentes principais (PCA). Esta é uma técnica da estatística multivariada que consiste em transformar um conjunto de variáveis originais em

outro conjunto de variáveis de mesma dimensão denominadas de componentes principais (VARELLA, 2008).

Na PCA cada componente principal é uma combinação linear de todas as variáveis originais, independentes entre si, e com o propósito de reter em ordem de estimação, o máximo de informação, em termos da variação total contida nos dados. Seu objetivo é representar graficamente o maior número de informações contidas em uma matriz de dados com  $n$  linhas, que podem ser objetos ou indivíduos e  $p$  colunas que representa as variáveis (HONGYU *et al.* 2015)

A PCA consiste em uma estrutura computacional que tem o objetivo de reduzir variáveis contidas em uma matriz de covariância dos dados, sem perder muitas informações, além de apresentar fácil representação dos dados multidimensionais. Para a redução dos eixos é preciso utilizar critérios de retenção fatorial, sendo um dos mais conhecidos o critério de retenção de Kaiser-Guttman, também conhecido como  $eigenvalue > 1$  (SANTO, 2012).

Damásio (2012) comenta que o critério de Kaiser-Guttman estipula que cada fator retido apresenta um *eigenvalue*, que se refere ao total de variância explicada por esse fator. Além disso, segundo este fator de retenção, a soma total dos *eigenvalues* é sempre igual ao número de itens utilizados na análise.

Geralmente, utilizam-se softwares computacionais para realização da análise dos componentes principais, como o programa R. Esse programa permite a importação de um conjunto de dados, facilita a visualização de gráficos e figuras, além de realizar testes e análises estatísticas (LOPES, 2021). De acordo com os dados contidos em análise Dados R do portal [uminho.pt](http://uminho.pt),

O programa R é um sistema de computação científica e estatística, programável e que permite o tratamento de vários tipos de dados. Na sua versão base possui um conjunto de ferramentas que permitem o armazenamento, processamento, cálculo, análise e visualização de dados. Possui ainda uma poderosa linguagem de programação que permite a implementação de novas funções com o comportamento definido pelo utilizador. Para além disso, é de acesso livre, existindo uma comunidade bastante ativa de investigadores (designada por CRAN) que desenvolvem funcionalidades que podem ser instaladas para estender as funcionalidades do sistema (UMINHO.PT, 2020).

Portanto, o programa R ajuda a simplificar o cálculo estatístico da PCA quando se tem um número considerável de variáveis a serem consideradas e analisadas, reduzindo-as e correlacionando-as em eixos. Quando é feito o monitoramento de um rio, faz-se um estudo

sobre determinadas variáveis que interferem na qualidade das águas, e a PCA é uma ferramenta que auxilia na interpretação dos dados (LOPES, 2021).

Alguns autores já utilizaram a análise dos componentes principais no monitoramento da qualidade das águas. Pinto *et al.* (2021) estudaram o monitoramento de qualidade de água baseado em análise de componentes principais: uma abordagem local. Neste trabalho, os autores usaram a PCA para identificar amostras críticas em termos de poluição, e por meio de gráficos de scores foi possível associar regiões espaciais aos fatores de pressão ambiental característicos das áreas em estudo.

Lucena *et al.* (2013) usaram a PCA para fazer uma análise exploratória do nível de poluição das águas das nascentes da comunidade rural Ponta de Gramame no município de João Pessoa, Paraíba. Os resultados obtidos a partir da PCA sugerem que o monitoramento das águas dessa nascente deve contemplar os períodos de alta e baixa intensidade pluviométrica.

Finkler *et al.* (2015) analisaram a qualidade da água superficial por meio de análise do componente principal (PCA), em Caxias do Sul no estado do Rio Grande do Sul. Neste trabalho, os resultados obtidos demonstraram que com o emprego da PCA, foi possível explicar uma variância total de 71,3% para os dados de qualidade de água. Ainda se inferiu que os principais fatores que modificam a qualidade da água nesta região são a poluição proveniente das indústrias, principalmente do setor galvanotécnico, e os esgotos domésticos

### **3.5.2 Análise de variância: ANOVA e MANOVA**

A análise de variância é uma ferramenta estatística usada para analisar e comparar as variâncias entre as médias de diferentes grupos. Pode ser dividida em univariada (ANOVA) e multivariada (MANOVA). Couto *et al.* (2020) comenta que o objetivo da ANOVA é comparar médias e buscar diferenças significativas em um grupo de medidas, enquanto a MANOVA é utilizada para comparar grupos em múltiplas variáveis dependentes. De acordo com Candido *et al.* (2015) a MANOVA é uma extensão da ANOVA e pode ser utilizada quando há correlação em mais de uma variável.

Alguns trabalhos já foram realizados utilizando a análise de variância, sendo ela ANOVA ou MANOVA. Cândido *et al.* (2015) estudaram a avaliação do índice de qualidade das águas na área urbana da bacia hidrográfica do rio Mourão, no estado do Paraná. A partir da análise de variância (ANOVA), os autores constataram que os dados obtidos das análises do IQA são

estatisticamente significantes, necessitando então da realização da comparação entre as médias para determinar qual média é considerada diferente das outras, logo foi aplicado o teste de Tukey.

Gonçalves e Cruz (2016) fizeram uma avaliação da qualidade das águas na sub-bacia hidrográfica do rio Siriri, Sergipe, e verificaram por meio da ANOVA que houve diferença significativa (ao nível de 5% de significância) para o fator localização para as variáveis pH, condutividade elétrica, sólidos dissolvidos totais, oxigênio dissolvido, turbidez, nitrogênio, fósforo, profundidade, agricultura e pastagem. Para sazonalidade, verificou-se diferença significativa para nitrato, nitrogênio, fósforo, turbidez, clorofila e para as precipitações.

## **4. METODOLOGIA**

### **4.1 Amostragem e obtenção das propriedades físicas, químicas, microbiológicas e toxicológicas da água**

O georreferenciamento dos balneários foi realizado usando um navegador GPS eTrex, portátil, da marca Garmin. Para a coleta de água deste estudo foram definidos balneários de águas doce do lago de Itaipu, banhado pelo rio Paraná. Os balneários foram escolhidos levando em consideração a área ocupada por banhistas. O balneário 1 está localizado na cidade de Marechal Cândido Rondon, no distrito de Porto Mendes, a 29 km do perímetro urbano, sob as coordenadas 24 °29'27.9" HO54 18'59.6", com elevação de 219 metros.

O balneário de Porto Mendes, possui como principais atividades: lazer, turismo, pescaria, torneios de pesca (os mais conhecidos são a Pesca da Curvina (março) e pesca do Tucunaré (setembro)) e camping. Neste balneário, também há realização de transporte de pessoas por meio de embarcações para o país vizinho (Paraguai), além da extração de areia feita por navios areeiros. A figura 4 representa o balneário de Porto Mendes.



Figura 4: Balneário 1, balneário de Porto Mendes localizado na Marechal Cândido Rondon

O balneário 2, está localizado na cidade de Entre Rios do Oeste, a 2,5 km do centro, sob as coordenadas geográficas 24° 40'57.5" HO54 14'47.9" e elevação de 224 metros. O balneário 3, situa-se em Santa Helena, é conhecido como balneário de Águas e Terras, e localiza-se a 2,5 km da área urbana, possui as seguintes coordenadas 24°50'15.2" HO54 20'04.8" e elevação de 220 metros.

Os balneários 2 e 3 são espaços destinados ao turismo e ao lazer, possuem como atividades principais o camping, a pesca esportiva, torneios de pesca e a recreação. As figuras 5 e 6 representam os balneários 2 e 3.



Figura 5: Balneário 2, balneário de Entre Rios do Oeste



Figura 6: Balneário 3, balneário de Águas e Terras localizado na cidade de Santa Helena

Após o georreferenciamento dos balneários foram realizadas coletas mensais, por período de um ano, que aconteceram entre os meses de março de 2022 até fevereiro de 2023. Para melhor conservação das amostras entre os balneários de coleta e o laboratório, foram utilizadas as seguintes frascarias e tomado os cuidados citados na tabela 3. As amostras, após a chegada no laboratório respeitaram os tempos de estocagem mencionados na tabela 3, a fim de garantir maior confiabilidade nos resultados.

Tabela 3: Frascarias e conservação das amostras utilizadas na coleta.

ANÁLISE	FRASCO	VOLUME MÍNIMO (mL)	PRESERVAÇÃO	TEMPO MÁXIMO DE ESTOCAGEM
<b>pH</b>	Plástico ou vidro	100	Temperatura < 6 °C	Análise imediata
<b>Alcalinidade</b>	Plástico ou vidro	100	Temperatura < 6 °C	14 dias, ideal 24 horas
<b>Condutividade elétrica</b>	Plástico ou vidro	100	Temperatura < 6 °C	Análise imediata
<b>Dureza</b>	Plástico ou vidro	100	HNO <sub>3</sub> ou H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> até pH < 2	6 meses
<b>DBO e DQO</b>	Plástico ou vidro	1000	Temperatura < 6 °C	48 horas, ideal 6 horas

<b>Nitrogênio</b>	Plástico ou vidro	500	H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> até pH < 2 e temperatura < 6 °C	28 dias, ideal 7 dias
<b>Nitrato</b>	Plástico ou vidro	100	Temperatura < 6 °C	48 horas
<b>Nitrito</b>	Plástico ou vidro	100	Temperatura < 6 °C	48 horas
<b>Cloretos</b>	Plástico ou vidro	100	Temperatura < 6 °C	48 horas
<b>Fósforo</b>	Vidro ou plástico, previamente lavado com HNO <sub>3</sub> 10%	100	Temperatura < 6 °C	Se a amostra for congelada imediatamente, a análise pode ser realizada em até 28 dias
<b>Sólidos Totais</b>	Plástico ou vidro	500	Temperatura < 6 °C	7 dias
<b>Coliformes Totais</b>	Vidro âmbar		Temperatura < 6 °C	24 horas
<b>Coliformes Termotolerantes</b>	O recipiente deve se envolver em Papel Craft, a fim de evitar a incidência de luz	500	O frasco deve ter espaço suficiente para a homogeneização em laboratório e deve-se fazer a abertura do frasco apenas no momento da coleta.	24 horas
<b>Toxidade com <i>Ceriodaphnia dubia</i></b>	Plástico descartável	1500	Temperatura < 6 °C ou congelamento. Encher o frasco completamente, garantindo ausência de bolhas.	Resfriamento: 48 horas; Congelamento: 60 dias

Fonte: [https://ctec.ufal.br/professor/elca/manual\\_coleta\\_%C3%81gua.pdf](https://ctec.ufal.br/professor/elca/manual_coleta_%C3%81gua.pdf)

Além dos cuidados mencionados na tabela 3, na coleta da amostra de determinação de nitritos foi feita a filtração em campo utilizando um filtro para seringa, membrana PES, 0,22 µm, 30 mm, tomando cuidado para não forçar a passagem de partículas grandes, ou seja, o filtro foi substituído quando a pressão exercida sobre a seringa não possibilitava a passagem de amostra.

As análises foram realizadas no laboratório GERPEL (Laboratório de Águas e Sedimentos) da Unioeste Campus de Toledo, utilizando as metodologias descritas por APHA (1998). Para todas as amostras, as análises foram realizadas em duplicata. A tabela 4 representa a metodologia realizada nas análises físicas, químicas e microbiológicas.

Tabela 4: Metodologias realizadas nas análises físicas, químicas e microbiológicas

Análise	Método
pH	4500 H <sup>+</sup>
Alcalinidade	2320B
Condutividade elétrica	2510B
Dureza	2340C
DQO	5220D
DBO	5210B
Nitrogênio total	4500-NH <sub>3</sub> -F
Nitrato	MQA-22 HACH
Nitrito	4500 NO <sub>2</sub> B
Fósforo total	4500 P-E
Sólidos totais	2540-B
Coliformes totais	9223-B
Coliformes termotolerantes	9223-B

## 4.2 Testes de toxicidade

### 4.2.1 Metodologia para o ensaio com *Ceriodaphnia dubia*

Para determinar a toxicidade foi utilizado o microrganismo *Ceriodaphnia dubia* e a metodologia utilizada foi a descrita pela ABNT NBR 13373:2017 (2018). As análises foram realizadas mensalmente nos três balneários estudados. Inicialmente, todas as vidrarias foram lavadas com ácido nítrico 10%. Em seguida, foram realizadas diluições da amostra bruta na água de cultivo e diluição, conforme as proporções da tabela 5. Também foi preparada uma amostra controle, em que foi utilizada apenas água de cultivo e diluição.

Tabela 5: Diluições das amostras de *Ceriodaphnia dubia*

Solução Teste (Diluição) %	Fator de diluição	Volume de amostra bruta (mL)	Volume da água de cultivo e diluição (mL)	Volume final (mL)
Controle	0	0	100	100
100	1	100	-	100
50	2	50	50	100
25	4	25	75	100
12,5	8	12,5	87,5	100
6,25	16	6,25	93,75	100

Para preparo da água de cultivo e diluição foram preparadas duas soluções. Na solução número 1, dissolveu-se 1,5 gramas de sulfato de cálcio diidratado em 1000 mL de água destilada. Para a solução 2, diluiu-se 0,2 gramas de cloreto de potássio, 4,8 gramas de bicarbonato de sódio e 6,1 gramas de sulfato de magnésio heptahidratado em 1000 mL de água

destilada. Preparou-se a água de cultivo e diluição, misturando-se 20 mL da solução 1 e 10 mL da solução 2 em 970 mL de água destilada.

Para cada solução teste foram realizadas 10 réplicas. Inicialmente mediu-se o pH das amostras. Transferiu-se 15 mL da respectiva diluição para um recipiente teste, que pode ser um balão volumétrico ou um Erlenmeyer, já com alimento (alga *Raphidocelis subcaptata*, produzida no Gerpel) e adicionou-se com auxílio de uma pipeta ou um conta gotas, uma *Ceriodaphnia dubia*, com idade entre 6 a 24 horas. Ao liberar o organismo sobre a solução, tomou-se cuidado para soltá-lo o mais próximo possível da superfície, sem tocá-la. As amostras foram mantidas por 7 dias, em temperatura de 23 a 27 °C, com fotoperíodo de 12 a 18 horas de luz difusa. Durante o ensaio, foi alimentado os organismos e renovada a solução diariamente. O procedimento descrito foi realizado para todas as réplicas em cada diluição. Após os 7 dias, foi verificado a morte e o nascimento dos organismos.

Foram calculados os valores de  $CE_{no}$  (maior concentração real da amostra que não causa efeito estatisticamente significativo na sobrevivência e na reprodução dos organismos) e  $CE_o$  (menor concentração real da amostra que causa efeito estatisticamente significativo na sobrevivência e na reprodução dos organismos), usando o software Toxstat 3.5. As análises de toxicidade envolvendo a *Ceriodaphnia dubia* foram realizadas no laboratório Gerpel.

### **4.3 Análise estatística dos dados**

Para a análise estatística dos dados foi utilizado o programa R, com extensão ao RStudio versão 9.2, obtido por meio do diretório CRAN, ao nível de significância de 5%, seguindo os passos contidos na figura 7. A descrição dos comandos realizados no R Studio para os passos descritos a seguir encontra-se no anexo 2.

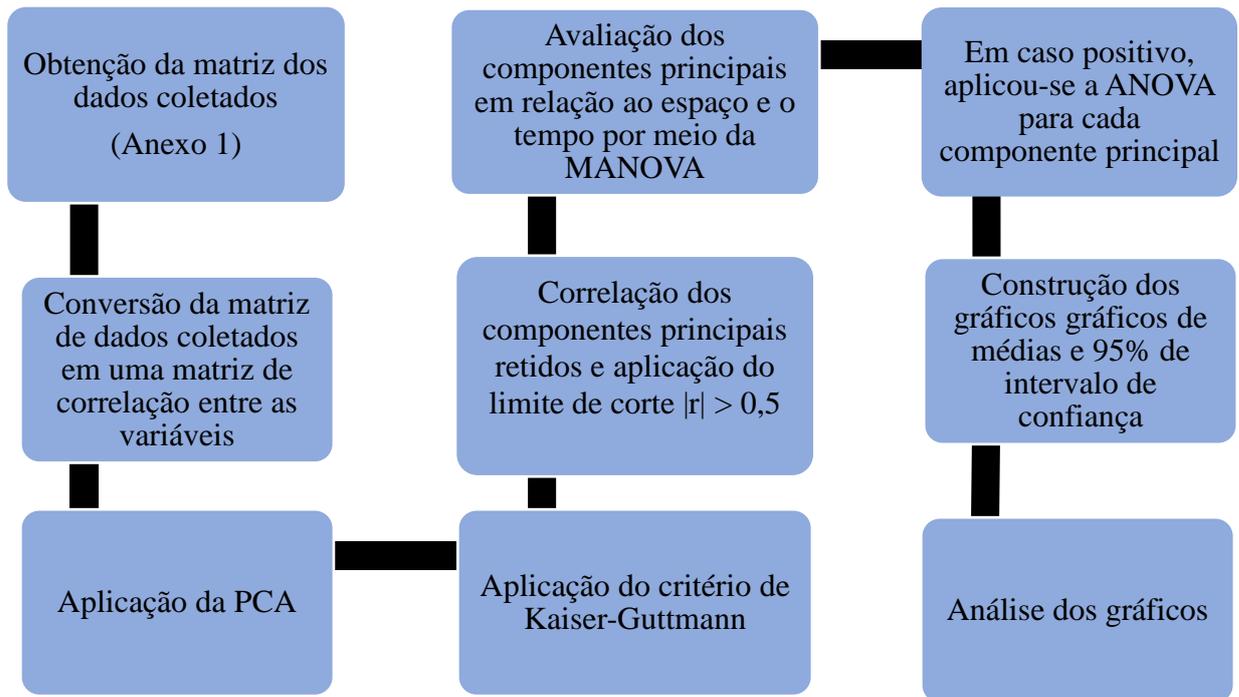


Figura 7: Sequência realizada para obtenção dos dados estatísticos

## 5.0 RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 5.1 Incidência de chuvas no período de coletas e nível de água do rio

A quantidade de água no rio influencia no transporte de íons, poluentes e sedimentos, logo a quantidade de água no rio é importante para o estudo das propriedades físicas, químicas e microbiológicas do corpo hídrico. Fatores como a precipitação de chuvas e a utilização das águas para geração de energia pela Itaipu Binacional podem afetar o volume e o nível de água dos balneários.

A tabela 6 mostra a variação de precipitação de chuvas na região oeste do Paraná, mês a mês, durante o período de coleta. Os dados foram obtidos por meio do site do Simepar, Sistema Meteorológico do Paraná, nos boletins climáticos informados trimestralmente. As coletas foram realizadas no início de cada mês, logo o volume de chuva do mês anterior influenciou na coleta do mês atual, ou seja, os resultados de março são afetados pelas chuvas decorrentes em fevereiro e assim, sucessivamente em cada mês coletado.

Tabela 6: Precipitação de chuvas nos meses de fevereiro de 2022 até março 2023

	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev
	2022	2022	2022	2022	2022	2022	2022	2022	2022	2022	2023	2023
<b>Data da coleta</b>	03/03	07/04	05/05	02/06	07/07	02/08	06/09	04/10	08/11	06/12	09/01	07/02
<b>Precipitação de chuvas no dia da coleta</b>	Sim	Sim	Sim	Sim	Não	Não	Sim	Não	Não	Não	Não	Sim
<b>Variação do volume em milímetros (mm) de precipitação de chuvas no oeste do Paraná</b>	84 a 191	65 a 154	73 a 174	94 a 195	69 a 155	42 a 102	32 a 109	59 a 159	120 a 236	101 a 199	90 a 196	146 a 179

Os dados representados na tabela 6 são importantes para a discussão dos próximos tópicos. Em alguns meses houve grande precipitação de chuvas e, conseqüentemente aumentou a quantidade de água presente nos balneários estudados, alterando algumas propriedades físicas, químicas e microbiológicas do meio. De acordo com Silva *et al.* (2008) o Brasil apresenta diferentes índices de precipitação de acordo com a estação do ano e a localização geográfica.

Ling *et al.* (2017) ressalta que a precipitação de chuvas pode afetar grandemente o comportamento das características físicas e químicas de um corpo d'água, alterando hidrologia, trazendo quantidades substanciais de poluentes via escoamento pluvial, que podem causar poluição das águas, desencadear o processo de eutrofização, e conseqüentemente, colocar em risco a vida dos organismos aquáticos.

Outro fator que pode aumentar ou diminuir o quantitativo de água nos balneários estudados é a utilização das águas pela Itaipu Binacional para geração de energia. De acordo com dados contidos no site da Itaipu, o volume de água do reservatório é de 29 bilhões de m<sup>3</sup> em uma extensão de 170 km. Quando em operação, a usina tem capacidade de descarregar por meio do vertedouro 62,2 mil m<sup>3</sup> de água por segundo e possui uma vazão nominal nas turbinas de 690 m<sup>3</sup>.

O processo de produção de energia consiste em um ciclo em que a água é retirada e devolvida ao rio. A água que sai do reservatório é conduzida com muita pressão por enormes tubos até a casa de força, onde estão situadas as turbinas que geram eletricidade. Segundo a Itaipu Binacional, a pressão da água produz um movimento giratório do eixo da turbina, que

produz um campo eletromagnético dentro do gerador produzindo eletricidade. Em seguida, a água retorna ao rio, transportando consigo íons, metais e sedimentos por onde passa.

De acordo com a Itaipu Binacional, a vazão de um rio varia de acordo com suas condições geológicas, como largura, inclinação, tipo de solo, obstáculos e quedas d'água, e depende do índice de precipitação de chuvas durante o ano, logo a produção de energia varia conforme a disponibilidade de água no rio, que influencia diretamente em algumas propriedades físicas, químicas e microbiológicas estudadas nos balneários.

## 5.2 pH

Os valores de pH dos balneários estudados variaram de 6,4 (balneário 1, mês de abril) até 8,09 (balneário 3, mês de dezembro). O balneário 2 também apresentou valor de pH acima de 8 no mês de dezembro. Os meses de maio, dezembro e janeiro tiveram predominância de pH básico e o mês de abril pH ácido, para todos os balneários. De acordo com a resolução 357 de 2005 do CONAMA os valores de pH para ambientes de água doce devem variar entre 6 a 9, logo os valores encontrados estão de acordo com a legislação. A figura 8 representa a variação de pH nos três balneários estudados durante 1 ano de coleta.

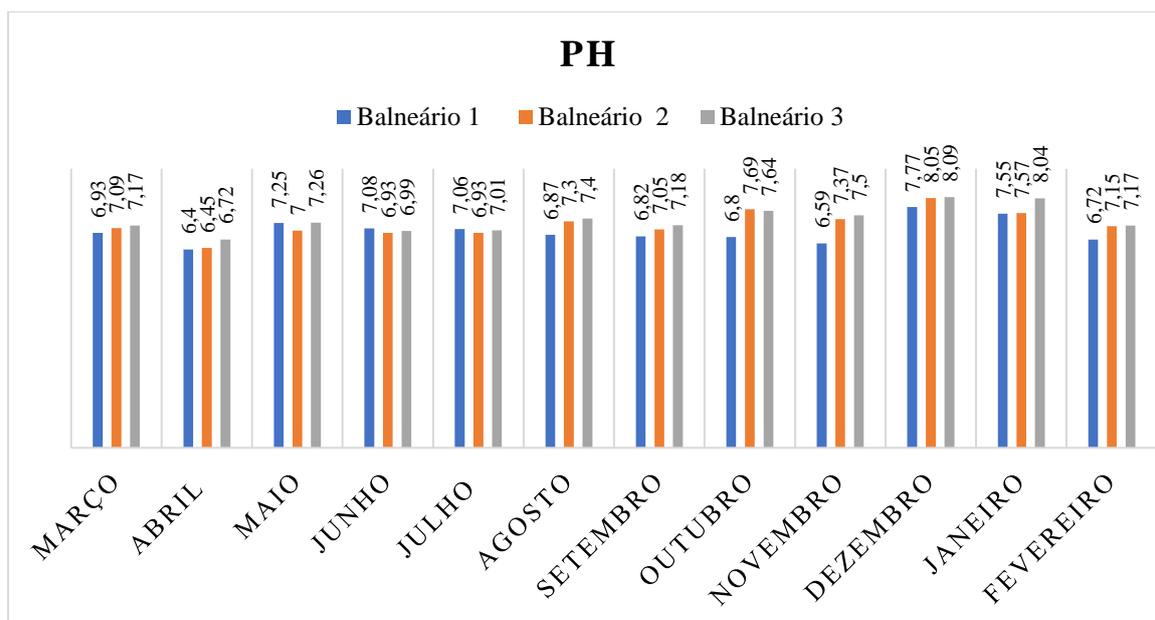


Figura 8: Variação do pH nos três balneários estudados no período de março de 2022 até fevereiro de 2023.

Os meses de maio, dezembro e janeiro que apresentaram incidência de pH básico em todos os balneários. Na região oeste do Paraná, maio corresponde ao período posterior a semeadura do trigo. Dezembro e janeiro são meses posteriores a plantação de soja, que acontece entre os meses de setembro e outubro, e milho que acontece no mês de outubro. Na lavoura, para estas culturas é utilizado a adubação NPK, ou seja, é introduzido fertilizantes e defensivos a base de nitrogênio, fósforo e potássio. Esses íons podem interagir entre si ou com outros componentes do solo alterando o pH do meio.

Após a semeadura dos grãos, acontece a absorção de nitrogênio pelo solo alterando o pH da rizosfera, alcalinizando-a quando absorvido na forma de nitrato conforme enfatizado por Wilkinson *et al.* (2003). Desta forma, quando ocorre a precipitação de chuvas, acontece o processo de lixiviação dos solos, carregando esses íons para as águas e alterando o pH do meio, conforme observado nos meses de dezembro e janeiro.

Outrossim, nos meses de setembro, outubro e novembro, nos balneários 2 e 3, também foi encontrado pH básico. Estes meses são correspondem ao período de semeadura dos grãos no solo, então o aumento do pH pode ter sido oriundo da plantação da safra de soja e milho.

Além disso, durante o plantio também é utilizado o processo de calagem, que consiste na aplicação de calcário para correção do pH do solo. A função do calcário é tornar os solos básicos menos ácidos a fim de melhorar a absorção de nutrientes pelas plantas. Portanto, o calcário pode ter sido transportado para as águas dos balneários estudados, durante o plantio ou após esse período.

No mês de janeiro, mês que houve pico do pH básico, os valores de alcalinidade encontrados em todos os balneários também foram maiores. A alcalinidade é a medida da capacidade de a água neutralizar ácidos, ou seja, de atuar como uma solução tampão, e pode ter sido proveniente da presença de sais de ácidos fracos, carbonatos, bicarbonatos, hidróxidos e ocasionalmente silicatos e fosfatos presentes na água, conforme comentado por Macedo (2000).

O mês de abril apresentou pH ácido em todos os balneários estudados. No mês de março, segundo os dados do SIMEPAR contidos na tabela 6, houve fortes chuvas na região oeste do Paraná, sendo que os volumes de precipitação variaram entre 84 e 191 mm, acarretando a diminuição do pH dos ambientes aquáticos, devido a dissolução da matéria orgânica e sedimentos do meio, conforme comentado por Libânio (2010).

No mês de março foram encontrados valores expressivos de fósforo nos três balneários, sendo estes de 0,637 mg L<sup>-1</sup> para o ponto 1, 0,430 mg L<sup>-1</sup> para o ponto 2 e 0,575 mg L<sup>-1</sup> para o ponto 3. Essa variável pode ter influenciado nos valores de pH ácido no mês de abril, pois a presença de fósforo desencadeia o processo de eutrofização, ou seja, eleva significativamente o número de plantas aquáticas no meio, o que aumenta a retirada de gás carbônico devido ao processo de fotossíntese (CO<sub>2</sub>), acidificando a água.

O pH ácido pode alterar a qualidade das águas dos rios, pois conforme explica Hermes e Silva (2004) o pH ácido acarreta a formação de amônia ionizada, além de aumentar a solubilidade de agroquímicos, inibir a atividade bentônica, reduzir a composição e a ciclagem de nutrientes.

Em alguns meses, não houve grande variação nos valores de pH nos três balneários, logo pode-se inferir que essas pequenas alterações nos quantitativos podem ser decorrentes da atividade de fotossíntese e respiração das algas, da dissolução de rochas e do lançamento de despejos domésticos e industriais, conforme enfatizado por Libânio (2010).

Contudo, existem diversos fatores que podem ter alterado o pH do meio o pH dos ecossistemas aquáticos, como o processo de fotossíntese que gera oxigênio, aumentando o pH, enquanto a respiração aeróbica consome oxigênio, diminuindo o pH, além disso a magnitude e a frequência da variação do pH no meio depende da composição do ecossistema, da geografia e a profundidade que a amostragem de água foi coletada, conforme enfatizado por Hamid *et al.* (2020).

Os íons que podem ter causado alterações no pH, tornando o meio aquático mais ácido ou mais básico não foram oriundos somente dos balneários em que foram coletadas as amostras, ou seja, eles podem ter sido carregados de outros lugares ou municípios limítrofes, pois há diversos rios e córregos menores que desaguam na bacia do rio Paraná. Portanto, os valores encontrados sofrem interferências regionais e não apenas locais.

A partir dos dados encontrados é possível inferir que os valores de pH nos três balneários estudados podem ser oriundos da atividade humana, principalmente aquelas relacionadas a agricultura, ou de fatores naturais decorrentes do próprio ecossistema aquático, pois de acordo com Cunha (2018) a região próxima a bacia do Paraná III estudada neste trabalho possui uma dinâmica agropecuária, agroindustrial e turística, além de apresentar forte conexão com a estrutura geocológica dos compartimentos de paisagem, delimitados na bacia, já que

estes representam, também, a base dos recursos naturais apropriados e transformados pela sociedade e economia local.

Neste trabalho, os valores de pH variaram de 6,4 a 8,09 entre os três balneários estudados da bacia do Paraná III. Outros autores também estudaram a variação do pH em rios. Lopes e Jr (2010) estudaram a influência das condições naturais de pH sobre o índice de qualidade das águas (IQA) na bacia do Ribeirão de Carrancas, e obtiveram valores de pH entre 4,5 e 6,5, ficando quase sempre fora da faixa estabelecida pela resolução do CONAMA 357 de 2005 que é de 6 a 9.

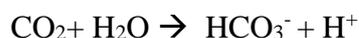
Siqueira e Schmidt (2018) fizeram uma avaliação do pH e da condutividade elétrica em águas superficiais na barragem de rejeitos de Minas de Camaquã e encontraram valores que variaram de 6 a 7,5, avaliados em três pontos de coleta. Os quantitativos estão de acordo com limites estabelecidos pelo CONAMA para águas superficiais mostrando caráter neutro a levemente básico, assim como os valores encontrados nos balneários estudados.

### **5.3 Alcalinidade total**

A alcalinidade total é medida em termos de carbonato de cálcio, e de acordo com a legislação brasileira, em águas naturais são aceitos valores até 100 mg L<sup>-1</sup> deste composto. Logo os valores encontrados estão de acordo com a legislação e variaram entre 9,61 mg L<sup>-1</sup> (balneário 3, mês de março) e 49,65 mg L<sup>-1</sup> (balneário, mês de fevereiro).

No mês de março de 2022, observou-se valores de alcalinidade menores em relação aos demais meses. Um dos fatores que pode ter diminuído a alcalinidade da água é o aumento da acidez, sendo este proveniente da remoção de dióxido de carbono na água (CO<sub>2</sub>) ou da presença de ácidos minerais e sais de ácidos fortes, os quais por dissociação resulta em íons hidrogênio na água, conforme comentado por Libânio (2010).

De acordo com Cavalcante e Sá (2010) a remoção de CO<sub>2</sub> pode estar associada a fatores biológicos que afetam a alcalinidade da água, como a fotossíntese. Durante este processo ocorre a remoção de CO<sub>2</sub> da água pelo consumo de íons H<sup>+</sup> do meio, elevando o pH. No processo de fotossíntese acontece a seguinte reação:



No mês de março, verificou-se um valor expressivo de fósforo nos três balneários estudados. Com isso, aumentou a quantidade de plantas aquáticas e algas no rio, além de afetar o processo de fotossíntese por meio da aceleração da remoção de CO<sub>2</sub> da água, diminuindo os valores de alcalinidade e aumentando os valores de pH. Portanto, a diminuição da alcalinidade foi decorrente da presença do fósforo na água. Conseqüentemente, neste mês os balneários estudados tiveram menor capacidade tamponante, ou seja, de neutralizar ácidos. A figura 9 mostra a variação da alcalinidade nos três pontos estudados.

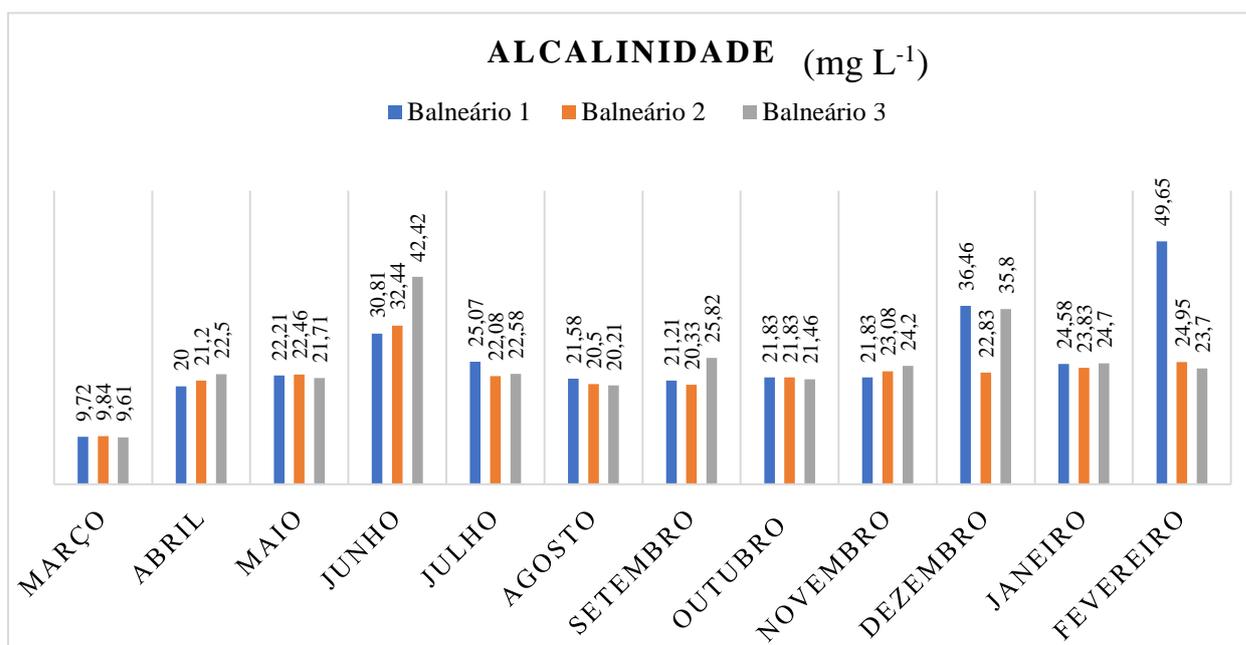


Figura 9: Variação da alcalinidade nos três balneários estudados no período de março de 2022 até fevereiro de 2023

Os meses de junho (balneário 3), dezembro (balneários 1 e 3) e fevereiro (balneário 1) apresentaram os maiores valores de alcalinidade. A elevação da alcalinidade pode estar associada ao processo de decomposição da matéria orgânica, à atividade respiratória de microrganismos com liberação de gás carbônico na água e lançamento de efluentes industriais, conforme explicado por Libânio (2010).

Além disso, no oeste do Paraná há predomínio de grandes áreas agricultáveis, prevalecendo o plantio de soja, milho e trigo. No mês de maio é o período de plantio do trigo, enquanto os meses de setembro e outubro ocorre a plantação da soja. Os valores elevados de alcalinidade nos meses de junho, dezembro e fevereiro nos balneários mencionados podem ter sido provenientes das substâncias utilizadas na agricultura no período de plantio como adubos,

fertilizantes e o calcário. Após certo período no solo essas substâncias sofreram lixiviação e foram carregadas até a água do rio.

Stanley e Manahan (2013), mencionam que elevações na alcalinidade da água pode ser influência de substâncias provenientes da agricultura, como por exemplo o calcário, que é uma substância que possui em sua composição carbonato de cálcio e carbonato de magnésio e é utilizado para correção da acidez do solo antes da realização do plantio.

Outro fator que pode ter ocasionado o aumento da alcalinidade nos meses de junho (balneário 3), dezembro (balneário 1 e 3) e fevereiro (balneário 1) é que em muitas regiões geográficas o solo e as camadas minerais são alcalinos, sendo agravada pela atividade humana ou exposição das águas superficiais ao excesso de carga alcalina da mineração de superfície, conforme comentado Stanley e Manahan (2013).

No balneário 1, o elevado valor de alcalinidade no mês de fevereiro pode ter sido ocasionado pela atividade mineradora de extração de areia pelo processo de dragagem realizado no final do mês janeiro, entre os dias 27 e 28. Segundo Nogueira (2016) a extração de areia por dragagem é caracterizada por um sistema de bombeamento que realiza a sucção da polpa formada na superfície de ataque do leito submerso.

Neste tipo de extração, conforme comentado por Nogueira (2016) a draga possui um dispositivo mecânico na extremidade da tubulação de fundo, cuja função é desagregar o material da superfície do leito e facilitar o trabalho de formação de polpa. Durante este processo, ocorre a inserção de partículas sólidas na água, inclusive íons básicos presentes no sedimento, alterando a alcalinidade do meio. A figura 10 mostra o navio areeiro no dia 27 de janeiro de 2023 extraindo areia do leito do rio no balneário 1. A foto foi tirada próximo ao anoitecer.

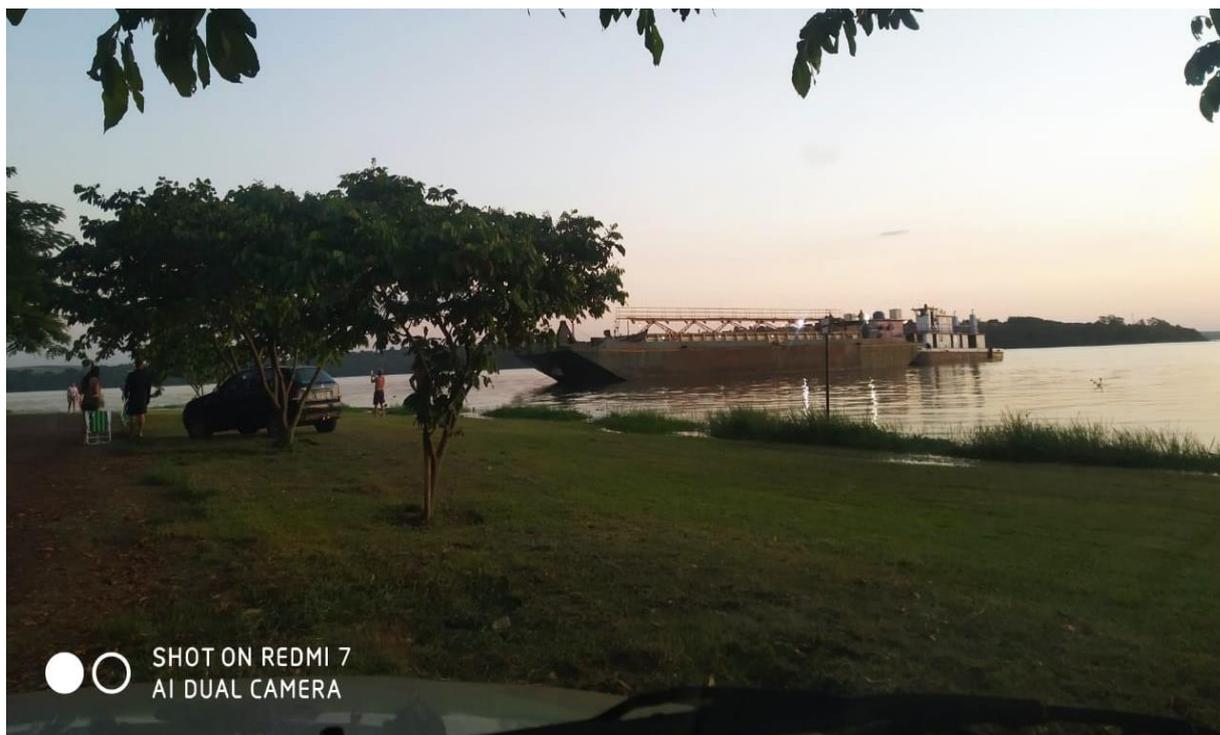


Figura 10: Processo de extração de areia do leito do rio no dia 27 de janeiro de 2023, durante o acampamento de pais e filhos, no balneário 1.

Segundo o relatório de qualidade das águas da CETESB (2013) a alcalinidade pode ser proveniente não somente da dissolução de carbonatos e bicarbonatos, mas também de hidróxidos. Caso o aumento da alcalinidade nos meses de junho, dezembro e fevereiro nos balneários já mencionados tenha sido ocasionada por hidróxidos, estes podem ser proveniente da descarga de efluentes industriais que utilizam bases fortes como a soda cáustica e a cal hidratada.

Para a variável alcalinidade os valores encontrados sofreram interferências locais, oriundas do processo de extração de areia, presença de banhistas e barcos, eventos recreativos e dissolução de rochas do meio. Também sofreu interferências regionais provenientes da agricultura e do teor de fósforo encontrado nos balneários.

Neste trabalho a alcalinidade variou entre  $9,61 \text{ mg L}^{-1}$  e  $49,65 \text{ mg L}^{-1}$ . Outros autores também avaliaram a variação da alcalinidade em rios. Nolasco *et al.* (2020) fez uma análise da alcalinidade, cloretos, dureza, temperatura e condutividade em amostras de água do município de Almenara, estado de Minas Gerais. Neste estudo foram analisados 3 pontos de coletas e a concentração da amostra de água fornecida pela concessionária estadual (amostra 3) destinada ao abastecimento público, apresentou maior valor de alcalinidade ( $12,60 \text{ mg L}^{-1}$ ),

seguida da água coletada rio Jequitinhonha sendo o valor de  $10 \text{ mg L}^{-1}$  (amostra 1,) e posteriormente da água da nascente (amostra 2), tendo como resultado  $7,20 \text{ mg L}^{-1}$ .

No estudo realizado por Nolasco *et al.* (2020) os valores de alcalinidade encontrados são relativamente baixos e são próximos dos quantitativos encontrados no primeiro mês de coleta nos balneários, ou seja, mês de março de 2022, sendo estes de  $9,72 \text{ mg L}^{-1}$ ,  $9,84 \text{ mg L}^{-1}$  e  $9,61 \text{ mg L}^{-1}$ .

Gaspar e Conceição (2017) estudaram os parâmetros e indicadores da qualidade da água no riacho do Ouro no município de Caxias, estado do Maranhão. A variável alcalinidade foi avaliada em seis pontos de coleta, tendo menor valor no ponto 1, sendo de  $10 \text{ mg L}^{-1}$  e valor máximo no ponto 6, sendo de  $48 \text{ mg L}^{-1}$ . O quantitativo encontrado por este autor no ponto 1 se assemelha aos dados encontrados no mês de março nos balneários estudados, e o valor encontrado no ponto 6 é próximo aos encontrados no balneário 3, mês de junho que foi de  $42,42 \text{ mg L}^{-1}$  e no balneário 1, mês de fevereiro que foi de  $49,65 \text{ mg L}^{-1}$ . Os valores encontrados por Gaspar e Conceição (2017), assim como neste trabalho, estão de acordo com o estabelecido pela legislação.

#### **5.4 Dureza total**

Segundo Libânio (2010) as águas dos lagos e rios brasileiros são classificadas como brandas ou moderadamente duras e possuem como valor de referência números inferiores a  $100 \text{ mg L}^{-1}$ . Nos três balneários em análise, a dureza da água variou entre  $11,8 \text{ mg L}^{-1}$  (balneário três, mês de julho) e  $28 \text{ mg L}^{-1}$  (balneário 2, mês de maio) portanto, pode-se classificá-las como moles ou brandas. A figura 11 mostra a variação da dureza da água dos balneários em análise.

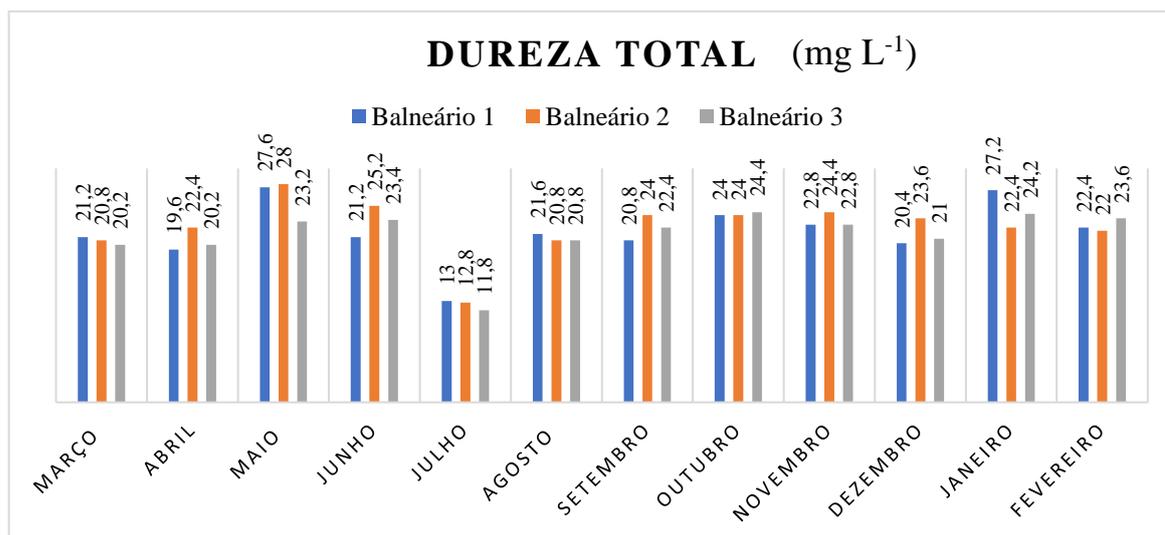


Figura 11: Variação da dureza total nos três balneários estudados no período de março de 2022 até fevereiro de 2023

Os meses de maio (balneário 1 e 2), junho (balneário 2) e janeiro (balneário 1) apresentaram os maiores valores de dureza. No mês de maio tem-se início a plantação de trigo e milho referente a safra de inverno no oeste do Paraná, na qual os agricultores fazem a reposição dos nutrientes e a correção do solo usando calcário, sendo esta uma substância constituída principalmente pelos carbonatos de cálcio e magnésio, ou seja, o calcário possui os dois principais íons responsáveis pela dureza da água, e pode ter sido responsável pela alteração da dureza no respectivo mês. O resultado encontrado no balneário 2, mês de junho pode ter sido ocasionado pela lixiviação do solo decorrente após o período de plantio.

De acordo com o relatório de qualidade das águas da CETESB (2013) se o solo estiver rico em calcário, o gás carbônico da água o solubiliza, transformando-o em bicarbonato, conforme a reação:



Portanto, a reposição de nutrientes das lavouras, principalmente o calcário, pode ter sido um dos fatores responsáveis pelos valores encontrados nos meses de maio e junho. Além disso, pode ter ocorrido a dissolução de rochas calcárias do meio aquático devido a precipitação de chuvas, pois de acordo com Libânio (2010), as águas da chuva aumentam a dissolução de rochas calcáreas, como o calcário e a dolomita, e ao entrar em contato com o solo têm sua concentração de gás carbônico elevada.

A dissolução de rochas calcáreas também pode ter sido responsável pelo aumento da dureza da água no mês de janeiro no balneário 1, pois de acordo com a tabela 6, a precipitação de chuvas neste mês variou entre 90 e 196 mm, sendo um dos maiores índices durante o período de coleta.

O mês de julho apresentou os menores valores de dureza, e de acordo com Lima (2004) a dureza da água depende da natureza geológica dos terrenos que a água atravessa e os quais tem contato, portanto, neste período a concentração de íons responsáveis pela dureza da água estavam em menor quantidade na água devido a menor dissolução das rochas calcáreas do meio, pois neste período a precipitação de chuvas variou entre 69 e 156 mm.

Para a variável dureza da água, os fatores que alteraram os quantitativos são provenientes principalmente de fatores regionais, como a agricultura e a lixiviação dos solos, ou seja, os íons cálcio e magnésio podem ter sido arrastados de outros locais e rios para os balneários em estudo.

Alguns autores também analisaram a dureza da água. Abdalla *et al.* (2010) realizaram uma avaliação da dureza e das concentrações de cálcio e magnésio em águas subterrâneas da zona urbana e rural do município de Rosário, estado do Maranhão. Os autores coletaram 30 amostras em 16 poços artesianos. A partir dos dados obtidos, as águas foram classificadas pelos autores como de dureza branda a pouco dura, porém em alguns poços as águas foram classificadas como pouco duras a duras, dependendo do período sazonal. Já nos balneários estudados, devido aos valores encontrados de dureza, pode-se classificá-las em moles ou moderadamente brandas.

## **5.5 Condutividade elétrica**

De acordo com dados da literatura, não existem valores especificados na legislação que sejam ideais para a condutividade de um rio, porém segundo Libânio (2010) as águas naturais geralmente apresentam valores inferiores a  $100 \mu\text{S cm}^{-1}$ . Entre os balneários estudados, a condutividade elétrica variou entre  $52,8 \mu\text{S cm}^{-1}$  (balneário 1, mês de maio) a  $163,3 \mu\text{S cm}^{-1}$  (balneário 1, mês de fevereiro), como representado na figura 12.

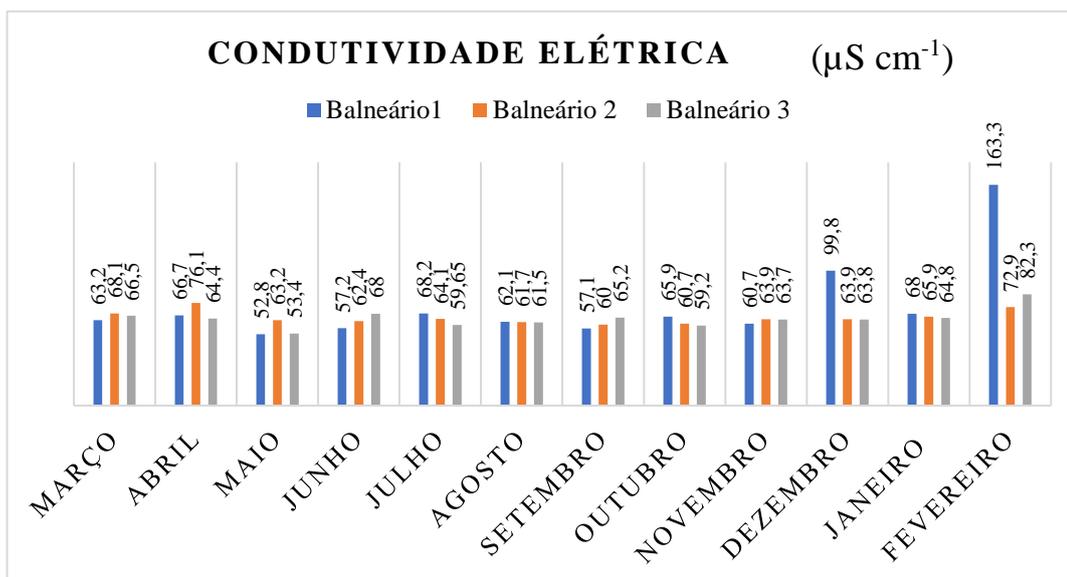


Figura 12: Variação da condutividade elétrica nos três balneários estudados no período de março de 2022 até fevereiro de 2023

No mês maio, os três balneários estudados apresentaram os menores valores de condutividade elétrica, porém como a coleta foi realizada no início de maio os valores de precipitação de chuvas de abril influenciaram nos resultados.

Segundo dados do Simepar, em abril de 2022, a chuva novamente ficou acima das médias históricas em boa parte do Paraná, variando entre 65 e 154 mm, havendo deslocamento de várias frentes frias, situação que favoreceu o registro de chuvas expressivas em vários setores e ocorrência de tempestades, fenômeno este caracterizado como anomalia de precipitação.

De acordo com Silva *et al.* (2008), quando há alta pluviosidade a composição iônica da água é determinada pela composição das rochas sedimentares, ou seja, quanto aumenta-se o volume de chuvas, maior é a dissolução das rochas e maior é a dispersão dos íons no meio, logo menor é a condutividade elétrica. A figura 13 representa o fenômeno da anomalia da precipitação registrado no mês de abril de 2022.

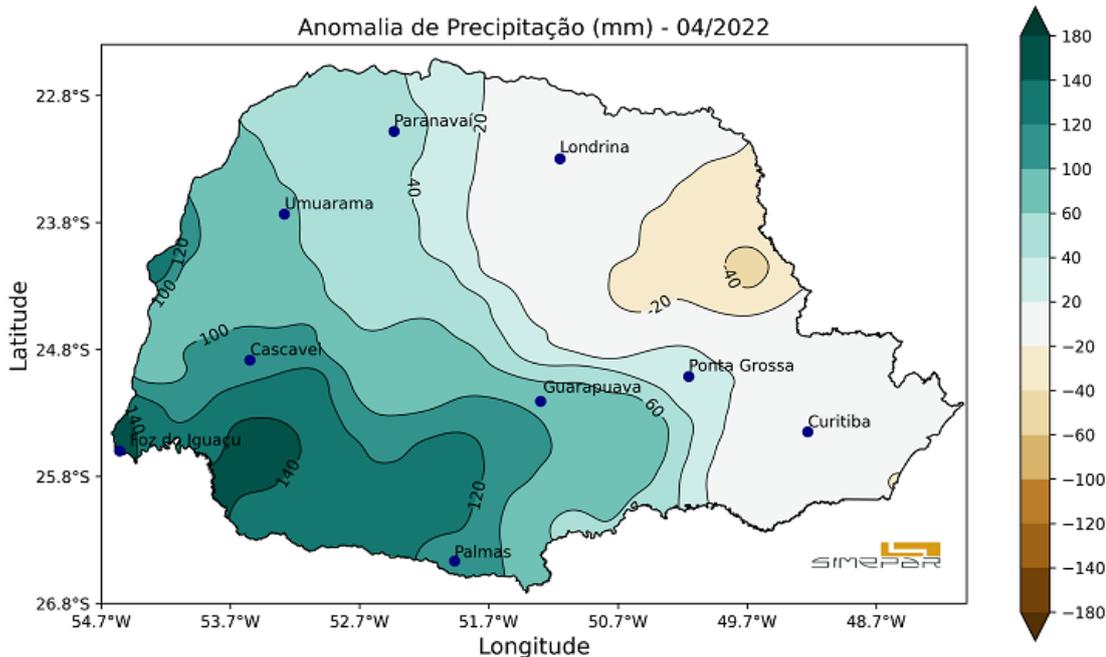


Figura 13: Índice de precipitação de chuvas no mês de abril de 2022  
 Fonte: www.simepar.br

Nos meses de dezembro e fevereiro em todos os balneários, os valores encontrados para a condutividade elétrica foram relativamente maiores. Esses valores foram maiores em relação aos demais meses e balneários, logo um dos fatores que pode justificar esses quantitativos é a utilização de cloreto de potássio (KCl) ou sulfato de potássio (K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) na adubação do plantio de soja realizado nos meses de setembro e outubro. Conseqüentemente, o solo sofreu lixiviação e os íons foram carregados para os balneários.

Salton (2002) explica que os adubos ou fertilizantes potássicos possuem em sua composição alta solubilidade e alto teor salino. Reetz (2016) explica que o KCl possui alto teor de sal e dissolve prontamente ao entrar em contato com a água presente no solo liberando os íons K<sup>+</sup> e Cl<sup>-</sup>. Em contato com a água dos rios, aumentaram a concentração de íons portadores de carga (K<sup>+</sup>, Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>-</sup>) e conseqüentemente a condutividade elétrica.

Outro fator que pode ter aumentado a concentração de íons portadores de carga nos meses de dezembro e fevereiro é o despejo ilegal de dejetos provenientes da suinocultura, pois esses rejeitos são constituídos principalmente dos seguintes componentes: nitrogênio, fósforo e potássio que ao serem ionizados liberam íons para o meio aquático.

O mês de fevereiro apresentou maior pico de condutividade elétrica no balneário 1, podendo ser proveniente também do despejo de esgotos domésticos, pois entre os dias 27 e 29 de janeiro houve neste balneário o acampamento de pais e filhos, resultando em grande

quantidade de pessoas e barcos no local. Esteves (2011) ainda comenta que o despejo de efluentes domésticos e industriais podem elevar os valores de condutividade elétrica independente da sazonalidade.

Além disso, devido à realização de atividades recreativas na água, houve a inserção de partículas sólidas oriundas do sedimento no meio, aumentando a quantidade de íons portadores de carga e de sólidos totais, sendo o valor encontrado neste mês de 62,5 mg L<sup>-1</sup>. O relatório de qualidade das águas da CETESB (2013) explica que a condutividade aumenta à medida que sólidos dissolvidos são adicionados na água. Portanto, o elevado valor de condutividade elétrica obtido em fevereiro pode ter sido oriundo da realização do acampamento de pais e filhos no ponto 1, no final do mês de janeiro.

Nos demais meses, as variações da condutividade elétrica podem ser provenientes de ações humanas, como agricultura, despejos de esgotos domésticos ou industriais, que possuem íons portadores de carga. Portanto, para essa variável, durante o período de coletas houve interferência de fatores locais como a grande quantidade de banhistas e barcos e atividades recreativas. Porém, também houve influência de fatores regionais como a agricultura, a suinocultura e os despejos de esgotos domésticos e industriais que são carregados por meio de córregos e rios intermediários que desaguam no rio Paraná.

Neste trabalho, não houve variações bruscas de condutividade elétrica, com exceção dos meses de dezembro no balneário 1 (99,8 µS cm<sup>-1</sup>) e fevereiro, balneário 1 (163,3 µS cm<sup>-1</sup>). Alguns autores estudaram a variação de condutividade elétrica em rios. Piratoba *et al.* (2017) fizeram uma caracterização de parâmetros de qualidade da água na área de Pontuaria de Barbacena, estado do Pará.

Outrossim, os resultados obtidos na área de estudo mostraram que os teores de condutividade mudam de 45,08 µS cm<sup>-1</sup> a 68,08 µS cm<sup>-1</sup> no período menos chuvoso e de 35,77 µS cm<sup>-1</sup> a 43,22 µS cm<sup>-1</sup> no período chuvoso. Desconsiderando os valores que apresentaram valores excedentes aos demais (balneário, meses de dezembro e fevereiro), os valores encontrados por Piratoba *et al.* (2017) não foram tão distantes daqueles encontrados nos balneários. Além disso, os autores também avaliaram a condutividade elétrica em relação ao período chuvoso e não chuvoso. Nos balneários as coletas foram realizadas por um período de um ano.

Vilhena e Trindade (2019) estudaram as características químicas das águas superficiais e a diversidade de fitoplâncton nas raízes da *Panicum sp.* do rio Acará-Mirim,

nordeste do Pará, encontrando valores baixos para a condutividade elétrica. Essa variável apresentou valores entre 4,2 e 12,6  $\mu\text{S cm}^{-1}$ , sendo os menores resultados encontrados no ponto 2. Nos balneários estudados os menores valores foram encontrados no mês de maio, nos balneários 1 e 3.

## 5.6 Cloretos

Os cloretos são íons presentes em todas as águas naturais, e segundo Macedo (2000), são advindos da dissociação de sais e possuem por finalidade obter informações sobre o seu grau de mineralização ou indícios de poluição. Entre os balneários estudados, o índice de cloretos variou entre 2,6  $\text{mg L}^{-1}$  (balneário 1, mês de agosto) a 8,1  $\text{mg L}^{-1}$  (balneário 3, mês de novembro). A resolução 357 do CONAMA de 2005, estabelece que valores padrões para a concentração de cloretos é de 250  $\text{mg L}^{-1}$ , logo os valores encontrados podem ser considerados baixos.

Os meses de maio, julho, novembro em todos os balneários, dezembro (balneário 1) e fevereiro (balneário 1) apresentaram os maiores valores de concentração de cloretos nos três balneários estudados, ou seja, pode ter ocorrido maior dissociação de sais devido a precipitação de chuvas, pois segundo o boletim trimestral disponibilizado pelo Simepar, os volumes de chuvas no mês de maio foram entre 73 a 174 mm, no mês de julho entre 69 a 155mm e no mês de novembro variou entre 120 a 236 mm. Segundo Libânio (2010), o aumento ou diminuição de sais pode ser decorrente da alteração do balanço hídrico, ou seja, precipitação na qual os sais são dissolvidos, ou evaporação que concentra os sais na água.

Além disso, os quantitativos encontrados nos meses de maio, julho, novembro em todos os balneários, dezembro (balneário 1) e fevereiro (balneário 1) podem ter sido provenientes de diversas atividades humanas como a agricultura. Isso acontece quando há grande precipitação de chuvas ou quando a água do rio se infiltra em depressões de terras cultiváveis. Stanley e Manahan (2013) explicam que, as águas naturais se infiltram em depressões de terras irrigadas e fertilizadas, carregando consigo sais presente no meio, sendo os principais: sulfatos e cloretos. A figura 14 representa a variação de cloretos nos três balneários estudados.

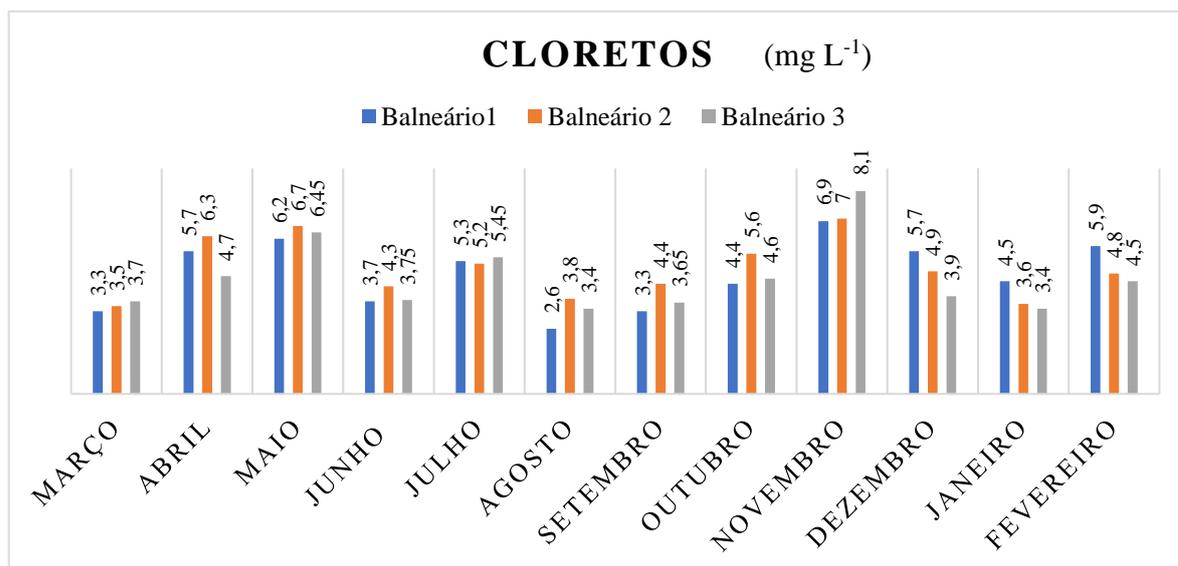


Figura 14: Variação de cloretos nos três balneários estudados no período de março de 2022 até fevereiro de 2023

Outro fator que elevou a quantidade de cloretos na água nos meses e balneários mencionados anteriormente é o despejo de esgoto sanitário não tratado no rio, pois além do cloreto de sódio (NaCl) fazer parte da dieta humana ele é utilizado nos setores de limpeza por meio da utilização do hipoclorito de sódio. De acordo com o relatório de qualidade das águas da CETESB (2013) cada pessoa expele através da urina aproximadamente 4 gramas de cloreto por dia, que representa 90 a 95% dos excretos humanos. Portanto, os esgotos podem apresentar concentrações de cloreto que ultrapassam 15 mg L<sup>-1</sup>.

Situ *et al.* (2018) comenta que os cloretos podem variar de acordo com variáveis hidro geológicas, como precipitação, escoamento superficial, contato com águas salinas e entradas e saídas de despejos e esgotos domésticos. Nos balneários estudados, os cloretos podem ser oriundos de fontes locais como a precipitação de chuvas ou podem sofrer interferências regionais, como as provenientes da agricultura e de esgotos domésticos.

Os valores de cloretos encontrados neste trabalho foram relativamente baixos quando comparados com os valores encontrados no estudo realizado por Souza *et al.* (2016) intitulado determinação do teor de cloreto em águas de abastecimento da região Agreste Potiguar. Neste estudo foram analisados os teores de cloretos nas seguintes cidades de Nova Cruz, Santo Antônio, Várzea, Passa e Fica, Serrinha, Lagoa d'Anta, Campestre, Montanhas e Espírito Santo, sendo os valores encontrados, respectivamente: 40,88 mg L<sup>-1</sup>; 35,07 mg L<sup>-1</sup>; 52,54 mg L<sup>-1</sup>; 55,21 mg L<sup>-1</sup>; 35,14 mg L<sup>-1</sup>; 106,71 mg L<sup>-1</sup>; 53,36 mg L<sup>-1</sup>; 61,68 mg L<sup>-1</sup> e 57,68 mg L<sup>-1</sup>.

Souza *et al.* (2016) concluíram que apesar dos resultados encontrados, as águas das cidades estudadas são próprias para uso. Nos balneários estudados, apesar dos valores de

cloretos serem baixos, às águas não são utilizadas para consumo humano, são utilizadas principalmente para a geração de energia e para atividades recreativas.

### 5.7 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Entre os balneários estudados, a DBO apresentou resultados que são menores do que  $1 \text{ mg L}^{-1}$  e elevou-se até  $5,36 \text{ mg L}^{-1}$  (balneário 2, mês de novembro). De acordo com a resolução 357 do CONAMA de 2005, os valores de referência para este parâmetro são menores que  $4 \text{ mg L}^{-1}$ , portanto o valor máximo de DBO está em desacordo com a legislação. A figura 15 representa a variação de DBO entre os três pontos estudados por um período de um ano.

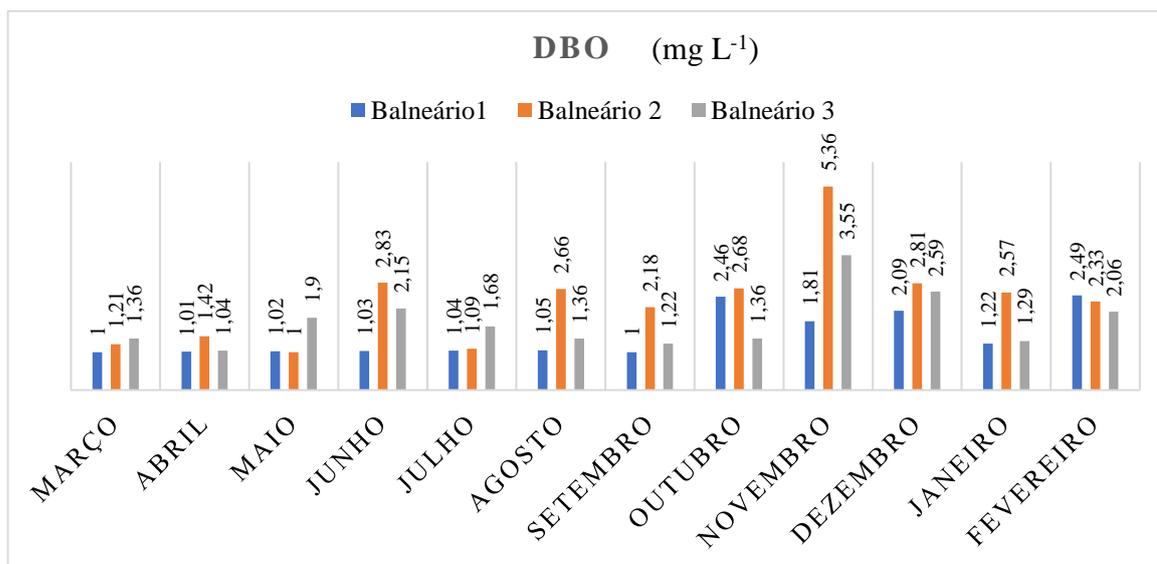


Figura 15: Variação de DBO nos três balneários estudados no período de março de 2022 até fevereiro de 2023 ano

No mês de novembro, no balneário 2 houve o maior valor de DBO. Segundo Libânio (2010), locais que apresentam números de DBO superiores a  $5 \text{ mg L}^{-1}$  podem ser passíveis de serem receptores de efluentes domésticos e industriais, de rejeitos da agricultura ou de águas lixiviadas de criatórios de animais. Segundo o relatório de qualidade das águas superficiais da CETESB (2013) o aumento no valor da DBO é provocado por despejos de origem orgânica. Quando em excesso, a matéria orgânica pode diminuir drasticamente o oxigênio da água afetando os seres vivos do meio, além de produzir odores e sabores desagradáveis.

A figura 16 mostra um recorte capturado do dispositivo Google Earth da região costeira do balneário 2. É possível verificar a grande presença de áreas agricultáveis, chiqueirões e aviários nas proximidades. Os rejeitos e os nutrientes utilizados por estes setores

podem ser levados para a água por meio do transporte por difusão. Pode-se observar na imagem a presença de uma minicentral termoeétrica de produção de biogás, que é produzido a partir de dejetos da suinocultura do município de Entre Rios do Oeste, onde está localizado o balneário 2.

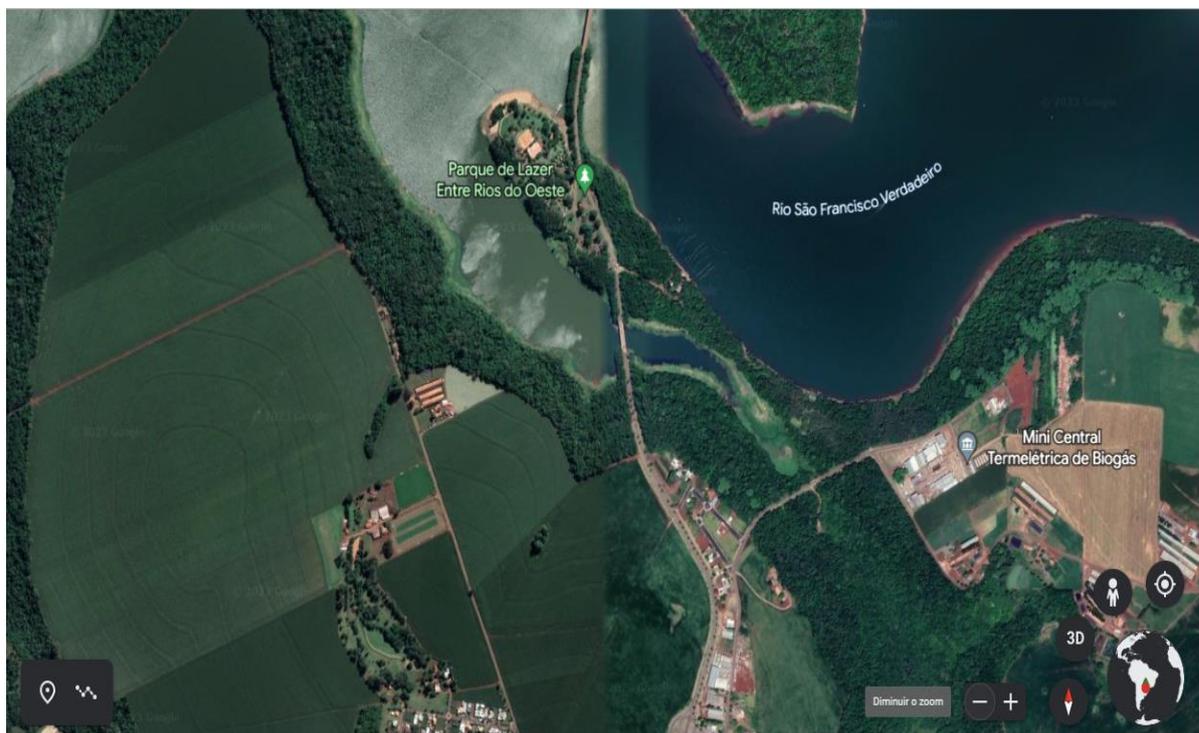


Figura 16: Recorte via Google Earth dos arredores do balneário 2, Entre Rios do Oeste em 01/05/2023

Apesar de estar de acordo com a legislação, o balneário 3, no mês de novembro também apresentou valor mais elevado de DBO, que também pode ser proveniente do descarte ilegal de rejeitos da suinocultura na região ou de íons provenientes da agricultura. Os dejetos da suinocultura são constituídos principalmente de nitrogênio, fósforo e cloretos. Neste mês, houve uma concentração considerável de nitrogênio total nos balneários estudados, sendo estes valores de  $7,44 \text{ mg L}^{-1}$  no balneário 1,  $4,97 \text{ mg L}^{-1}$  no balneário 2 e  $2,91 \text{ mg L}^{-1}$  no balneário 3 ocasionando o aumento de matéria orgânica do meio.

Outra variável que confirma a presença de matéria orgânica na água dos balneários 2 e 3 no mês de novembro são os valores consideráveis de sólidos totais, sendo estes de  $85 \text{ mg L}^{-1}$  e  $72 \text{ mg L}^{-1}$ , respectivamente. Para os demais meses e balneários os valores de DBO estão dentro daqueles considerados aceitos pela legislação.

A DQO representa o quantitativo de toda a matéria orgânica presente no meio aquático, independente se é decomposta por organismos ou não, portanto sempre apresenta valores maiores que a DBO. Neste trabalho, a maioria dos meses não apresentou valores significativos de DQO, sendo inferiores a  $3 \text{ mg L}^{-1}$ , com exceção do balneário 3, mês de maio, balneários 1 e 2, mês de setembro, todos os balneários nos meses de novembro e janeiro. A figura 17 representa a variação de DQO durante o período de estudo.

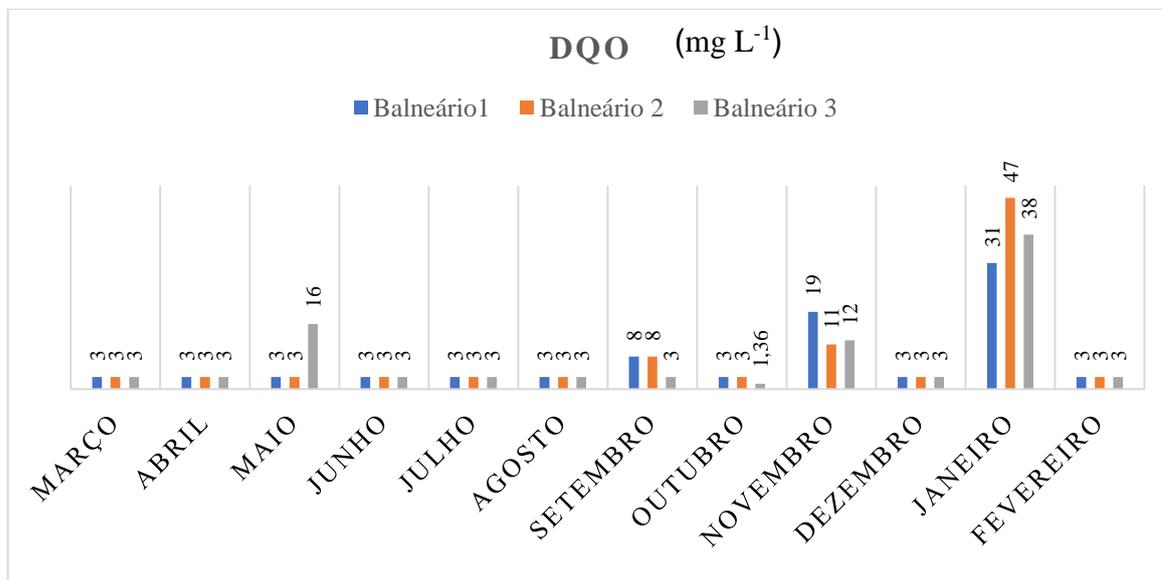


Figura 17: Variação de DQO nos três balneários estudados no período de março de 2022 até fevereiro de 2023 ano

No balneário 3, mês de maio, houve um aumento no valor da DQO. Esse quantitativo pode estar relacionado a presença de fósforo na água, sendo de  $0,835 \text{ mg L}^{-1}$ . Este em grande quantidade pode desencadear o processo de eutrofização alterando a coloração da água para esverdeada conforme verificado na figura 18.



Figura 18: Coloração esverdeada da água do ponto 3, mês de maio

Na figura 18 é possível observar a presença de espuma no canto superior direito, o que pode indicar que a coloração esverdeada é oriunda de fósforo presente em detergentes e sabões em pó. Nestes produtos, segundo Quevedo e Paganini (2018) o fósforo tem a função de *builder*, ou seja, impede que agentes externos diminuam a eficiência do produto.

De acordo com Quevedo e Paganini (2018) a concentração do *builder* nos detergentes e sabões em pó podem atingir 50% do produto. Portanto, dependendo do uso e da quantidade de sabões utilizados na limpeza é inserido uma grande quantidade de fósforo no sistema de esgoto sanitário e, conseqüentemente, é lançado como efluente nas águas dos rios.

Nos meses de setembro (balneário 1 e 2) e novembro também se obteve valores maiores de DQO. Estes valores podem ser provenientes da agricultura ou da lixiviação dos solos, pois no mês de setembro, de acordo com a Embrapa, ocorre a plantação da soja na região oeste do Paraná. Além disso, no mês de setembro no balneário 1, houve maior concentração de pessoas e barcos devido ao torneio de pesca da Curvina e do Tucunaré.

O mês que apresentou valores mais expressivos de DQO foi o mês de janeiro nos três balneários. Neste mês, houve grande fluxo de banhistas e barcos devido às temperaturas mais elevadas em virtude do verão. Logo, a inserção de matéria orgânica na água pode ser proveniente de esgotos domésticos ou da realização de atividades recreativas pelos banhistas.

Outro parâmetro que demonstrou a presença de matéria orgânica no mês de janeiro nos três balneários é o valor de coliformes totais, sendo estes de 3873, 8164 e 5794 NMP por 100 mL, respectivamente, podendo ser provenientes de esgotos sanitários, áreas agricultáveis, criação de animais em criadouros ou descarte de rejeitos da suinocultura. De acordo com o relatório de qualidade das águas da CETESB (2013) a entrada de matéria orgânica por origem

antrópica aumenta a quantidade de nutrientes do meio, desequilibrando os processos de fotossíntese e decomposição.

Para as variáveis ambientais, DBO e DQO, os fatores que causaram alterações nos valores foram principalmente ocasionados por interferências regionais, como a agricultura, a suinocultura e o despejo de esgotos domésticos. Os fatores locais como a presença de banhistas e barcos, também podem ter influenciado os quantitativos, porém em meses específicos.

Os valores encontrados para DBO e DQO neste trabalho foram relativamente baixos, assim como os resultados obtidos por Knapik *et al.* (2009), que fizeram uma dinâmica da matéria orgânica em águas naturais: estudo de caso do rio Iguaçu. Em relação a DQO, a concentração média foi de 25 mg L<sup>-1</sup>, variando de 18,9 mg L<sup>-1</sup> no ponto 1 (área com pouca atividade antrópica) a 32,7 mg L<sup>-1</sup> no ponto 4 (área com atividade antrópica e industrial, localizado após a foz do rio Barigüi). Os resultados de DQO, juntamente com o fósforo e o nitrogênio amoniacal evidenciaram que a matéria orgânica presente no rio é oriunda de esgotos domésticos, principalmente entre os pontos 2 e 4.

Diferentemente do estudo realizado por Knapik *et al.* (2009) no qual a fonte de matéria orgânica é proveniente de esgotos domésticos, nos balneários o aumento da matéria orgânica é proveniente da agricultura, da suinocultura e de esgotos domésticos. Além disso, com exceção dos balneários e meses já justificados, a maioria das coletas realizadas apresentaram valores pouco significativos de DBO e DQO.

## 5.8 Nitrato

Neste trabalho, os valores de nitrato variaram entre 0,81 mg L<sup>-1</sup> até 6,86 mg L<sup>-1</sup> (balneário 1, mês de novembro). De acordo com a resolução 357 de CONAMA de 2005 o valor de referência para o nitrato em águas naturais é de 10 mg L<sup>-1</sup>. Logo os valores encontrados estão de acordo com o previsto na legislação, como pode ser verificado por meio figura 19.

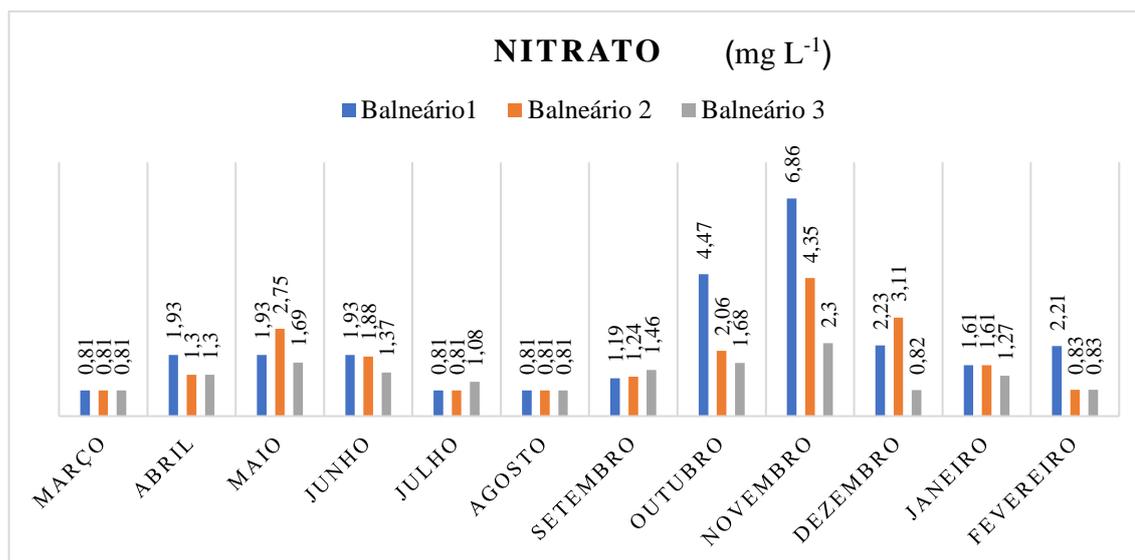


Figura 19: Variação de nitrato nos três balneários estudados no período de março de 2022 até fevereiro de 2023 ano

Os meses que apresentaram maiores valores de nitrato foram outubro (balneário 1), novembro (balneário 1 e 2) e dezembro (balneário 2). Esses valores de nitrato podem ter ocorrido devido a lixiviação dos solos após o período de plantação de soja nos meses de setembro e outubro, pois nesta cultura é utilizado a adubação a base de NPK (nitrogênio, fósforo e potássio), que são componentes essenciais para o desenvolvimento das plantas. De acordo com a manual de procedimentos e amostragem físico-química da água da Embrapa (2011), o excesso de nitrogênio acrescentado às culturas agrícolas via fertilização também pode ser fonte de contaminação de águas superficiais e subterrâneas, resultado da perda de nitrato por lixiviação dos solos.

Além disso, pode ter ocorrido a utilização de adubos orgânicos oriundos da suinocultura e da avicultura ou despejos incorretos de rejeitos de animais nas proximidades dos balneários, pois as fezes dos animais também são fonte de nitrogênio, que sofre oxidação e é convertido em nitrato em contato com a água ou com o solo.

Zhou *et al.* (2017) explica que o uso excessivo de fertilizantes nitrogenados (que são oxidados a nitrato no solo) ou a aplicação de esterco na agricultura, juntamente com os esgotos residuais domésticos tem sido caracterizado como as principais formas de despejo de nitrato em rios. A figura 20 representa a ocupação dos solos na região da bacia hidrográfica do rio Paraná III, onde está localizado os balneários estudados.

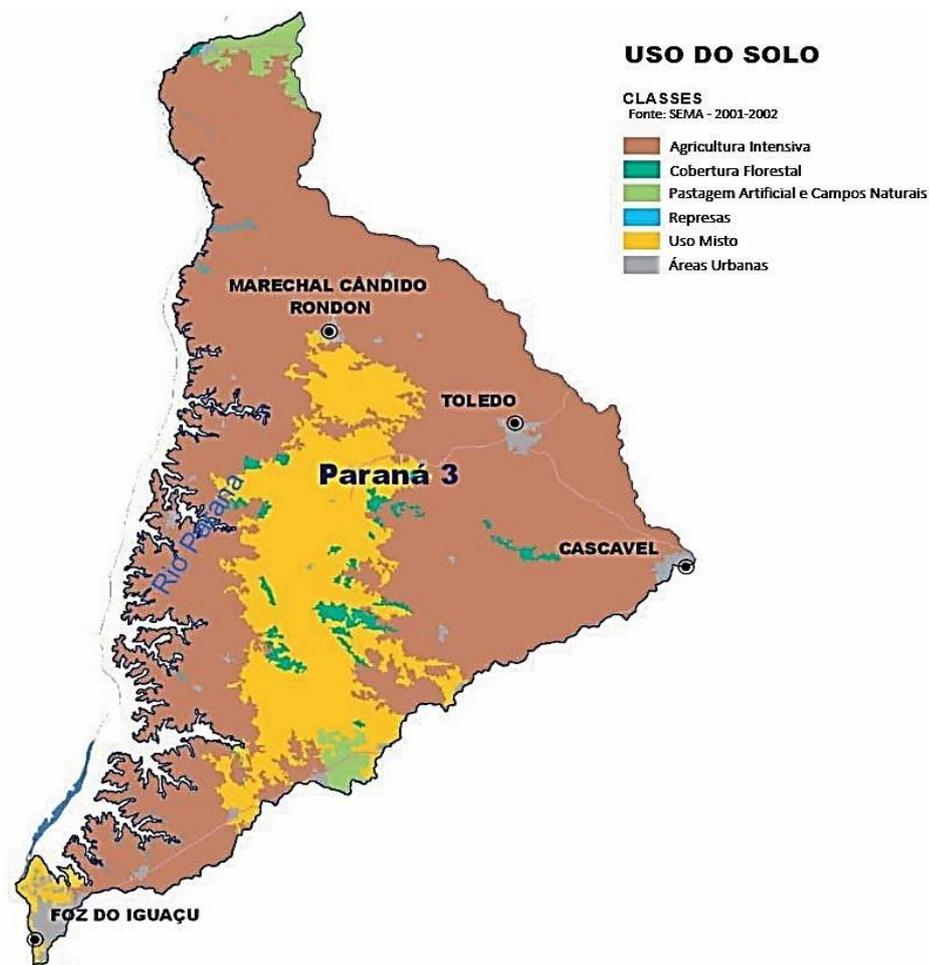


Figura 20: Ocupação e uso do solo na bacia hidrográfica do Paraná 3  
 Fonte: Pereira e Scroccaro (2005)

O nitrato juntamente com o amônio são os íons provenientes do nitrogênio que mais são absorvidos pelas plantas. Quando em grandes quantidades na água como foi encontrado nos meses de outubro (balneário 1), novembro (balneário 1 e 2) e dezembro (balneário 2), pode desencadear o processo de eutrofização, que é o crescimento de plantas aquáticas sobre a superfície do rio.

Barreto *et al.* (2013) explica que o processo de eutrofização é uma das formas visíveis mais frequentes ocasionadas pela ação do homem à superfície aquática, sendo favorecida por condições apropriadas, tais como: excesso de micronutrientes, como nitrato e fósforo, incidência de luz, temperatura e pH. A figura 21 representa o balneário 1, no mês de outubro. Nesta imagem, foi possível verificar a presença das plantas Aguapé (*Eichhornia Crassipes*).



Figura 21: balneário 1, mês de outubro. Presença de plantas Aguapé sobre a superfície da água

A presença de plantas no meio geralmente é proveniente do excesso de nutrientes como fósforo e nitrato, que são nutrientes essenciais para o desenvolvimento das plantas aquáticas. Neste caso, os aguapés no balneário 1 foram provenientes da absorção de nitrato, uma vez que o valor de fósforo foi menor nos meses de outubro e novembro, enquanto o nitrato apresentou valor de  $4,47 \text{ mg L}^{-1}$  e  $6,86 \text{ mg L}^{-1}$ , respectivamente.

Spósito (2018) explique que a planta Aguapé pode ser indicador de poluição no meio, pois de acordo com os nutrientes que absorve pode mudar a sua fisiologia, ou seja, Aguapés cuja planta aérea é baixa e de coloração amarelada é indício de baixa poluição. Já as plantas aéreas altas, de coloração esverdeada, com sistema radicular curto, indicam poluição orgânica ambiental. As plantas encontradas no balneário 1, mês de outubro apresentaram características que indicam a poluição das águas, ou seja, coloração verde e raízes pequenas, conforme representado na figura 22.



Figura 22: Características dos Aguapés no balneário 1, mês de outubro

No balneário 2, mês de novembro, o valor encontrado para o nitrato foi de  $4,35 \text{ mg L}^{-1}$  e houve a presença de plantas Aguapés e Alfaces d'Água conforme representado na figura 23.



Figura 23: Presença de Aguapés e Alfaces D'Água no balneário 2, mês de novembro

Apesar do balneário 2 ter apresentado plantas aquáticas no leito do rio no mês de novembro, a quantidade de plantas é bem menor que em outros meses, como junho, no qual também ocorreu o processo de eutrofização.

Os valores encontrados para a variável nitrato nos balneários estão de acordo com a legislação, assim como o trabalho realizado por Junges e Gomes (2016). Estes autores fizeram uma análise das concentrações de nitrato em águas superficiais e subterrâneas em área de atividade mineira no município de Caçapava do Sul, Rio Grande do Sul. Os quantitativos encontrados foram abaixo de  $10 \text{ mg L}^{-1}$ , sendo as amostras 1 e 2 subterrânea e superficial, respectivamente, aquelas que apresentam os maiores valores para nitrato,  $8,09 \text{ mg L}^{-1}$  e  $3,32 \text{ mg L}^{-1}$ . As demais amostras apresentaram valores relativamente inferiores a estas:  $1,85 \text{ mg L}^{-1}$  (amostra 3),  $1,98 \text{ mg L}^{-1}$  (amostra 4), e  $1,72 \text{ mg L}^{-1}$  (amostra 5). Nos balneários, o maior quantitativo de nitrato foi de  $6,86 \text{ mg L}^{-1}$  no balneário 1, mês de novembro.

Nos balneários estudados verificou-se que um dos fatores responsáveis pela presença de nitrato na água é a agricultura, assim como o estudo desenvolvido por Gonçalves *et al.* (2015) intitulado concentrações de nitrato e nitrogênio total no rio Siriri em Sergipe em período seco: resultados preliminares. Os autores ainda comentaram que as concentrações de nitrato se elevaram ao longo de cinco meses de coleta, resultado esperado devido a presença de poluição difusa proveniente de atividades agrícolas.

## 5.9 Nitrito

Nos balneários estudados os valores encontrados para esta variável foram baixos, variando entre  $0,011 \text{ mg L}^{-1}$  (balneário 1, meses de agosto e dezembro) até  $0,086 \text{ mg L}^{-1}$  (balneário 2, mês de março). De acordo com a resolução 357 do CONAMA os valores permitidos de nitrito são de  $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ . Logo os valores encontrados estão de acordo com a legislação. A figura 24 mostra a variação de nitrito entre os balneários estudados.

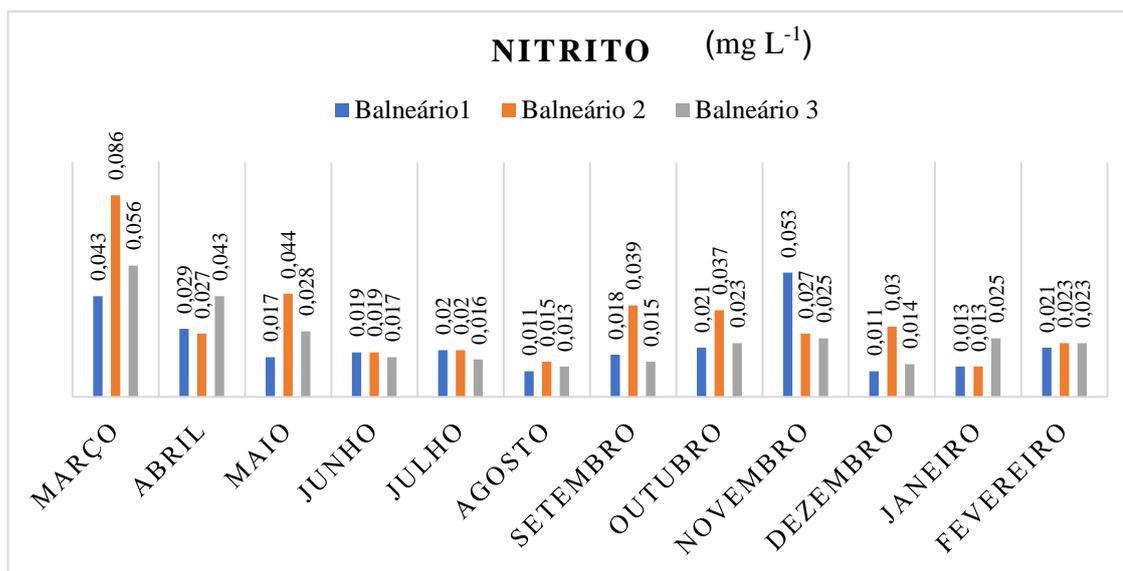


Figura 24: Variação de nitrito nos três balneários estudados no período de março de 2022 até fevereiro de 2023 ano

Os meses de março, abril (balneário 3), maio (balneário 2), setembro (balneário 2), outubro (balneário 2) e novembro (balneário 1) apresentaram os maiores índices de nitrito na água dos três locais estudados. Apesar de terem sido maiores, estes números são baixos quando comparados com o valor permitido pela legislação.

No mês de março e no mês de maio (balneário 2), os valores de nitrito podem ser justificados devido a presença de fósforo no meio aquático, que foram de: mês de março: 0,637 mg L<sup>-1</sup> (balneário 1), 0,430 mg L<sup>-1</sup> (balneário 2), 0,575 mg L<sup>-1</sup> (balneário 3) e 0,530 mg L<sup>-1</sup> para o mês de maio (balneário 2). Esteves (2011) explica que em ambientes aquáticos eutróficos, ou seja, com grande concentração de nutrientes como o fósforo, durante o período de estratificação térmica, isto é, quando a água apresenta diferentes camadas de temperaturas, ocorreu no hipolímnio aumento da concentração do íon nitrito, que é proveniente do processo de desnitrificação, aumentando os valores para estes balneários e meses citados.

Os demais balneários e meses citados que houve maiores concentrações de nitrito, sendo estes: abril (balneário 3), setembro (balneário 2), outubro (balneário 2) e novembro (balneário 1) também pode ter sido proveniente do ambiente aquático estar eutróficos ou com a presença de outros nutrientes como o nitrato ou matéria orgânica que propiciam o aumento de plantas no rio, aumentando o valor de nitrito.

Esteves (2011) ressalta que, em lagos e rios, a concentração de nitrito comparada com os quantitativos de nitrogênio amoniacal e de nitrato é baixa. Somente em lagos poluídos o nitrito apresenta valores expressivos, porém não foi o encontrado nos balneários estudados.

Os valores encontrados para nitrito neste trabalho foram baixos. Outros autores avaliaram a presença de nitrito em águas de rios. Nazaro *et al.* (2015) fez uma determinação de nitrito em águas da micro-bacia dos córregos Touro-Tarumã Naviraí, em Mato Grosso do Sul e também encontrou valores abaixo do estabelecido pela legislação, com exceção da coleta do mês de outubro de 2008, no ponto 12 em que os valores foram maiores que 1,0 mg L<sup>-1</sup>.

### 5.10 Nitrogênio Total

Entre os balneários estudados, o nitrogênio total variou de 0,173 mg L<sup>-1</sup> (balneário 1, mês de março) e 7,44 mg L<sup>-1</sup> (novembro, balneário 1). De acordo com a resolução 375 do CONAMA de 2005, para ambientes lóticos os valores não devem ser superiores a 13,3 mg L<sup>-1</sup>, logo os valores encontrados estão em conformidade com a legislação. conforme pode ser verificado por meio da figura 25.

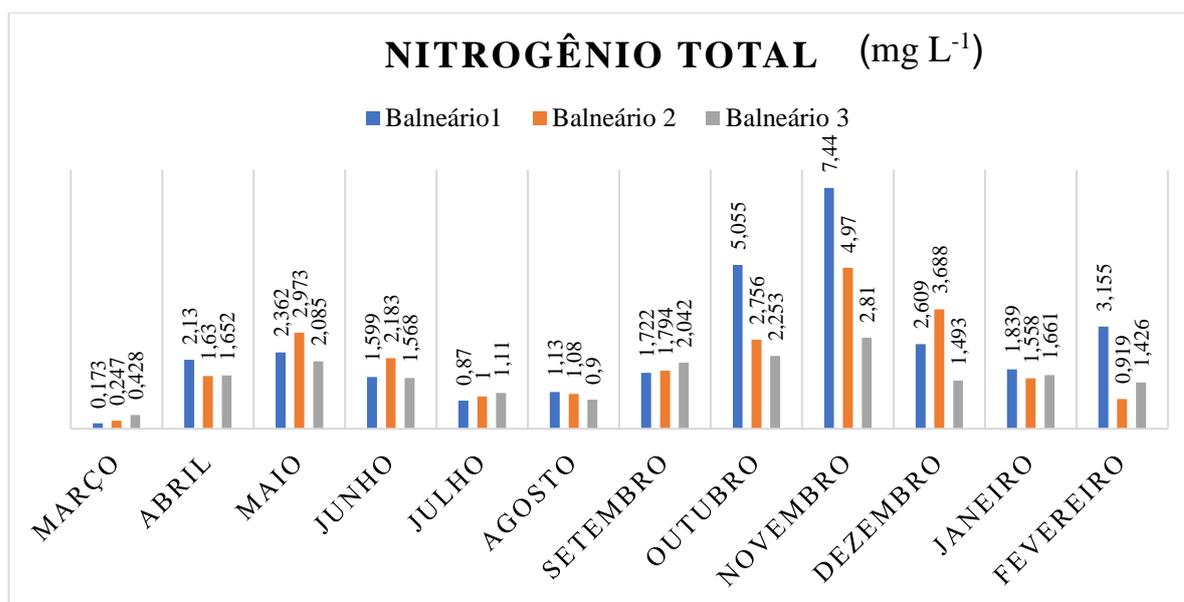


Figura 25: Variação de nitrogênio total nos três balneários estudados no período de março de 2022 até fevereiro de 2023

Os meses com maiores valores de concentração de nitrogênio total foram os meses de outubro (balneário 1) e novembro (balneário 1 e 2). Isso pode ter ocorrido devido a lixiviação dos solos após o período de plantio da soja no mês de setembro. Os valores elevados de

nitrogênio total estão associados ao teor de nitrato, pois o nitrogênio total é a soma de todas as formas de nitrogênio presentes no meio, sendo estas: nitrato, nitrito e amônio. Portanto, parte da concentração de nitrogênio total encontrada foi oriunda de componentes da agricultura.

Além disso, estes valores encontrados no mês de outubro e novembro também podem ser oriundos de dejetos de criatórios de animais ou descarte ilegal de rejeitos da suinocultura. Conforme Fernandes (2012) em criatórios de animais, os dejetos são produzidos em larga escala e o nitrogênio é um dos elementos químicos excretados, assim como o fósforo, o zinco e o cobre. Os dejetos de animais em contato com o meio aquático podem aumentar a concentração de matéria orgânica e conseqüentemente, alterar as propriedades do meio. Na agricultura, os dejetos de criatórios de animais são utilizados como adubo orgânico.

De acordo com Esteves (2011) as fontes de nitrogênio total na água podem ser provenientes de ações naturais ou humanas. As principais fontes naturais da parcela dissolvida do nitrogênio constituem a decomposição e excreção do fitoplâncton (sobretudo cianobactérias) e das macrófitas, a lise celular decorrente da senescência ou herbívora, proteínas, clorofila e outros compostos orgânicos. Logo, esses fatores naturais podem ter contribuído para os valores de nitrogênio encontrados.

Libânio (2010) explica que, a presença de nitrogênio total devido a ações antrópicas pode ser oriunda de despejos domésticos, sendo quase a totalidade nas formas de nitrogênio orgânico (40 %) e amônia (60 %), industriais e de criatórios de animais, assim como dos fertilizantes (na forma de nitrato) utilizados em solos da agricultura passíveis de serem lixiviados pelas chuvas.

Portanto, os valores de nitrogênio total são oriundos de fontes antrópicas e naturais. Nos balneários estudados, as fontes naturais são provenientes de fatores locais, ou seja, da composição e dos seres vivos presentes em cada balneário. As fontes antrópicas foram provenientes de fatores regionais como a agricultura, despejos de rejeitos de criatórios de animais e esgotos domésticos.

Neste trabalho a principal fonte de nitrogênio na água foi proveniente da agricultura e de criatórios de animais, diferentemente do trabalho realizado por Alves e Ribeiro (2013) intitulado avaliação da qualidade da água na bacia do médio Tocantins, no qual a principal fonte de contaminação das águas por nitrogênio total é o lançamento de esgotos domésticos e comerciais. Os autores comentam que os valores encontrados estão em desacordo com a

legislação, porém nos balneários estudados, apesar de alguns valores terem sido mais elevados estão em conformidade com a legislação.

Barbosa e Filho (2012) fizeram uma simulação da carga de nitrogênio na bacia do Rio Piracicaba, e verificou-se que as maiores cargas deste nutriente, foram no período chuvoso (fevereiro e março), revelando-se que há necessidade de adotar critérios para a diminuição, principalmente, da contribuição difusa para a bacia do rio Piracicaba. Nos balneários estudados também ocorre a inserção de nitrogênio por meio da difusão, em que os íons são transportados por outros rios e córregos intermediários e os maiores valores encontrados de nitrogênio total foram nos meses de outubro e novembro.

### 5.11 Fósforo total

Para este trabalho, foram analisadas todas as formas de fósforo que podem estar presentes na água, logo foi determinado o fósforo total. Este parâmetro variou entre 0,006 mg L<sup>-1</sup> (balneário 1, mês de dezembro) até 0,835 mg L<sup>-1</sup> (balneário 3, mês de maio), conforme pode ser visualizado na figura 26. De acordo com a resolução 357 de 2005 do CONAMA, os valores estabelecidos para o teor de fósforo são de 0,15 mg L<sup>-1</sup> para ambientes lóticos, portanto os meses de março, maio e junho no balneário 1 apresentaram valores maiores que os estabelecidos pela legislação brasileira.

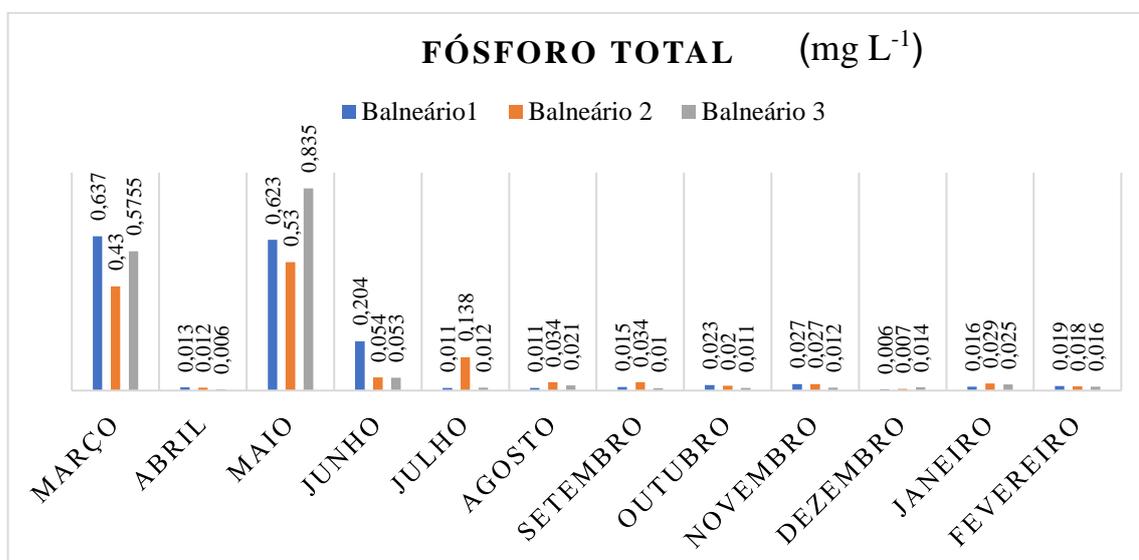


Figura 26: Variação de fósforo total nos três balneários estudados no período de março de 2022 até fevereiro de 2023

Os elevados valores de fósforo nos meses de março, maio e junho no balneário 1 foi oriundo de fontes naturais e antrópicas, como explica o manual de procedimentos e amostragem

físico-química da água da Embrapa (2011), a presença de fósforo pode estar relacionada a fatores naturais, como a dissolução de rochas, o carreamento do solo e a decomposição da matéria orgânica, ou a fatores antropogênicos como despejos de esgoto, detergentes, fertilizantes e defensivos agrícolas.

Uma das principais fontes de inserção de fósforo nos meses de março, maio e junho no balneário 1 foi a lixiviação dos solos contendo fósforo, pois em áreas agricultáveis são utilizadas para a adubação fertilizantes a base de NPK (nitrogênio, fósforo e potássio). Esteves (2011), explica que a atividade agrícola pode ser considerada uma das principais responsáveis pela presença de fosfatos e nitrogênio no ambiente aquático, devido a inserção de superfosfatos como meio de implementação a produção agrícola.

Outro fator que pode ter elevado o teor de fósforo nos meses de março, maio e junho no balneário 1 é o despejo de esgotos domésticos no meio aquático, pois neste tipo de efluente há presença de fósforo oriundo de detergentes e sabão em pó, que segundo Porto *et al.* (2017) os detergentes são constituídos de 15,5% de  $P_2O_5$ . Além disso, o fósforo também pode ter sido proveniente de efluentes industriais, oriundos principalmente de indústrias de fertilizantes, pesticidas, conservas alimentícias, abatedouros, frigoríficos e laticínios.

Nos meses março, maio e junho foi encontrado grande quantidade de plantas aquáticas nos balneários em estudo, principalmente nos balneários 1 e 2. O fósforo foi um dos principais responsáveis pelo crescimento das plantas, pois quando está em maior número no meio aquático pode desencadear o processo de eutrofização, o qual consiste no crescimento excessivo de macrófitas aquáticas na superfície do rio, conforme explicado por Stanley e Manahan (2013). Além disso, o fósforo e o nitrogênio são elementos essenciais a biota aquática, porém em excesso podem ser prejudiciais aos seres vivos.

O processo de eutrofização acontece quando há o acúmulo de nutrientes ou matéria orgânica no ambiente aquático. Lenzi *et al.* (2009), explica que inicialmente ocorre a produção de biomassa, e em seguida, caso não haja os organismos heterotróficos para fazer o controle desse crescimento, as plantas crescem rapidamente.

Stanley e Manahan (2013), ainda ressaltam que, o corpo hídrico rico em nutrientes como o fósforo, produz uma grande quantidade de biomassa vegetal por fotossíntese acompanhada por uma quantidade menor de biomassa de origem animal. Ao morrer, essa biomassa acumula no fundo do rio, onde sofre decomposição parcial e recicla os nutrientes dióxido de carbono, fósforo, nitrogênio e potássio. Se o rio não for muito profundo, as plantas

existentes em seu leito começam a crescer, acelerando a acumulação de matéria sólida no leito do rio.

A figura 27 representa o processo de eutrofização no balneário de Entre Rios do Oeste, no mês de junho, oriundo do fósforo. Neste mês o valor de fósforo encontrado foi de 0,054 mg L<sup>-1</sup>, porém como o quantitativo encontrado em meses anteriores foi maior, houve acúmulo de matéria orgânica no meio devido a reciclagem dos nutrientes pelas plantas, e consequentemente o crescimento excessivo de plantas do gênero *Pistia Stratiotes*, conhecidas como Alfaces d'água. Nesta imagem é possível observar que a área onde geralmente é ocupada por banhistas e foi coberta por macrófitas aquáticas.



Figura 27: Praia de Entre Rios do Oeste, balneário 2, mês de junho coberta por macrófitas aquáticas conhecidas como Alface d'água

Segundo Esteves (2011), as Alfaces d'Água são macrófitas aquáticas flutuantes e geralmente seu desenvolvimento máximo ocorre em locais protegidos pelo vento. São distribuídas à margem do rio, e quando há grandes quantidades de nutrientes, como o nitrogênio e o fósforo, se espalham rapidamente ao longo do rio. O mesmo autor ainda explica que, quando ocorre o crescimento desenfreado de macrófitas na superfície do rio podem ocorrer diversos efeitos negativos a biota aquática. A figura 28 representa a Alface d'água no mês junho, balneário 2.



Figura 28: macrófita Alface d'Água, balneário 2, mês de junho

A presença de macrófitas aquáticas flutuantes como a Alface d'Água, podem afetar a taxa de respiração dos microrganismos vivos presentes no rio, porque, conforme explica Esteves (2011) ocorre elevada taxa de produção de biomassa devido ao excesso de nutrientes no meio diminuindo a quantidade de oxigênio disponível os seres vivos da água, e desta forma, pode favorecer a produção de gases tóxicos, como o sulfeto de hidrogênio ( $H_2S$ ).

Esteves (2011), explica que as raízes das macrófitas submersas, emersas e flutuantes se localizam próximas ao sedimento do rio, o que facilita o processo de absorção de ortofosfato (que é a forma de fósforo mais importante por ser a que é mais absorvida pelas plantas aquáticas, também denominada P-orto) que após ser absorvido, incorpora uma parte a sua biomassa e a outra parte é excretada na água, tornando-o disponível para organismos vivos do meio.

Stanley e Manahan (2013), explicam que, a biomassa morre e acumula no interior do rio, sofre decomposição parcial e recicla os nutrientes dióxido de carbono, fósforo, nitrogênio e potássio. Com isso, o crescimento das plantas é acelerado, e com o tempo o rio se transforma em um pântano, causando a morte de organismos vivos do meio.

A figura 29, representa o balneário 1, no mês de março, em que o teor de fósforo total foi maior quando comparado com os demais meses neste balneário. Nesta figura é possível identificar plantas aquáticas sobre a superfície do rio, que quando em grandes quantidades podem ser prejudiciais ao meio aquático, porém em números menores elas desempenham um papel fundamental no ciclo do fosfato.



Figura 29: Incidência de plantas aquáticas no balneário 1, mês de março

No balneário 1, quando em grandes quantidades, as plantas aquáticas são removidas pelo setor responsável pela limpeza e manutenção do balneário, a fim de manter a estética da água em relação aos banhistas. Isso pode explicar os valores de fósforo aproximados no mês de maio nos balneários 1 e 2, sendo estes de  $0,623 \text{ mg L}^{-1}$  e  $0,53 \text{ mg L}^{-1}$  respectivamente, porém o balneário 2 apresentou muitas macrófitas, enquanto o balneário 1 tinha poucas plantas neste mês.

A presença de fósforo nos balneários 1, 2 e 3 são ocasionadas por fatores regionais como a agricultura e o despejo de esgotos industriais. Os íons provenientes destes fatores provavelmente foram trazidos por difusão ou pelo arraste em córregos e rios intermediários que desaguam no rio Paraná. Vanzela *et al.* (2010) explica que as durante o período chuvoso ocorre a lixiviação dos solos e são carregados para o leito dos cursos de águas grandes quantidades de solo, matéria orgânica e insumos agrícolas aumentando a concentração de nutrientes como o fósforo e matéria orgânica.

Outrossim, no período de março, maio e junho no qual as concentrações de fósforo foram maiores as chuvas variaram entre 84 a 191 mm no mês de março, 73 a 174 mm no mês de maio e 94 a 195 mm no mês de junho. Portanto, os íons provenientes do fósforo foram carregados para os balneários.

Santos e Colares (2018) também determinaram a influência do fósforo total em águas superficiais, porém eles utilizaram imagens digitais obtidas por Smartphone como ferramenta

de auxílio na interpretação dos resultados. As amostras de água foram coletadas na cidade de Gurupi, em um córrego localizado no centro da cidade, próximo a Universidade Federal do Tocantins (UFT). A partir de curvas analíticas obtidas pelo método de adição de padrão, as concentrações de fósforo variaram entre 0,13 mg L<sup>-1</sup> a 0,23 mg L<sup>-1</sup> e com a utilização do espectrofotômetro e entre 0,11 mg L<sup>-1</sup> a 0,92 mg L<sup>-1</sup>. Nos balneários estudados, o maior valor de fósforo encontrado foi de 0,836 mg L<sup>-1</sup> no balneário 3, mês de maio, o qual mais se aproxima da leitura máxima obtida por espectrofotômetro.

## 5.12 Sólidos Totais

Os sólidos totais que foram avaliados neste trabalho é a soma dos sólidos suspensos e dos sólidos dissolvidos. Os sólidos totais variaram de 31 mg L<sup>-1</sup> (balneário 1, mês de março), até 103 mg L<sup>-1</sup> (balneário 1, mês de dezembro). De acordo com Macedo (2000), os valores de referência para os sólidos totais são de 500 mg L<sup>-1</sup>, logo os valores encontrados estão de acordo com a literatura. A figura 30 representa a variação de sólidos totais nos três balneários estudados.

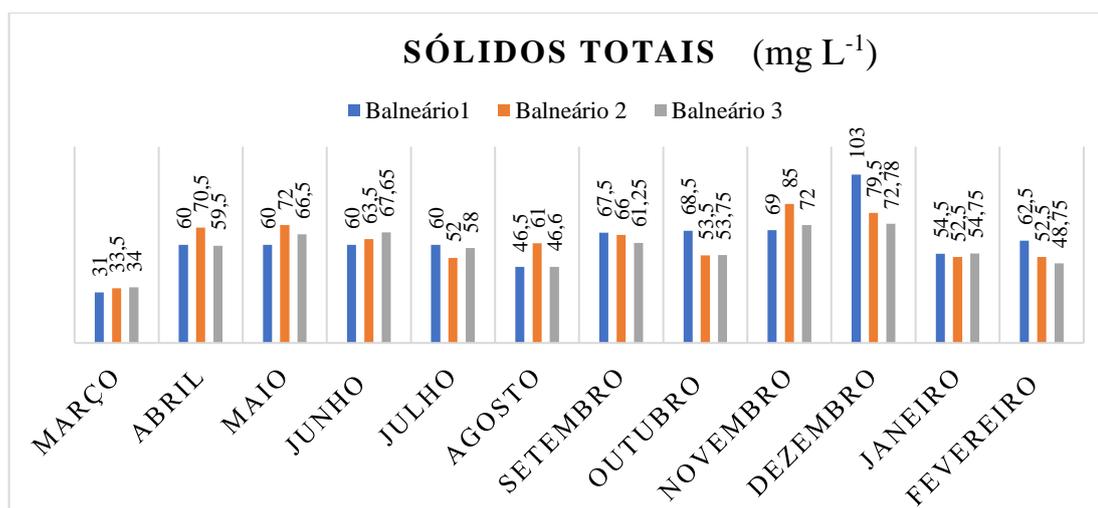


Figura 30: Variação de sólidos totais nos três balneários estudados no período de março de 2022 até fevereiro de 2023

Os meses de novembro e dezembro, nos três balneários, apresentaram os maiores valores de sólidos totais, ou seja, havia maior concentração de matéria orgânica na água devido a fatores naturais como decomposição de rochas ou minerais, ou antrópicos como despejos de esgotos e carregamento de substâncias pela água da chuva.

Em novembro e dezembro, a presença de matéria orgânica pode ter sido ocasionada por fatores regionais como o excesso de nitrato e nitrogênio total oriundos da lixiviação dos

solos agricultáveis, pois entre os meses de setembro e outubro, segundo a Embrapa aconteceu o plantio de soja no oeste do Paraná. Os quantitativos encontrados também podem ter sido provenientes do despejo de rejeitos da suinocultura.

Os quantitativos encontrados nos meses de novembro e dezembro podem estar relacionados a fatores locais, como a presença de banhistas e barcos nos balneários, uma vez que nestes meses há predominância de temperaturas mais elevadas devido a estação do verão.

No balneário 1, nos meses de abril, setembro e fevereiro os valores de sólidos também foram influenciados por fatores locais, como a realização de eventos neste balneário. No final de março e início de abril aconteceu o encontro de Motor Home, no qual diversas pessoas de vários lugares se encontraram para acampar no balneário. Em setembro foi realizado o torneio de pesca do Tucunaré e da Curvina. No final do mês de janeiro foi realizado o 4º acampamento de pais e filhos, no qual foram feitas diversas atividades recreativas na água.

Apesar de em alguns meses o quantitativo de sólidos totais serem maiores, os valores encontram-se em conformidade com a legislação, diferentemente do estudo realizado por Nunes *et al.* (2015) denominado análise dos parâmetros físicos: Sólidos Totais, Sólidos Sedimentáveis, Sólidos Totais Dissolvidos e Sólidos Suspensos nas Águas do Vale do Açu, em que os valores estão em desconformidade com os padrões estabelecidos pela legislação 357 de 2005 do CONAMA. Segundo os autores, os valores encontrados são oriundos da ação humana.

### **5.13 Coliformes Fecais (*Escherichia coli*)**

O balneário 1 (mês de junho) foi o que apresentou o maior NMP (número mais provável) de coliformes fecais. Conforme a resolução 357 de 2005 do CONAMA, o valor máximo permitido de coliformes fecais é de 1000 NMP em cada 100 mL de amostra bruta. Portanto, os valores encontrados estão de acordo com o previsto na legislação. A figura 32 mostra a variação de coliformes fecais nos balneários estudados.

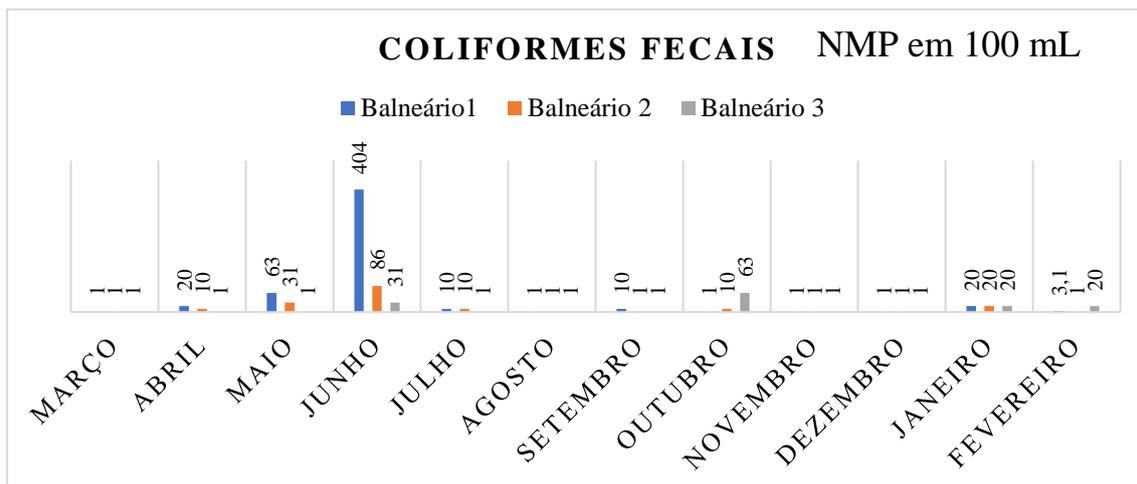


Figura 31: Variação de coliformes fecais nos três balneários estudados no período de março de 2022 até fevereiro de 2023

O valor mais expressivo de coliformes fecais no mês de junho pode ter sido encontrado devido a precipitação de chuvas que segundo o boletim trimestral do Simepar variou entre 94 e 195 mm carregando para o rio bactérias e íons provenientes de dejetos da suinocultura ou avicultura, uma vez que a região possui granjas de porcos e aves, e algumas delas próximas ao rio. Além disso, o quantitativo encontrado pode ser proveniente de descarte ilegal de dejetos de criatórios de animais nos córregos e rios intermediários aos balneários estudados.

O valor encontrado no mês de junho pode ter sido proveniente da utilização de rejeitos da suinocultura na adubação das lavouras durante o plantio do trigo, que segundo a Embrapa acontece no mês de maio. Thomas *et al.* (2016), as atividades provenientes da agricultura requerem reposição de nutrientes para manter a produção e garantir a fertilidade, e geralmente os dejetos de animais, como suínos e aves, podem ser utilizados como adubos orgânicos por serem fontes de nutrientes, como o nitrogênio, o fósforo, o potássio, o cálcio e o magnésio. Portanto, a presença de coliformes fecais no balneário 1, mês de junho foi proveniente de fatores regionais como a agricultura e a suinocultura.

Libânio (2010), explica que, as bactérias do gênero *Escherichia Coli*, podem causar sérios problemas de saúde aos seres humanos, porém apresentam tempos variáveis de sobrevivência no ambiente aquático, e não se reproduzem no mesmo. Logo, percebeu-se que nos meses de julho diminuiu consideravelmente o número de bactérias no balneário 1.

Para este trabalho, os valores de coliformes fecais foram pouco representativos, ao contrário do apontado pelo autor Silveira *et al.* (2018) que realizaram uma análise microbiológica da água do Rio Bacacheri, em Curitiba (PR). Os resultados permitem verificar

que, em todos os pontos de coleta, foi observada a proliferação de coliformes fecais e totais em valores acima do limite proposto pela resolução 357 do CONAMA. Os pontos mais afetados foram o P1, P2 e P5, enquanto os pontos P3 e P4 foram os menos impactados, provavelmente pela presença de mata ciliar, bem como pela canalização de margens e fundo do rio.

Santos e Monteiro (2018) determinaram a qualidade microbiológica da água em nascente da unidade de conservação em Filadélfia Tocantins. Neste estudo, todas as amostras estão fora do padrão de consumo. A presença de *Escherichia Coli* na amostra 1 e de coliformes totais em número elevado em todas as amostras, indicam a contaminação por animais ou pelo homem e outras fontes orgânicas, sugerindo como fonte o gado observado nas imediações. O valor de *Escherichia Coli* encontrado no mês de junho no balneário 1 também pode ser oriundo de dejetos de animais.

#### 5.14 Coliformes Totais

Os coliformes totais englobam um grupo maior de bactérias aeróbicas e anaeróbicas. De acordo com a resolução 357 do CONAMA, os valores máximos permitidos de coliformes totais em amostras de águas bruta é de 4000 NMP a cada 100 mL de amostra bruta. O NMP de coliformes totais variou de 431 NMP (balneário 1, mês de julho) até 24196 NMP (meses de março e abril no balneário 2) e fevereiro (balneário 3), conforme pode ser observado por meio da figura 32.

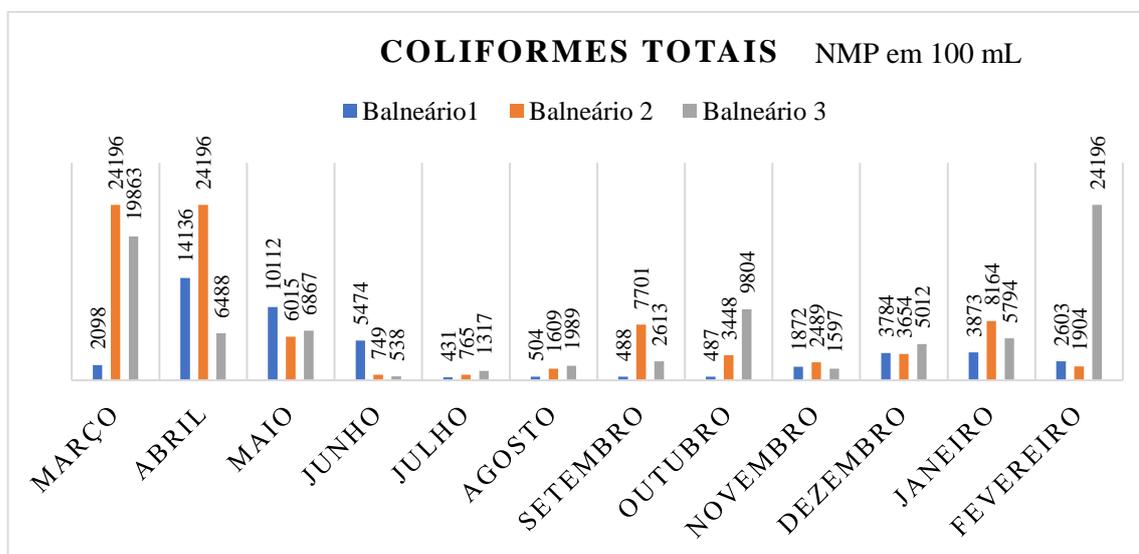


Figura 32: Variação de coliformes totais nos três balneários estudados no período de março de 2022 até fevereiro de 2023

Os meses de março, abril e fevereiro no balneário 3 apresentaram maiores quantitativos de coliformes totais. Um dos fatores que ocasionou esses valores pode ter sido proveniente do despejo de esgotos domésticos. Souza *et al.* (2017) comenta que os coliformes totais são indicadores de agentes patogênicos na água e que o despejo de esgotos urbanos é uma das principais fontes injetoras de coliformes no meio aquático.

Além disso, os valores elevados de coliformes totais podem ser oriundos de fatores regionais como o despejo ilegal de dejetos da suinocultura e de criatórios de animais em solos e na água, e da adubação na agricultura, ou de fatores locais como o descarte de esgoto doméstico e a circulação de pessoas para atividades recreativas nos balneários.

A grande quantidade de coliformes fecais na água aumentou significativamente a quantidade de matéria orgânica. Está, em larga escala pode ser prejudicial ao desenvolvimento da biota aquática, pois conforme explica a CETESB (2011), implica diretamente na quantidade de oxigênio dissolvido na água, e pode desencadear o crescimento desencadeado de algas. Quando em pequenas quantidades, limita a respiração e o processo de fotossíntese do meio, limitando o crescimento das algas necessárias a produção de nutrientes aos seres vivos.

Para este trabalho, alguns dos valores obtidos estiveram muito além daquele estabelecido pela legislação. Castro *et al.* (2007) estudou a contagem de coliformes totais e termotolerantes por meio de parâmetros microbiológicos de águas de rios coletadas em alguns municípios da Paraíba. Neste trabalho, os autores avaliaram 10 pontos e nas 10 amostras coletadas os valores variaram entre  $1,1 \times 10^3$  e  $2,4 \times 10^3$  NMP por 100 mL. O padrão de qualidade para águas doces “Classe III” não deve exceder o limite de  $22,5 \times 10^3$  NMP por 100 mL. Nos balneários estudados o valor máximo de coliformes encontrados foram de 24196 NMP por 100 mL de amostra bruta.

### **5.15 Verificação da toxicidade usando *Ceriodaphnia dubia***

Para verificar a toxicidade utilizando o organismo vivo *Ceriodaphnia dubia* foram verificados os efeitos sobre a reprodução e a mortalidade dos neonatos. A tabela 7 representa o quantitativo total de indivíduos que nasceram das 10 réplicas, em cada diluição, após 7 dias de exposição para o balneário 1. Para todas as diluições a mortalidade dos organismos testes foi de zero com exceção do mês de outubro na diluição de 100%, no qual houve uma morte e no mês de fevereiro, diluição de 100%, que houve 2 mortes.

Tabela 7: Número de neonatos nascidos em todas as diluições para o balneário 1

	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev
<b>Controle</b>	174	178	178	178	164	164	169	163	157	156	156	156
<b>100%</b>	178	136	173	173	160	166	163	109	146	154	154	21
<b>50%</b>	163	163	176	171	162	161	165	154	147	161	161	140
<b>25%</b>	169	164	175	169	160	160	161	162	144	145	154	154
<b>12,5%</b>	163	163	166	164	158	162	161	164	147	148	148	145
<b>6,25%</b>	152	162	157	164	158	160	157	164	147	148	161	140

Para todos os meses para o balneário 1, a  $CE_{no}$ , ou seja, a maior concentração real da amostra que não causa efeito significativo na reprodução dos organismos testes, nas condições de realização do ensaio, foi de 50%. Não houve menor concentração real da amostra que causa efeito estatisticamente significativo na sobrevivência e nas condições de ensaio ( $CE_o$ ). reprodução dos organismos, nas condições de ensaio. Para o balneário 1, houve inibição na reprodução das *Ceriodaphnias dubias* na amostra bruta, ou seja, na amostra 100% nos meses de abril, outubro e fevereiro.

No mês de março, houve grande concentração de banhistas e turistas ocupando a área de camping e a água no balneário 1, devido ao encontro de motor home realizado neste local, o que pode ter ocasionado incidência de poluentes na água, diminuindo a reprodução dos organismos testes. As análises são realizadas sempre na primeira semana do mês, logo os resultados de abril podem ser justificados por fatores ocorridos no mês de março.

Além disso, outros parâmetros estudados neste trabalho comprovam a presença de poluentes ou excesso de matéria orgânica na água no mês de abril, comparado aos demais meses, como a concentração de nitrato ( $1,93 \text{ mg L}^{-1}$ ), de nitrogênio total ( $2,13 \text{ mg L}^{-1}$ ), o alto número de coliformes totais (24136 NMP por 100mL) e o menor valor de pH entre os três pontos em estudo (6,4). Estes dados podem indicar a presença de alguns contaminantes, como: rejeitos ou íons provenientes da adubação da agricultura, da suinocultura e despejos de esgotos domésticos.

A presença de poluentes e esgotos domésticos podem ser fatores responsáveis pela diminuição da reprodução das *Ceriodaphnias dubias*, pois a matéria orgânica presente no rio é fonte de alimento para estes organismos, e quando está contaminada afeta a reprodução delas. De acordo com Esteves (2011), as Cladóceras, como a *Ceriodaphnia dubia*, durante a sua alimentação, retiram da água material particulado, como algas, detritos e bactérias, filtrando-os por meio de suas malhas finas de seus apêndices filtradores, portanto, se houver contaminação na água, os poluentes são ingeridos pelas *Ceriodaphnia dubia*.

No mês de outubro no balneário 1, também houve inibição na reprodução das *Ceriodaphnias dubias*, o que pode indicar presença de contaminantes na água. No mês de setembro, aumentou consideravelmente a quantidade de pessoas e barcos frequentando este balneário devido ao torneio de pesca esportiva do Tucunaré e da Curvina. Além dos barcos de pesca, existem outras embarcações que utilizam o rio, como as balsas que transportam pessoas de Porto Mendes até o Paraguai ou vice-versa (este país é próximo ao balneário de Porto Mendes) e navios areeiros que retiram areia do leito do rio.

De acordo com o boletim trimestral do Simepar, em outubro de 2022 o volume de chuvas variou entre 59 e 159 mm, favorecendo o deslocamento de rejeitos e componentes químicos provenientes de outros lugares devido ao movimento da água, o que pode afetar as condições físicas e químicas do meio, e conseqüentemente, afetar o ciclo de reprodução das *Ceriodaphnias dubias*. O elevado nível de águas, a presença de barcos e pessoas podem ter ocasionado presença de sedimentos, rejeitos e lixos para o leito do rio, conforme pode ser visualizado na figura 33.



Figura 33: Rejeitos e lixos presentes no ponto 1, no dia da coleta (04/10)

No mês de janeiro entre os dias 27 e 29 aconteceu no balneário 1, o 4º acampamento de pais e filhos promovidos pela prefeitura municipal de Marechal Cândido Rondon. Neste evento foram realizadas diversas atividades recreativas na água, além do aumento do fluxo de barcos e banhistas na água, justificando os valores de fevereiro.

Além disso, outras variáveis demonstram a presença de poluentes no balneário 1, mês de fevereiro, tais como: sólidos totais ( $62,5 \text{ mg L}^{-1}$ ), nitrogênio total ( $3,15 \text{ mg L}^{-1}$ ), nitrato ( $2,21 \text{ mg L}^{-1}$ ), DBO ( $2,49 \text{ mg L}^{-1}$ ), cloretos ( $\text{mg L}^{-1}$ ), condutividade elétrica ( $163,3 \text{ mg L}^{-1}$ ) e alcalinidade ( $49,65 \text{ mg L}^{-1}$ ).

Outros fatores, conforme explicado por Esteves (2011) como alterações na temperatura, no nível de água e na alimentação desencadeiam a inibição da partenogênese, ou seja, reprodução das *Ceriodaphnias dubias*. Estes fatores também podem favorecer a produção de organismos machos (na partenogênese, ocorre o nascimento de fêmeas) e a disfunção, que a é formação de indivíduos de diferentes tamanhos.

A tabela 8 representa a reprodução das *Ceriodaphnias dubias*, para todas as diluições para o balneário 2. A mortalidade foi zero para a maioria dos meses com exceção de novembro, na amostra 100%, que houve duas mortes e dezembro, na amostra 100% que houve uma morte.

Tabela 8: Número de neonatos nascidos em todas as diluições para o balneário 2

	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev
<b>Controle</b>	174	178	178	178	164	164	169	163	157	156	156	156
<b>100%</b>	164	161	162	175	164	164	165	153	3	153	163	157
<b>50%</b>	163	166	162	171	163	162	164	156	146	150	150	157
<b>25%</b>	160	168	160	167	161	163	163	151	141	149	156	150
<b>12,5%</b>	148	162	162	168	162	165	164	152	144	148	147	158
<b>6,25%</b>	156	169	165	165	156	159	161	152	144	154	156	156

Para todos os meses para o balneário 2, a  $CE_{no}$  foi de 50%. Não houve menor concentração real da amostra que causa efeito estatisticamente significativo na sobrevivência e nas condições de ensaio ( $CE_o$ ). Neste balneário, houve inibição na reprodução das *Ceriodaphnias dubias* na amostra bruta, ou seja, na amostra 100% apenas no mês de novembro, no qual nasceram apenas 3 neonatos. Isso pode ter ocorrido devido a presença de alguns componentes químicos na água, tais como: sólidos totais ( $85 \text{ mg L}^{-1}$ ), nitrogênio total ( $4,97 \text{ mg L}^{-1}$ ), nitrato ( $4,35 \text{ mg L}^{-1}$ ), DBO ( $5,36 \text{ mg L}^{-1}$ ), cloretos ( $7,0 \text{ mg L}^{-1}$ ) e pH de 7,37.

A tabela 9 representa a reprodução das *Ceriodaphnias dubias*, para todas as diluições para o balneário 3. A mortalidade foi zero para a maioria dos meses com exceção de abril, na amostra 100%, que houve uma morte e novembro, na amostra 100% que houve uma morte.

Tabela 9: Número de neonatos nascidos em todas as diluições para o balneário 3

	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev
<b>Controle</b>	174	178	178	178	164	164	169	163	157	156	156	156
<b>100%</b>	165	163	166	171	165	163	165	154	119	153	158	162
<b>50%</b>	151	169	161	173	164	161	166	152	126	151	154	159
<b>25%</b>	152	163	165	174	164	161	163	153	127	158	147	149
<b>12,5%</b>	128	162	167	173	168	162	165	151	132	147	149	169
<b>6,25%</b>	148	163	157	162	159	160	158	151	147	156	155	163

Para todos os meses para o balneário 3, a  $CE_{no}$  foi de 50%. Não houve menor concentração real da amostra que causa efeito estatisticamente significativo na sobrevivência e nas condições de ensaio ( $CE_o$ ). No mês de novembro no balneário 3 houve inibição na reprodução das *Ceriodaphnias dubias* e houve o nascimento de apenas 119 neonatos. Isso pode ter ocorrido devido a presença de poluentes oriundos da agricultura, da suinocultura e esgotos domésticos. Algumas variáveis evidenciaram a presença de contaminantes na água, tais como: sólidos totais ( $72 \text{ mg L}^{-1}$ ), nitrogênio total ( $2,81 \text{ mg L}^{-1}$ ), nitrato ( $2,3 \text{ mg L}^{-1}$ ), DBO ( $3,55 \text{ mg L}^{-1}$ ), cloretos ( $8,1 \text{ mg L}^{-1}$ ) e o pH de 7,5.

Para os três balneários estudados, a inibição da reprodução e mortalidade dos neonatos pode ter sido ocasionada por fatores locais e regionais, como a presença de pessoas e barcos, agricultura, suinocultura e despejos de esgotos domésticos.

Outros autores verificaram a toxicidade das águas de rios usando a *Ceriodaphnia dubia*. Filho *et al.* (2008) estudaram a utilização do microcrustáceo *Ceriodaphnia dubia* na avaliação da qualidade de águas superficiais em sub-bacias do Rio Preto. Os autores encontraram que o número de filhotes em todos os pontos testados foi menor que o valor encontrado pelo fator controle e conseqüentemente, há algum componente químico no meio responsável por gerar toxicidade, ou seja, inibir a reprodução de indivíduos fêmeas. No estudo realizado nos balneários apenas alguns meses e balneários apresentaram toxicidade, sendo provenientes de fatores locais ou regionais.

Alves e Cobo (2013) analisaram o bioindicador *Ceriodaphnia dubia* aplicado na avaliação ecotoxicológica da água da bacia hidrográfica do rio Una, localizado em Taubaté, estado de São Paulo. Os autores concluíram que as análises sugerem boa qualidade das águas da sub-bacia Itaim, que apresentou toxicidade em apenas uma das análises. Para as sub-bacias Rocinha, Sete Voltas, Antas, Médio e Baixo Una foi verificada toxicidade crônica em várias amostras. Nos balneários do Rio Paraná que foram estudados também houve toxicidade em apenas alguns balneários e meses.

## 5.16 Tratamento estatístico dos dados: Análise dos Componentes Principais

A PCA, Análise dos Componentes Principais, foi realizada sobre a correlação das 12 variáveis (3 balneários de coleta multiplicado por 12 variáveis em cada balneário) considerando como significativos os autovalores maiores que 1. Após aplicada a PCA e o critério de retenção e interpretação dos eixos de Kaiser-Gutmann obteve-se 5 eixos significativos, representados na tabela 10.

Tabela 10: Eixos encontrados após aplicação da PCA das correlações sobre as variáveis analisadas nos três balneários

Variáveis analisadas	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
pH	0,204	-0,213	0,676	-0,418	0,006
Alcalinidade	0,502	-0,638	-0,314	-0,104	0,322
Cloretos	0,590	0,388	-0,301	0,096	-0,152
Condutividade elétrica	0,167	-0,334	-0,735	-0,484	0,110
DBO	0,680	-0,001	0,076	-0,368	-0,241
DQO	0,197	0,074	0,470	-0,455	0,107
Dureza	0,356	0,346	0,216	-0,353	0,551
Fósforo total	-0,408	0,560	0,035	-0,002	0,262
Nitrato	0,808	0,438	-0,149	0,174	0,106
Nitrito	-0,287	0,778	-0,183	-0,184	-0,081
Nitrogênio total	0,856	0,363	-0,148	0,099	0,057
Sólidos totais	0,596	0,060	0,418	0,404	-0,156
E. coli	-0,067	-0,118	0,081	0,411	0,779
Coliformes Totais	-0,437	0,463	-0,148	-0,310	0,116

A partir dos eixos determinados, correlacionou-os com as variáveis considerando relações acima de  $|0,50|$  de  $(r)$ , em que  $|r| > 0,50$ . Este critério foi utilizado para determinar quais variáveis o eixo representa, ou seja, quais variáveis estão atreladas a determinado eixo. No eixo PC1, as correlações consideradas foram: 0,590 (cloretos), 0,680 (DBO), 0,808 (nitrato), 0,856 (nitrogênio total) e 0,596 (sólidos totais).

Outrossim, para o eixo PC2, as correlações consideradas foram: -0,638 (alcalinidade), 0,560 (fósforo total) e 0,778 (nitrito). No eixo PC3, foram: 0,676 (pH) e -0,735 (condutividade elétrica). No eixo PC4 não houve correlação entre as variáveis. No eixo PC5, as correlações consideradas foram: 0,551 (dureza) e 0,779 (*Escherichia coli*). A tabela 11 representa os autovalores obtidos e as porcentagens de explicação obtidas em cada eixo.

Tabela 11: Autovalores e % de explicação em cada eixos

	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
Autovalores	3,482	2,316	1,743	1,400	1,246
% de explicação	24,872	16,540	12,448	10,00	8,903

Por meio da tabela 11 foi possível explicar 72,8% para as variáveis analisadas. Estas foram avaliadas em relação ao espaço (balneário 1, balneário 2 e balneário 3) e o tempo (meses de coleta), portanto foi realizada uma MANOVA, com objetivo de comparar grupos em múltiplas variáveis dependentes. Para a variável espaço foi estabelecido o grau de liberdade como sendo 2 e para a variável tempo 11. Foram construídos gráficos de escores de médias e 95% de intervalo de confiança para interpretar os efeitos que foram significativos.

A partir do gráfico PC1 foi possível verificar que o eixo 1 apresentou fonte de variação espacial não significativa, pois os valores de  $F_{(2,22)}$  e  $p$  encontrados foram de 1,7698 e 0,1938, respectivamente. Quando os valores de  $p$  forem menores 0,05 tem-se que o efeito é significativo. A variável temporal teve influência significativa nas variáveis analisadas sendo  $F_{(11,22)} = 16,6880$  e  $p = 3,295 \times 10^{-8}$ . Para este eixo as variáveis foram correlacionadas em 24,87%. A figura 34 que representa o gráfico de scores das variáveis para o eixo PC1.

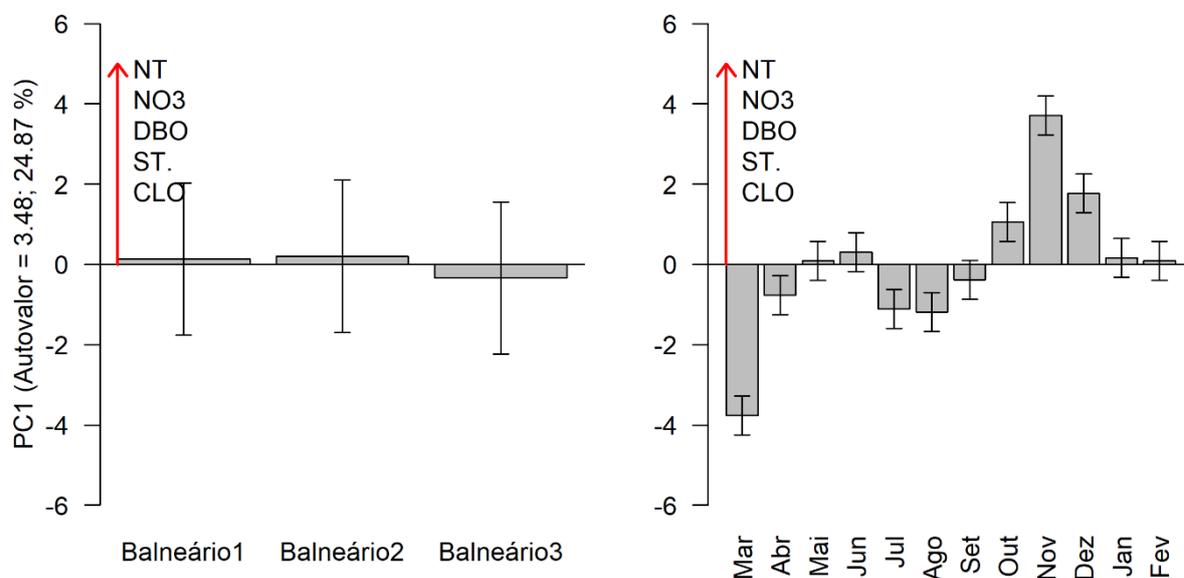


Figura 34: Gráfico das variáveis correlacionadas no eixo 1 (PC1), sendo estas: nitrogênio total, nitrato, DBO, sólidos totais e cloretos.

No eixo PC1 as variáveis nitrogênio total, nitrato, DBO, sólidos totais e cloretos estão correlacionadas. No mês de março essas variáveis apresentaram menores valores, enquanto os meses de novembro e dezembro apresentaram os valores mais expressivos. Essas variáveis podem estar atreladas a fatores oriundos da agricultura e a lixiviação dos solos, uma vez que os valores mais expressivos foram em meses posteriores ao plantio e adubação, ou despejos da suinocultura e esgotos domésticos. A partir do limite de corte  $|r| > 0,5$  foi verificado que todas

as variáveis encontradas no eixo 1 possuem correlação positiva, ou seja, em meses que uma das variáveis aumentou, as demais também se elevaram.

Para o eixo PC2 as variáveis que tiveram correlação foram nitrito, fósforo total e alcalinidade, porém esta última é inversamente proporcional as demais. A porcentagem de correlação foi de 16,54%. Para este eixo, a variável espacial não influenciou nos resultados, pois os valores de  $F_{(2,22)}$  e  $p$  foram de 2,6029 e 0,0969, respectivamente. A variável temporal teve influência significativa nas variáveis analisadas sendo  $F_{(11,22)} = 9,4012$  e  $p=5,474 \times 10^{-6}$ . A figura 35 representa as variáveis para o eixo PC2.

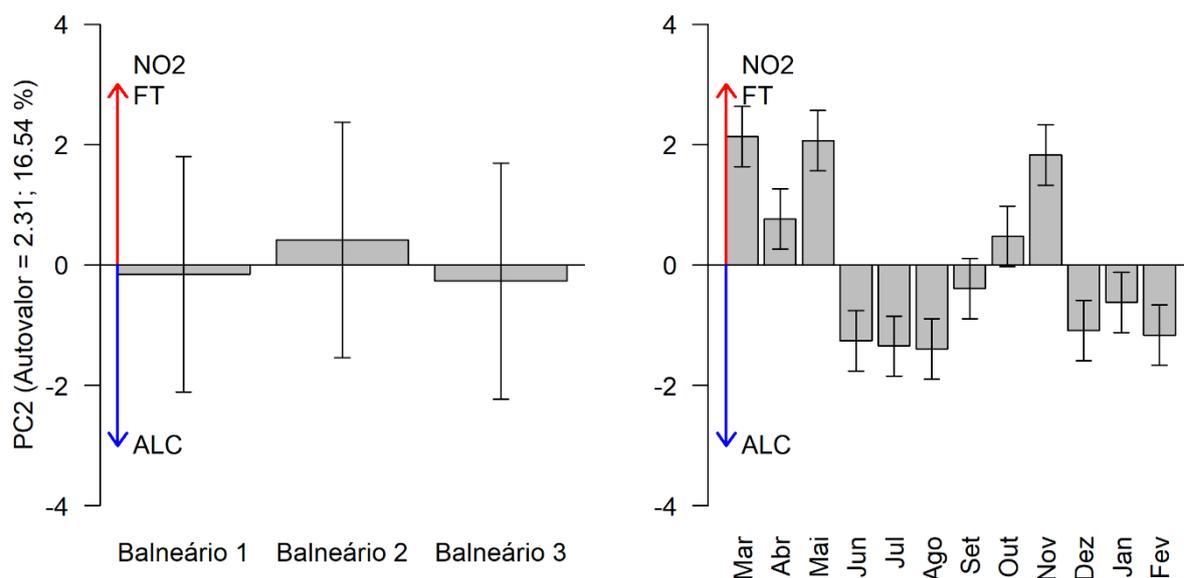


Figura 35: Variáveis que apresentaram correlação no eixo 2, PC2, sendo estas: fósforo total, nitrito e alcalinidade

No eixo 3, PC3, houve correlação de 12,44% entre as variáveis condutividade elétrica e pH, sendo inversamente proporcionais. Neste eixo houve fonte de variação espacial significativa, pois os valores de  $F_{(2,22)}$  e  $p$  encontrados foram de 4,6622 e 0,02051, respectivamente. A variável tempo também teve representação significativa, mostrando valores de  $F_{(11,22)} = 6,6121$  e  $p=9,001 \times 10^{-5}$ . A figura 36 mostra a correlação entre as variáveis no eixo PC3.

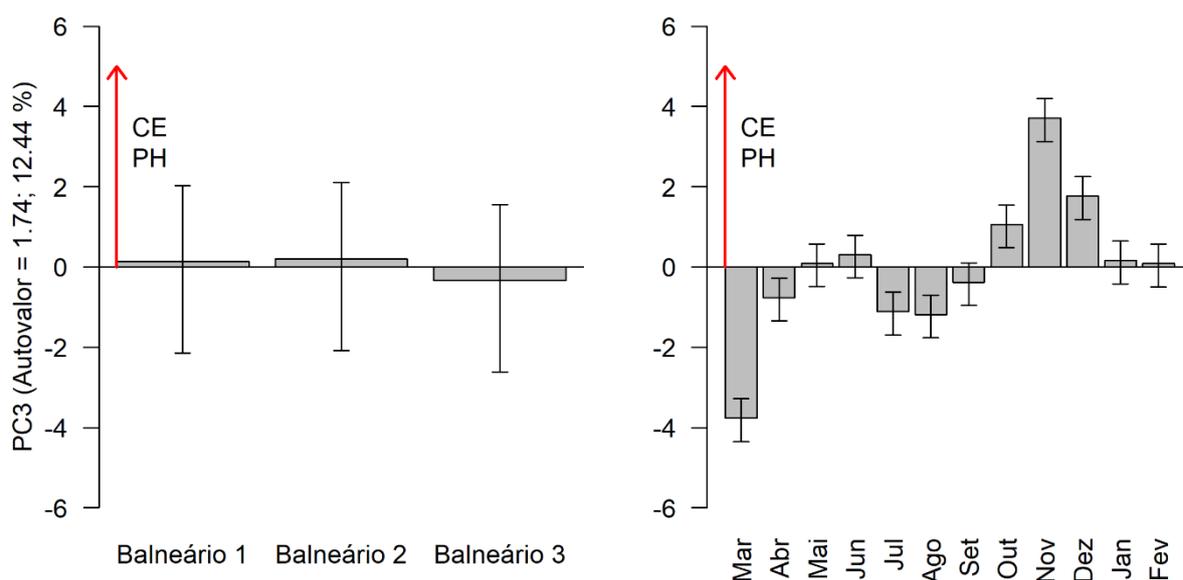


Figura 36: Variáveis que apresentaram correlação no eixo 3, PC3, sendo estas: pH e condutividade elétrica

Nos meses de abril e fevereiro foram obtidos os maiores valores de condutividade elétrica e nestes meses o pH foi mais ácido. Os meses de dezembro e janeiro o pH é maior, logo mais básico, enquanto a condutividade elétrica foi menor. Fatores como a precipitação de chuvas e despejos de esgotos doméstico podem ter ocasionado a alteração nessas variáveis.

No eixo 4, PC4, não foi construído o gráfico de correlação entre as variáveis, pois estas não apresentaram valores de  $|r| > 0,5$ .

No eixo PC5 a fonte de variação espacial foi significativa, pois os valores de  $F_{(2,22)}$  e  $p$  encontrados foram de 5,5570 e 0,0220, respectivamente. A variável tempo também teve representação significativa, mostrando valores de  $F_{(11,22)} = 6,4546$  e  $p=1,078 \times 10^{-4}$ . A porcentagem de explicação para este eixo foi de 8,09%.

No eixo 5, PC5, as variáveis que apresentaram correlação foram a *Escherichia Coli* e a dureza, sendo diretamente proporcionais, ou seja, em meses que os valores de *Escherichia Coli* aumentaram também se obteve valores maiores de dureza na água, ou seja, nos meses de março, abril, maio e novembro. Já os meses de junho, julho e agosto apresentaram os menores valores para estas duas variáveis, conforme representado na figura 37.

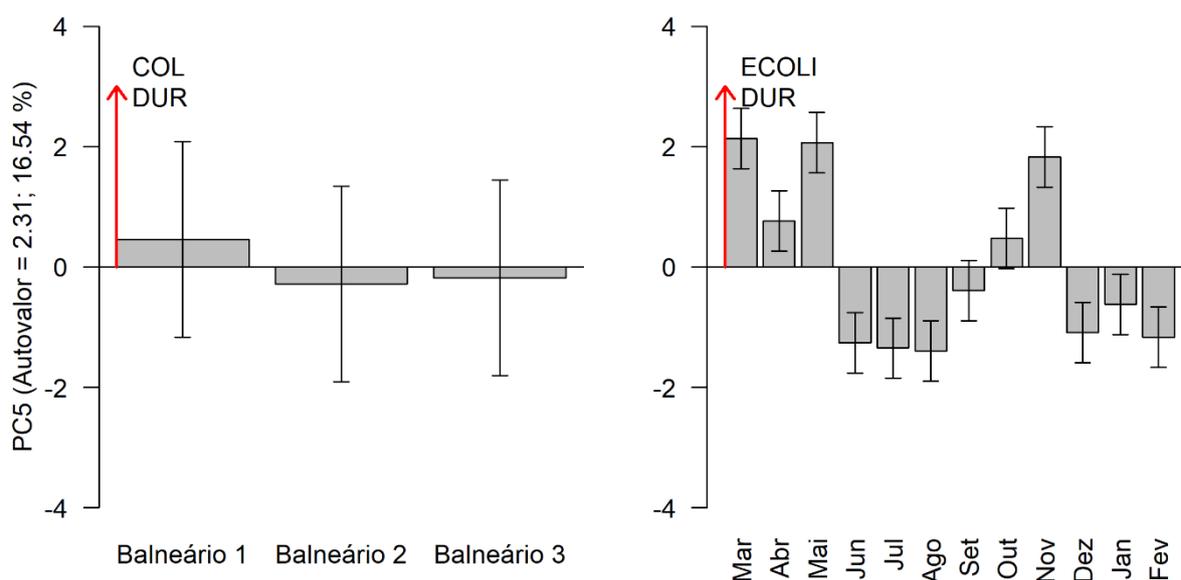


Figura 37: Variáveis que apresentaram correlação no eixo 5, PC5, sendo estas: dureza total e *Escherichia Coli*

Neste eixo, a correlação entre as variáveis pode inferir que elas foram provenientes da lixiviação dos solos após a reposição de nutrientes nas lavouras em épocas de plantio, pois a dureza é característica pela presença de íons cálcio e magnésio presentes na água, e estes foram provenientes da correção do solo pelo calcário. Os coliformes fecais foram oriundos da aplicação de adubo orgânico (dejetos de animais) nas lavouras ou despejos ilegais de suinocultura nos rios e córregos intermediários.

Outros autores também utilizaram a análise dos componentes principais para analisar as variáveis ambientais em águas de rio. Palácio *et al.* (2016) em um estudo intitulado avaliação dos impactos antrópicos na qualidade da água do rio Marreco, Brasil, baseado na análise de componentes principais e ensaios toxicológicos, verificaram a correlação entre as propriedades físicas, químicas e os metais presentes na água e perceberam elevados níveis de potássio e cálcio associados a atividades antrópicas. No estudo das águas dos balneários, principalmente no eixo PC1 verificou-se forte influência da agricultura na qualidade das águas.

Centeno *et al.* (2021) utilizaram a PCA em um trabalho denominado análise multivariada aplicada aos parâmetros de qualidade da água do rio Piratini, localizado no estado do Rio Grande do Sul. Neste estudo, observou-se a formação de dois eixos principais, sendo que o PC1 apresentou como principal fonte de poluição os despejos industriais e as atividades agrícolas. O PC2 teve como fonte de poluição os despejos domésticos. Para aplicação da PCA nas variáveis analisadas das águas dos balneários houve formação de 5 eixos principais e as

variáveis foram analisadas em função do espaço e do tempo, verificando também influência de fatores locais e regionais nos resultados.

Bernardi *et al.* (2009) fizeram uma aplicação da análise das componentes principais na ordenação dos parâmetros físico-químicos no alto rio Madeira e afluentes, na Amazônia Ocidental. Neste estudo as variáveis foram analisadas em relação a estação seca e chuvosa, enquanto no estudo das águas dos balneários as variáveis foram avaliadas em função do espaço e do tempo.

No estudo realizado por Bernardi *et al.* (2009) as variáveis correlacionadas podem ter sido afetadas pelo uso do solo (agricultura e pecuária), áreas alagadas e pelas características específicas dos tributários. No estudo realizado nos balneários as variáveis sofreram interferências locais como a presença de pessoas e barcos nos locais e regionais, como a influência da agricultura, da suinocultura e do despejo de esgotos industriais e domésticos.

### **5.17 Estudos anteriores realizados nos balneários de Porto Mendes, Entre Rios do Oeste e Águas e Terras**

Neste tópico, buscou-se na literatura artigos e documentos que estudaram o monitoramento dos balneários analisados neste trabalho. Nascimento e Lange (2015) realizaram um estudo para avaliar se a água do balneário de Santa Helena estava apropriada para banho. Este estudo foi intitulado como “Balneabilidade do balneário de Santa Helena, porém o estudo consiste em um levantamento histórico do balneário e discute sobre as análises que são feitas mensalmente pelo IAT (Instituto de Águas e Terras).

Mensalmente o IAT emite um relatório mensal sobre a balneabilidade dos locais estudados, que pode ser consultado no site do IAT, na aba monitoramento, balneabilidade, item costa oeste. O IAT também emite em determinados períodos relatórios da qualidade das águas dos balneários do lago de Itaipu, disponível no site do IAT, aba monitoramento, item relatório da qualidade das águas dos balneários. O último relatório emitido foi em 2017 e dados estão disponíveis no link [www.iat.pr.gov.br/sites/agua-terra/arquivos\\_restritos/files/documento/2021-03/relatorio\\_2017.pdf](http://www.iat.pr.gov.br/sites/agua-terra/arquivos_restritos/files/documento/2021-03/relatorio_2017.pdf).

Segundo os dados apresentados no relatório do IAT emitido em 2017, o balneário 1 mostrou baixos valores de alcalinidade e matéria orgânica, médios valores de nutrientes como

nitrogênio e fósforo e os valores de pH variaram entre 6 e 9. Durante o período mencionado esse corpo de água foi classificado como moderadamente degradado, representando a classe III.

No período de março de 2022 a fevereiro de 2023, meses que foram realizadas as coletas no balneário 1, foram encontrados valores de pH entre 6,4 e 7,7, valores de alcalinidade baixos com exceção de dezembro e fevereiro, presença de fósforo nos meses de março e maio e valores maiores de nitrogênio total e nitrato nos meses de outubro, novembro, dezembro e fevereiro. De acordo com a resolução 357 do CONAMA de 2005, o balneário 1 foi classificado como sendo de classe III, ou seja, moderadamente poluído.

Sobre o balneário 2, o relatório do IAT emitido em 2017 mencionou que no período houve baixos valores de alcalinidade, médios a altos valores de fósforo total e de biomassa, baixos teores de matéria orgânica e de nitrogênio orgânico. Na maioria do período os valores de pH foram levemente básicos, porém em alguns anos houve floração de cianobactérias e supersaturação de oxigênio dissolvido, o que acarretou aumento do pH para valores acima de 9. Este balneário foi classificado como moderadamente degradado (classe III) em maior parte do tempo, porém em alguns períodos houve grande nível de degradação e eutrofização e o local chegou a ser classificado como criticamente degradado a poluído (Classe IV).

No período de março de 2022 a fevereiro de 2023, o balneário 2 apresentou pH entre 6,45 e 8,05 e altos valores de fósforo no período de março e maio, no qual houve desencadeamento do processo de eutrofização neste balneário. Os valores de alcalinidade foram baixos e no mês de novembro houve o maior quantitativo de matéria orgânica no meio, sendo este de 5,36 mg L<sup>-1</sup>. Alguns íons provenientes do nitrogênio foram encontrados em maior quantidade nos meses de outubro, novembro, dezembro e fevereiro. Nos meses de março e abril houve altos valores de coliformes totais. De acordo com a resolução 357 do CONAMA de 2005, o balneário 2 foi classificado como sendo de classe III, ou seja, moderadamente poluído. Em relação ao balneário 3, o relatório do IAT emitido em 2017, entre os anos de 1998 e 2013, apresentou baixos valores de alcalinidade, matéria orgânica e nitrogênio, médios valores de fósforo total e biomassa. Os valores de pH variaram de 6 a 9. Em relação ao nitrogênio, os valores encontrados foram baixos. Esse balneário foi classificado como moderadamente degradado, porém houve uma melhora na qualidade da água a partir de 2005, passando da classe III para a classe II, sendo este pouco degradado.

No período de março de 2022 a fevereiro de 2023, o balneário 3 apresentou pH entre 6,7 e 8,09 e valores baixos de alcalinidade. Os valores de fósforo foram bastante expressivos

no mês de março e maio, porém o maior quantitativo foi observado em maio, sendo de 0,835 mg L<sup>-1</sup>. Os meses com maiores valores de nitrogênio total e nitrato foram os meses de maio, outubro, novembro e dezembro. Os meses de março e fevereiro tiveram os maiores valores de coliformes fecais. De acordo com a resolução 357 do CONAMA de 2005, o balneário 3 foi classificado como sendo de classe III, ou seja, moderadamente poluído.

Os dados encontrados no relatório do IAT foram publicados em 2017, porém são referentes até o período de 2013. Não foram encontrados dados atuais para comparação com este trabalho.

## 6.0 CONCLUSÕES

Os resultados deste trabalho mostraram como as propriedades físicas, químicas e microbiológicas analisadas variaram ao longo do período correspondente a março de 2022 e fevereiro de 2023. Foi averiguado que os balneários estudados são afetados por fatores locais como a presença de banhistas, a precipitação de chuvas, a extração de areia do leito do rio e a decomposição de rochas e sedimentos do meio, e por fatores regionais, como a agricultura, a suinocultura e o despejo de esgotos domésticos e industriais.

As variáveis estudadas nos três balneários alteraram a composição do meio aquático, como evidenciado no balneário 2, em que nutrientes como o fósforo desencadeou o processo de eutrofização nos meses de maio e junho. Nos balneários 1 e 3 foi observado a presença de macrófitas aquáticas, porém em menor quantidade. Nestes balneários, as plantas aquáticas foram mais representativas nos meses de outubro, novembro e dezembro e foram provenientes da presença de nitrato no meio aquático. Portanto, alguns nutrientes, quando em quantidades adequadas são essenciais a biota aquática, porém em grande quantidade, alteram e prejudicam a composição da água.

A presença de poluentes na água dos balneários foi analisada por de testes de toxicidade, usando o microcrustáceo de água doce *Ceriodaphnia dubia*. Verificou-se a inibição da reprodução de maneira significativa nos neonatos nos respectivos balneários e meses: balneário 1, mês de abril; balneário 1, mês de outubro; balneário 2 e 3, mês de novembro e balneário 1, mês de fevereiro. Algumas variáveis como fósforo, nitrato, coliformes totais, nitrogênio total, pH, DBO e sólidos totais podem justificar a presença de contaminantes no meio aquático.

A toxicidade da água foi maior em meses que houve a realização de eventos recreativos nos balneários com maior concentração banhistas. Também sofreu interferência de fatores regionais como a agricultura, a suinocultura, despejos de esgotos domésticos e industriais que adentram no rio por difusão ou por despejo ilegal.

Os dados obtidos foram analisados estatisticamente por meio da análise dos componentes principais (PCA), em que as variáveis foram correlacionadas em 5 eixos significativos que apresentaram eigenvalue >1, determinados a partir do critério de retenção de Kaiser-Gutmann.

As variáveis foram explicadas em um percentual de 72,8% e avaliadas em relação ao espaço e ao tempo por meio da MANOVA. Nos 5 eixos encontrados a variável espacial foi significativa nos eixos PC3 e PC5, enquanto a variável temporal apresentou variância significativa em todos os eixos. O eixo 4 não apresentou correlação entre as variáveis.

O eixo PC1 apresentou correlação entre as variáveis nitrogênio total, nitrato, DBO, sólidos totais e cloretos. O eixo PC2 correlacionou as variáveis nitrito, fósforo total e alcalinidade. O eixo PC3 correlacionou o pH com a condutividade elétrica e o PC5 a dureza total com os coliformes fecais, representado pela *Escherichia coli*.

## 7.0 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13373:Ecotoxicologia aquática- toxicidade crônica- método de ensaio com Ceriodaphnia ssp (crustácea, cladocera)**. São Paulo, 2017.
2. ALVES, Célia. **Tratamento de águas de abastecimento**. 3 Ed., Publindústria, 2010. 382p.
3. ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Panorama da Qualidade das Águas Superficiais no Brasil**. Brasília, 2017. Disponível em: [www.ana.gov.br](http://www.ana.gov.br). Acesso em 24/11/2022.
4. ANDRADE, E; *et al.* **Seleção dos indicadores da qualidade das águas superficiais pelo emprego da análise multivariada**. Engenharia Agrícola. Jaboticabal. v. 27, n. 3. p.683-690. 2007.
5. ANTUNES, S; CASTRO, B. **Pulgas de água (Daphnia ssp)**. Revista de ciência elementar. v. 5. n. 3. dezembro, 2017.
6. APHA. **Standart Methods for the Examination of Water and Wasrewater**. 23ª edição. 1998.
7. ARAUJO, A, E; AMORIM, R, F. **Avaliação dos parâmetros físicos e químicos, índice da qualidade da água no rio Saúde, em razão da precipitação**. Universidade Federal de Alagoas. 2006. 144 p. Dissertação de mestrado.
8. AZEVEDO, M, F, C.; GARNIER, J.; CUNHA, L. **Estudo do parâmetro solo nos métodos para a determinação de vulnerabilidade a contaminação de aquíferos em regiões tropicais**. Universidade de Brasília. 2018. Dissertação de mestrado.
9. BARROS, J. C *et al.* **Aplicação do Índice de Qualidade das Águas (IQA-CETESB) no açude Gavião para determinação futura do Índice de Qualidade das Águas Brutas para fins de Abastecimento Público (IAP)**. VII Congresso Norte Nordeste de Pesquisa e Inovação, Palmas, Tocantins, 2012.
10. BARRETO, Luciano *et al.* **Eutrofização em rios brasileiros**. Enciclopédia biosfera, centro científico conhecer - Goiânia, v. 9. n.16. 2013. 15 p.
11. BRASIL, Presidência da República. Lei Nº 9.433, **Política Nacional de Recursos Hídricos**. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 09 de janeiro de 1997. Seção1. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente- CONAMA. RESOLUÇÃO nº 357, de 17 de março de 2005; Brasília. 2005.
12. BASSO, Luis, A *et al.* **A influência da precipitação na concentração e carga de carga de sólidos em cursos d'água urbanos: O caso do arroio Dilúvio, Porto Alegre, RS**. Geosul, Florianópolis, v. 26, n. 52. 2011. p 145-163.
13. BELO, M, F, R; SOUZA, A, L. **Estudo cinético da enzima Catalase (E.C.1.11.6) de extrato bruto de batata doce**. Revista Scientia Plena. v.12. n.7. 2016.

14. BORTOLI, J; REMPEL, C. **Qualidade físico-química e microbiológica da água utilizada para consumo humano e dessedentação animal em propriedades rurais produtoras de leite na região do vale do Taquari**. Lajeado, Rio Grande do Sul, Univates. 2016. 152 p. Dissertação de mestrado.
15. CALLISTO, M.; GONÇALVES Jr, J.F.; MORENO, P. **Invertebrados aquáticos como bioindicadores: Navegando o Rio das Velhas das Minas aos Gerais**. Belo Horizonte. UFMG, v.1, p. 1-12. 2004.
16. CALISTO, M.; GONÇALVES, J, F. Jr. **A vida nas águas das montanhas**. Ciência Hoje, 31 p. 68-71. 2002.
17. CASCÃO, T, A.; VIEIRA, M, N. **Efeitos da variação do pH da água em Ephemeroptera (macroinvertebrados)**. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto em Biologia e Gestão da Qualidade da Água. 2015. Dissertação de mestrado.
18. CAVALCANTE, D, H.; SÁ, M, V, C. **Efeito da fotossíntese na alcalinidade da água de cultivo da tilápia do Nilo**. Revista Ciência Agronômica, v. 41, n. 1, p. 67-72. 2010
19. CETESB. **Matéria orgânica e nutrientes**. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/mortandade-peixes/alteracoes-fisicas-e-quimicas/materia-organica-e-nutrientes>. Acesso em: 15/11/2022.
20. COSTA, C *et al.* **A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação**. Revista Química Nova, v. 31, n. 7, p.1820-1830, 2008.
21. CUNHA, L, S.; BILA, Daniele, M. **Toxicidade Crônica, embriotoxicidade e análise de risco ambiental de antivirais**. Universidade do estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. 2022. 177 p. Tese de doutorado.
22. COUTO, M, R, M.; *et al.* **Análise de variância multivariada aplicada a medidas repetidas**. Ciência e Natura. Edição comemorativa: estatística. v.42. 2020.
23. DAMASIO, B, F. **Uso da análise fatorial exploratória em Psicologia**. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Avaliação Psicológica. p. 213-228. 2012.
24. Disponível em: [www.itaipu.gov.br/energia/rio-parana](http://www.itaipu.gov.br/energia/rio-parana). Acesso em 01/12/2021.
25. Disponível em: [kasvi.com.br/análise-de-agua-monitoramento-qualidade/](http://kasvi.com.br/análise-de-agua-monitoramento-qualidade/). Acesso em 01/12/2021.
26. Disponível em: Programação em R - cbma uminho. RStudio. Acesso em 15/04.
27. DROSE, A *et al.* **Utilização de Métodos Estatísticos Multivariados no Monitoramento de Qualidade da Água da Lagoa Mirim**. Open Journal Systems. v.2. n.4. p 58-67. 2020.
28. ELMACI, A. **Evaluation of physical, chemical and microbiological properties of lake Uluabat, Turkey**. Journal of Environmental Biology March, 2008.
29. ESTEVES, F. **Fundamentos de Limnologia**. 3ª edição. 2011.

30. FERNANDES, T, C,C.; MAZZEO, D,E,C.; MARIN, M,A. **Mechanism of micronuclei formation in polyploidized cells of *Allium cepa* exposed to trifluralin herbicid.** Pesticide Biochemistry and Physiology, v. 88, n. 3. p. 252-259, 2007.
31. MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAs.** Brasília. 1ª ed. 2014.
32. GONZALEZ, R, G; TAYLOR. M, L.; ALFARO, G. **Estudo bacteriano del agua de consumo en una comunidad Mexicana.** Bol Oficina Sanit Panam v.93, p.127- 40. 1982.
33. GUBIANI, E *et al.* **Metapopulation models predict the temporal response of two macrophytes to drought in a subtropical water reservoir.** Ecological Engineering. v. 100. P 1-7. 2017.
34. HAMID, A.; BHAT, S.; JEHANGIR, A. **Local determinants influencing stream water quality.** Applied Water Science. 2020.
35. HONGYU, K.; SANDANIELO, V.; JUNIOR, G. **Análise dos Componentes Principais: resumo teórico, aplicação e interpretação.** Engineering and Science. 2015.
36. HERMES, L.C.; SILVA, A.S. **Avaliação da Qualidade das águas: manual prático.** Brasília: EMBRAPA Informação Tecnológica. 55p. 2004.
37. ISMAIL, I, A, L *et al.* **Cenário emergente do portal nacional de qualidade da água – PNQA.** Revista Engenharia e Tecnologia. v.15. n.1. 2023.
38. KLEIN, C.; AGNE, S, A, A. **Fósforo: de nutriente a poluente.** Revista eletrônica em gestão, educação e tecnologia ambiental. v.8. n.8. 2012.
39. LENZI, E.; FAVERO, L, O, B.; LUCHESE, E. B. **Introdução à química da água: ciência, vida e sobrevivência.** Rio de Janeiro. LTC.2009.
40. LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água.** 3 ed. Campinas. 2010.
41. LIMA, J, B, M.; KOIDE, S. **Estudo de redes de monitoramento de qualidade das águas superficiais - O caso do rio Descoberto.** Universidade de Brasília. Brasília. 126 p. 2004. Dissertação de mestrado.
42. LING, T *et al.* **Influence of Rainfall on the Physicochemical Characteristics of a Tropical River in Sarawak, Malaysia.** Pol. J. Environ. v. 26, n. 5. p. 2053-2065. (2017).
43. LOPES, W, A.; JUNIOR, A, M. **Influência das condições naturais de pH sobre o índice de qualidade das águas na bacia do Ribeirão de Carrancas.** Universidade federal de Lavras. Revista Geografias. v.2. n.6. 2010.
44. MACEDO, J. **Águas e águas: métodos laboratoriais de análises físico-químicas e microbiológicas.** Juiz de Fora. Ortofarma. 2001.

45. MACIEL, J, R, F.; ROMERO, F.; BRAGA, E. **Influência da água no processo de corrosão em tubulações de ETAs e redes de distribuição.** Universidade Federal do Ceará. Trabalho de conclusão de curso. 2019.
46. MALUTA, M, C. **Avaliação da toxicidade sobre Ceriodaphnia Dubia das águas dos rios Atibaia, Jaguari, e efluente tratado de refinaria de petróleo.** Universidade Estadual Paulista. Rio Claro, São Paulo. 69p. 2010. Trabalho de conclusão de curso.
47. MELO, E, D. **Tratabilidade de efluentes de indústrias de cosméticos capilares para redução de toxicidade.** Universidade Federal de Viçosa. 2016. 161 p. Tese de doutorado.
48. MENDES, S, V, B.; ESPINDOLA, E, L, G. **Efeitos do meio de cultivo sobre a sobrevivência, reprodução e sensibilidade de Ceriodaphnia dúbia.** Universidade de São Paulo. São Carlos. 2002. 104 p. Dissertação de mestrado.
49. MENDES, V, C *et al.* **Lixiviação de nitrato em função de lâminas de irrigação em solos argilosos e arenoso.** Irriga & Inovagri. Edição especial. p 47-56. 2015.
50. MENDONÇA, M, L *et al.* **Determinação dos parâmetros físicos e químicos mais relevantes de água de uso doméstico.** Brazilian Journal of Development. v.7, n.1, p. 5475-5488. 2021.
51. MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Vigilância e controle da qualidade da água para consumo.** Secretaria de vigilância em saúde. Brasília. 2006.
52. MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Manual Prático de análise de água.** 4ª edição. Ministério da Saúde/ Fundação nacional da saúde. Brasília, 2013. Editora Copyrigh.
53. MONTE, C, N *et al.* **A influência antrópica na qualidade da água do rio Tapajós, na cidade de Santarém-PA.** Revista Brasileira de Geografia Física v.14. n.06 p.3695-3710. 2021.
54. NOGUEIRA, G.; BRANCO, O. **Extração de areia em cursos d'água e seus impactos. Proposição de uma matriz de interação.** Universidade Federal de Juiz de Fora. 2016. Trabalho de conclusão de curso.
55. NUTRENZI. **Soluções Ambientais. Entendendo as diferenças entre DBO e DQO.** Disponível em: [nutrenzi.com.br/dboo/#:~:text=A%20demanda%20qu%C3%ADmica%20de%20oxig%C3%AAnio,biologicamente%20por%20meio%20de%20microorganismos](http://nutrenzi.com.br/dboo/#:~:text=A%20demanda%20qu%C3%ADmica%20de%20oxig%C3%AAnio,biologicamente%20por%20meio%20de%20microorganismos). Acesso em 21/02/2023.
56. OLIVEIRA, C.; BOAVENTURA, G. **Análise geoquímica, microbiológica e suas implicações em estudos ambientais no rio das antas-Goiás.** Universidade de Brasília. 2015. 131p. Dissertação de Mestrado.
57. OLIVI, C, R.; SPINDOLA, C, M, R.; **A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação.** Química Nova. v. 31, n. 7. p.1820-1830, 2008.
58. OLIVEIRA, J, R.; QUEIROZ, T, M. **Relação sólidos/turbidez no rio Grande Vermelho - MT: afluente do rio Paraguai na cabeceira do Pantanal.** Anais 7º Simpósio de Geotecnologias no Pantanal, Jardim, Mato Grosso do Sul. Embrapa Informática Agropecuária/INPE, p. 201-209. 2018.

59. QUEIROZ, M, T, A.; LEÃO, M, D.; **Avaliação da qualidade da água da sub-bacia do rio Piracicaba e da sua área de influência no reservatório da usina hidrelétrica de Sá Carvalho, Antônio dias, Minas Gerais, Brasil.** Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte. 139 p. 2019. Tese de doutorado.
60. QUEVEDO, C, M, G.; PAGANINI, W, S. **A disponibilização de fósforo nas águas pelo uso de detergentes em pó: aspectos ambientais e de Saúde Pública.** Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo. 2016.
61. PALÀCIO, S, M *et al.* **Toxicidade de Metais em Soluções Aquosas: Um Bioensaio para a Sala de Aula.** Revista Química Nova na Escola. v. 35. n.2, p. 79-83.2013. Disponível em: [http://qnesc.sbq.org.br/online/qnesc35\\_2/03-QS-61-11](http://qnesc.sbq.org.br/online/qnesc35_2/03-QS-61-11).
62. PARRON, L *et al.* **Manual de procedimentos e amostragens e análise físico-química de água.** EMBRAPA. Colombo. 2011.
63. PEIXOTO, J, S.; SILVA, M, G. **Monitoramento da qualidade da água no baixo São Francisco e ações de educação ambiental.** Universidade Federal de Sergipe. 2016. 87 p. Dissertação de mestrado.
64. PIRATOBA, A, R, A *et al.* **Caracterização de parâmetros de qualidade da água na área Portuária de Barbacena, PA, Brasil.** Ambiente & Água. Interdisciplinary Journal of Applied Science. v. 12. n.3. Taubaté, São Paulo. 2017.
65. PORTAL DA QUALIDADE DAS ÁGUAS. Disponível em: [pnqa.ana.gov.br/rede-nacional-rede-monitoramento](http://pnqa.ana.gov.br/rede-nacional-rede-monitoramento). Acesso em: 26/09/2022.
66. POMPÊO, M.; CARLOS, V, M.; DOVAL, J, C. **Aspectos da ecotoxicidade em ambientes aquáticos.** Instituto de Biociências. Universidade de São Paulo. 2022.
67. REETZ, H.; **Fertilizantes e seu uso eficiente.** International Fertilizer Industry Association. São Paulo. Brasil. 2017.
68. RESENDE, A, V.; **Agricultura e qualidade da água: Contaminação por nitrato.** Embrapa. Ministério da Agricultura, pecuária e abastecimento. 2002.
69. ROCHA, A, S.; BADE, M, R. **Geografia da Bacia hidrográfica do Paraná 3: Fragilidades e potencialidades socioambientais.** 1ª ed. Jundiaí, São Paulo. In House. 2018.
70. ROCHA, R, P, F.; FREIRE, D, G, F. **Hidro Química do aquífero costeiro do município de Itarema - Ceará.** Universidade Federal do Ceará. 2015. 312. Tese de Doutorado.
71. SALTON, J, C *et al.* **Cloreto de Potássio na linha de semeadura pode causar danos a soja.** Ministério da agricultura e pecuária. 2002.
72. SANTO, R, E. **Utilização da análise de componentes principais na compressão de imagens digitais.** Instituto do Cérebro, Hospital Israelita Albert Einstein – HIAE, São Paulo (SP), Brasil. Einstein. 2012.

73. SOARES, P, F.; PORTO, M, F. **Projeto e avaliação de desempenho de redes de Monitoramento de qualidade de água utilizando o conceito de entropia.** Universidade de São Paulo. São Paulo. 2001. 242 p. Tese de doutorado.
74. SPERLING, M, V. **Introdução à Qualidade das Águas e Tratamento de Esgotos.** 3 ed. Belo Horizonte. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais. 2005.
75. SPOSITO, T, H, N.; FILHO, M, C. **Matéria seca e acúmulo de nutrientes no Aguapé utilizado para fitorremediação em águas residuárias de suinocultura.** Unesp. 2018. 79 p. Tese de doutorado.
76. SIMEONOV, V.; KRAF, J. **Environmental modeling and interpretation of river water monitoring.** Bioanal. Chem. v. 374, p.898–905, 2002.
77. SILVA, A, E, P *et al.* **Influência da precipitação na análise da água do rio Purus.** Acta Amazônica, v. 38. p. 733-742. 2008.
78. SITU, Q; AKTER, M; JIANXUN, H. **Seasonal and temporal variations of chloride level in riverine environment.** Building Tomorrow's Society.2018
79. SOUZA, Q, S *et al.* **Análise de coliformes totais e termotolerantes-fecais em diferentes pontos da sub bacia do rio Poxim, Sergipe-Brasil.** Agro Forestalis News. v.2 n.2. 2017.
80. STANLEY E, M. **Química Ambiental.** 9<sup>a</sup> edição. Editora Bookman. 2013. Disponível em: minha biblioteca virtual Unioeste.
81. TELLES, D. D.; COSTA. R.H. P. G. **Reuso da água: Conceitos, Teorias e práticas.** São Paulo. Blucher. 311p. 2007.
82. TRINDADE, A, L, C. *et al* **Aplicação de técnicas Estatísticas para avaliação de dados de monitoramento de qualidade das águas superficiais da porção mineira da Bacia do Rio São Francisco.** Universidade Federal de Minas Gerais. 2013. Dissertação de mestrado.
83. VARGAS, P, R.; TOEBE, M.; **Contaminantes ambientais emergentes e variáveis físicas, químicas e microbiológicas de água de consumo humano.** Universidade Federal de Santa Maria, Rio Grande do Sul. 2023. 156 p. Dissertação de Mestrado.
84. VERONA, L, A. **Avaliação de sustentabilidade em agro ecossistemas de base familiar e em transição agroecológica na região sul do Rio Grande do Sul.** Universidade Federal de Pelotas, Pelotas. 2008. 193 p. Tese de Doutorado.
85. VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** DESA-UFMG.1996
86. ZHOU, Y *et al.* **Hydrological and environmental controls of nitrate concentration and flux in streams in an agricultural microcatchment.** Jornal de Hidrologia. v.545. 2017

## ANEXO 1

### Planilha da matriz de correlação dos dados utilizada na análise dos componentes principais

Local	Coleta	Col	pH	ALC	CLO	CE	DBO	DQO	DUR	FT	NO3	NO2	NT	ST	ECOL	COLI
LOC1	mar/22	1	6,93	9,72	3,3	63,2	0,5	1,5	21,2	0,637	0,405	0,043	0,173	31	0,5	2098
LOC1	abr/22	2	6,4	20	5,7	66,7	0,5	1,5	19,6	0,013	1,93	0,029	2,13	60	20	14136
LOC1	mai/22	3	7,25	22,21	6,2	52,8	0,5	1,5	27,6	0,623	1,93	0,017	2,362	60	63	10112
LOC1	jun/22	4	7,08	30,81	3,7	57,2	0,5	1,5	21,2	0,204	1,93	0,019	1,599	60	404	5474
LOC1	jul/22	5	7,06	25,07	5,3	68,2	0,5	1,5	13	0,011	0,405	0,02	0,87	60	10	431
LOC1	ago/22	6	6,87	21,58	2,6	62,1	0,5	1,5	21,6	0,011	0,405	0,011	1,13	46,5	0,5	504
LOC1	set/22	7	6,82	21,21	3,3	57,1	0,5	8	20,8	0,015	1,19	0,018	1,722	67,5	10	488
LOC1	out/22	8	6,8	21,83	4,4	65,9	2,46	1,5	24	0,023	4,47	0,021	5,055	68,5	0,5	487
LOC1	nov/22	9	6,59	21,83	6,9	60,7	1,81	19	22,8	0,027	6,86	0,053	7,44	69	0,5	1872
LOC1	dez/22	10	7,77	36,46	5,7	99,8	2,09	1,5	20,4	0,006	2,23	0,011	2,609	103	0,5	3784
LOC1	jan/23	11	7,55	24,58	4,5	68	1,22	31	27,2	0,016	1,61	0,013	1,839	54,5	20	3873
LOC1	fev/23	12	6,72	49,65	5,9	163,3	2,49	1,5	22,4	0,019	2,21	0,021	3,155	6,5	3,1	2603
LOC2	mar/22	1	7,09	9,84	3,5	68,1	1,21	3	20,8	0,43	0,405	0,086	0,247	33,5	0,5	24196
LOC2	abr/22	2	6,45	21,2	6,3	76,1	1,42	1,5	22,4	0,012	1,3	0,027	1,63	70,5	10	24196
LOC2	mai/22	3	7	22,46	6,7	63,2	1	1,5	28	0,53	2,75	0,044	2,973	72	31	6015
LOC2	jun/22	4	6,93	32,44	4,3	62,4	2,83	1,5	25,2	0,054	1,88	0,019	2,183	63,5	86	749
LOC2	jul/22	5	6,93	22,08	5,2	64,1	1,09	1,5	12,8	0,138	0,81	0,02	1	52	10	765
LOC2	ago/22	6	7,3	20,5	3,8	61,7	2,66	1,5	20,8	0,034	0,405	0,015	1,08	61	0,5	1609
LOC2	set/22	7	7,05	20,33	4,4	60	2,18	8	24	0,034	1,24	0,039	1,794	66	0,5	7701
LOC2	out/22	8	7,69	21,83	5,6	60,7	2,68	1,5	24	0,02	2,06	0,037	2,756	53,5	10	3448
LOC2	nov/22	9	7,37	23,08	7	63,9	5,36	11	24,4	0,027	4,35	0,027	4,97	85	0,5	2489
LOC2	dez/22	10	8,05	22,83	4,9	63,9	2,81	1,5	23,6	0,007	3,11	0,03	3,688	79,5	0,5	3654
LOC2	jan/23	11	7,57	23,83	3,6	65,9	2,57	47	22,4	0,029	0,93	0,02	1,558	52,5	20	8164
LOC2	fev/23	12	7,15	24,95	4,8	72,9	2,33	1,5	22	0,018	0,81	0,019	0,919	52,5	0,5	1904
LOC3	mar/22	1	7,17	9,61	3,7	66,5	1,36	1,5	20,2	0,5755	0,405	0,056	0,428	34	0,5	19863
LOC3	abr/22	2	6,72	22,5	4,7	64,4	1,04	1,5	20,2	0,006	1,3	0,043	1,652	59,5	0,5	6488
LOC3	mai/22	3	7,26	21,71	6,45	53,4	1,9	16	23,2	0,835	1,69	0,028	2,085	66,5	0,5	6867
LOC3	jun/22	4	6,99	42,42	3,75	68	2,15	1,5	23,4	0,053	1,37	0,017	1,568	67,65	31	538
LOC3	jul/22	5	7,01	22,58	5,45	59,65	1,68	1,5	11,8	0,012	1,08	0,016	1,11	58	0,5	1317
LOC3	ago/22	6	7,4	20,21	3,4	61,5	1,36	1,5	20,8	0,021	0,406	0,013	0,9	46,6	0,5	1989
LOC3	set/22	7	7,18	25,82	3,65	65,2	1,22	1,5	22,4	0,01	1,46	0,015	2,042	61,25	0,5	2613
LOC3	out/22	8	7,64	21,46	4,6	59,2	1,36	1,36	24,4	0,011	1,68	0,023	2,253	53,75	63	9804
LOC3	nov/22	9	7,5	24,2	8,1	63,7	3,55	12	22,8	0,012	2,3	0,025	2,81	72	0,5	1,597
LOC3	dez/22	10	8,09	35,8	3,9	63,8	2,59	1,5	21	0,014	0,82	0,014	1,493	72,78	0,5	5012
LOC3	jan/23	11	8,04	24,7	3,4	64,8	1,29	38	24,2	0,025	1,27	0,025	1,661	54,75	20	5794
LOC3	fev/23	12	7,17	23,7	4,5	82,3	2,06	1,5	23,6	0,016	0,83	0,023	1,426	48,75	20	24196

## ANEXO 2

Os comandos executados para realização da PCA no programa RStudio estão descritos a seguir:

```
rm()
setwd("C:/Users/mario/OneDrive/Área de Trabalho/Dissertação final/Estatística")
library(readxl)
VA <- read_excel("Planilha_Pitagoras.xlsx", sheet = "Pita1")
VA <- data.frame(VA)
VA_only <- VA[ ,c(1,2,3)]# removi as 3 primeiras colunas

PCA <- eigen(cor(VA_only)) # PCA sobre a correlação das variáveis
PCA$values # Autovalores
# Critério de retenção de eixos de Kaiser_Guttman (Autovalores > 1) # lambda
PCA1 <- prcomp(VA_only, retx = TRUE, scale. = TRUE)
summary(PCA1) # % de explicações

Eixos <- PCA1$x[,1:5] # 5 eixos com autovalores acima de 1; critério de Kaiser-Guttman
Cor=(cor(VA_only, Eixos[,1:5])); Cor
Autovalores = colSums(Cor^2); Autovalores
Per_Exp = Autovalores/nrow(Cor); Per_Exp

Time <- factor(VA$Col, levels=unique(VA$Col), ordered=TRUE)
Space <- factor(VA$Local)
PC1 <- Eixos[,1]
PC2 <- Eixos[,2]
PC3 <- Eixos[,3]
PC4 <- Eixos[,4]
PC5 <- Eixos[,5]

#PC1.aov <- aov(PC1 ~ Space[1:50] + Time[1:50] + Error(Space[1:50]/Time[1:50]))
MAN<-manova(Eixos ~ Space + Time)
summary(MAN)
summary.aov(MAN)

QMRes_PC1 = 0.5828
PC1_mean_time <- tapply(PC1, Time, mean)
PC1_mean_space <- tapply(PC1, Space, mean)

# Fig PC1 #####
QMRes_PC1 = 0.5828
PC1_mean_time <- tapply(PC1, Time, mean)
PC1_mean_space <- tapply(PC1, Space, mean)

t_stud_time <- qt(0.05/2, 11, lower.tail = FALSE)# t Para IC de 95%
t_stud_space <- qt(0.05/2, 2, lower.tail = FALSE)# t Para IC de 95%

IC_PC1_time <- t_stud_time*sqrt(QMRes_PC1/12)
IC_PC1_space <- t_stud_space*sqrt(QMRes_PC1/3)
```

```

tiff(filename = "PC1.tif",
      width = 20, height = 10, res=300, units = "cm")
par(mfrow=c(1,2), mar=c(3,3,1,1))
Valor.x<-barplot(PC1_mean_space, beside=TRUE, ylim=c(-6,6),
                ylab="",
                xlab="",
                names.arg=c("Balneário1", "Balneário2", "Balneário3"),
                las=1)
mtext("PC1 (Autovalor = 3.48; 24.87 %)", side=2, line=2)
arrows(x0=Valor.x, x1=Valor.x,
        y0=PC1_mean_space-IC_PC1_space, y1=PC1_mean_space+IC_PC1_space,
        code=3, angle=90, length=0.05, col="black")
abline(h=0)
arrows(x0=0.2, x1=0.2, y0=0, y1=5, code=2, angle=35, length=0.10, col="red", lwd=2)
text(0.2,3,paste0(c("NT", "NO3", "DBO", "ST.", "CLO"), collapse = "\n"), pos=4)

Valor.x<-barplot(PC1_mean_time, beside=TRUE, ylim=c(-6,6),
                ylab="",
                xlab="",

names.arg=c("Mar", "Abr", "Mai", "Jun", "Jul", "Ago", "Set", "Out", "Nov", "Dez", "Jan", "Fev"),
                las=2)
arrows(x0=Valor.x, x1=Valor.x,
        y0=PC1_mean_time-IC_PC1_time, y1=PC1_mean_time+IC_PC1_time,
        code=3, angle=90, length=0.05, col="black")
abline(h=0)
arrows(x0=0.2, x1=0.2, y0=0, y1=5, code=2, angle=35, length=0.10, col="red", lwd=2)
text(0.2,3,paste0(c("NT", "NO3", "DBO", "ST.", "CLO"), collapse = "\n"), pos=4)

dev.off() # fim do comando tiff
#####

```

Os comandos descritos foram feitos até a construção do gráfico de scores PC1. Para os demais gráficos basta substituir valores.