



**SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**



NAYARA CRISTINA DE OLIVEIRA HORDONES

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA POR MEIO DE ÍNDICES NUMÉRICOS:
UM ESTUDO DE CASO DO CÓRREGO BREJO ALEGRE EM ARAGUARI (MG)**

Uberlândia, 2022

NAYARA CRISTINA DE OLIVEIRA HORDONES

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA POR MEIO DE ÍNDICES NUMÉRICOS:
UM ESTUDO DE CASO DO CÓRREGO BREJO ALEGRE EM ARAGUARI (MG)**

Dissertação apresentada à Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Federal de Uberlândia, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.

Área de Concentração: Recursos Hídricos e Saneamento

Orientador: Prof. Dr. Ismarley Lage Horta Morais

Uberlândia, 2022

Ficha Catalográfica Online do Sistema de Bibliotecas da UFU
com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).

H811 2022	<p>Hordones, Nayara Cristina de Oliveira, 1985- AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA POR MEIO DE ÍNDICES NUMÉRICOS: UM ESTUDO DE CASO DO CÓRREGO BREJO ALEGRE EM ARAGUARI (MG) [recurso eletrônico] / Nayara Cristina de Oliveira Hordones. - 2022.</p> <p>Orientador: Ismarley Lage Horta Moraes. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Uberlândia, Pós-graduação em Engenharia Civil. Modo de acesso: Internet. Disponível em: http://doi.org/10.14393/ufu.di.2022.558 Inclui bibliografia.</p> <p>1. Engenharia civil. I. Moraes, Ismarley Lage Horta, 1984-, (Orient.). II. Universidade Federal de Uberlândia. Pós-graduação em Engenharia Civil. III. Título.</p> <p style="text-align: right;">CDU: 624</p>
--------------	---

Bibliotecários responsáveis pela estrutura de acordo com o AACR2:
Gizele Cristine Nunes do Couto - CRB6/2091
Nelson Marcos Ferreira - CRB6/3074



UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
 Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil
 Av. João Naves de Ávila, 2121, Bloco 1Y - Bairro Santa Monica, Uberlândia-MG, CEP 38400-902
 Telefone: 34 3239-4137 - www.feciv.ufu.br/ppgec - posgradcivil@ufu.br



ATA DE DEFESA - PÓS-GRADUAÇÃO

Programa de Pós-Graduação em:	Engenharia Civil				
Defesa de:	Dissertação de Mestrado Acadêmico, 285, PPGEc				
Data:	26 de setembro de 2022	Hora de início:	15:30 h	Hora de encerramento:	18:00 h
Matrícula do Discente:	12112ECV017				
Nome do Discente:	Nayara Cristina de Oliveira Hordones				
Título do Trabalho:	Avaliação da qualidade da água por meio de Índices Numéricos: Um estudo de caso do córrego Brejo Alegre em Araguari (MG).				
Área de concentração:	Engenharia Urbana, Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental				
Linha de pesquisa:	Recursos Hídricos e Saneamento				
Projeto de Pesquisa de vinculação:	Monitoramento e controle da qualidade da água em rios.				

Reuniu-se, em sessão pública pela plataforma *ConferênciaWeb* provida pela Universidade Federal de Uberlândia, a Banca Examinadora, designada pelo Colegiado do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, assim composta pelos Professores Doutores: Iván Andrés Sánchez Ortiz - UDENAR, Gregório Sandro Vieira - UFU e Ismarley Lage Horta Morais – UFU orientador da candidata.

Iniciando os trabalhos o presidente da mesa, Ismarley Lage Horta Morais, apresentou a Comissão Examinadora e a candidata, agradeceu a presença do público, e concedeu à discente a palavra para a exposição do seu trabalho. A duração da apresentação da Discente e o tempo de arguição e resposta foram conforme as normas do Programa.

A seguir o senhor(a) presidente concedeu a palavra, pela ordem sucessivamente, aos(às) examinadores(as), que passaram a arguir o(a) candidato(a). Ultimada a arguição, que se desenvolveu dentro dos termos regimentais, a Banca, em sessão secreta, atribuiu o resultado final, considerando o(a) candidato(a):

Aprovado

Esta defesa faz parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre.

O competente diploma será expedido após cumprimento dos demais requisitos, conforme as normas do Programa, a legislação pertinente e a regulamentação interna da UFU.

Nada mais havendo a tratar foram encerrados os trabalhos. Foi lavrada a presente ata que após lida e achada conforme foi assinada pela Banca Examinadora.



Documento assinado eletronicamente por **Ismarley Lage Horta Morais, Professor(a) do Magistério Superior**, em 26/09/2022, às 18:11, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Gregorio Sandro Vieira, Professor(a) do Magistério Superior**, em 26/09/2022, às 18:12, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **IVÁN ANDRÉS SÁNCHEZ ORTIZ, Usuário Externo**, em 26/09/2022, às 21:39, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://www.sei.ufu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **3842206** e o código CRC **6F962283**.

*Com amor ao meu esposo Virgílio e meus
filhos Miguel e Valentina.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela oportunidade e por mais essa vitória em minha vida. Mais uma vez Deus me fortaleceu para chegar ao fim desse desafio.

Ao meu esposo Virgílio, meus filhos Miguel e Valentina, meus queridos pais José Carlos e Miriam, minha querida avó Laura e minhas irmãs Camila e Iana, que sempre estiveram ao meu lado, me apoiando e me incentivando durante todos esses meses de trabalho. Obrigada por me amarem como eu sou e não desistirem de mim. Essa vitória não seria possível se minha família não estivesse ao meu lado.

Agradeço especialmente ao professor Dr. Ismarley Lage Horta, pela orientação, profissionalismo, dedicação e por todo conhecimento compartilhado. Obrigada pela paciência, apoio, por ter acreditado em mim e pela oportunidade de trabalharmos juntos.

Aos membros da banca examinadora, professores Iván Andrés Sánchez Ortiz e Gregório Sandro Vieira, que tão gentilmente aceitaram participar e colaborar com esta dissertação.

A Universidade Federal de Uberlândia (UFU), aos professores, técnicos e secretários do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (PPGEC), por toda a colaboração ao longo do tempo de construção deste trabalho.

RESUMO

Este trabalho teve como objetivo avaliar a qualidade das águas do Córrego Brejo Alegre, na cidade de Araguari, em Minas Gerais, através da análise de parâmetros químicos, físicos e microbiológicos exigidos em legislação, aplicando-se um índice de qualidade da água (IQA). As amostras de água foram coletadas em 02 pontos distintos, escolhidos por terem a contribuição direta de esgoto doméstico, efluentes oriundos de hospitais, frigoríficos, curtumes, charqueadas, indústria de processamento de ossos bovinos e equinos, frigoríficos e outras iniciativas empresariais. O período de coleta ocorreu de maio de 2021 a abril de 2022 e as análises foram efetuadas no Laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Federal de Uberlândia, no Laboratório de físico-química em efluentes líquidos industriais e domésticos do Serviço Nacional de Aprendizagem Industrial Fábio de Araújo Mota de Uberlândia e no Laboratório de análises ambientais da Bioética Ambiental. Os parâmetros investigados foram: pH, oxigênio dissolvido, fósforo total, turbidez, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), coliformes termotolerantes, nitrogênio total, sólidos totais, temperatura, condutividade elétrica, demanda química de oxigênio (DQO), cádmio total, chumbo total, zinco total, cobre dissolvido, clorofila-a, densidade de cianobactérias, óleos e graxas, surfactantes, sulfeto total e cloreto total. Os resultados indicaram que o córrego Brejo Alegre possui qualidade da água ruim em função do lançamento de esgoto sanitário sem tratamento e efluentes industriais. Os resultados dos parâmetros fósforo total, DBO, coliformes termotolerantes, nitrogênio e os metais pesados chumbo e zinco, excederam os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005, para o enquadramento da água doce classe 02, em algum momento durante o período amostral. O índice de qualidade da água permaneceu entre 22 e 49, caracterizando o nível de qualidade muito ruim a ruim, segundo classificação do Instituto Mineiro de Gestão das Águas. Os principais parâmetros de que contribuíram para estes resultados, foram a DBO, fósforo e coliformes termotolerantes. Portanto, os resultados obtidos servem como base para verificar que o córrego Brejo Alegre passa por um processo de degradação da qualidade de suas águas e ainda, podem alertar os órgãos públicos quanto aos possíveis problemas e riscos à saúde pública na região.

Palavras-chave: Qualidade da água – Recursos hídricos – Bacia hidrográfica - Poluição hídrica - Índice de qualidade de água.

ABSTRACT

This study aimed to evaluate the water quality of the Brejo Alegre Stream, in the city of Araguari, Minas Gerais, through the analysis of chemical, physical and microbiological parameters required in legislation, applying a water quality index (WQI). The water samples were collected in 02 distinct points, chosen for having the direct contribution of domestic sewage, effluents from hospitals, refrigerators, tanneries, Charqueadas, bovine and equine bone processing industry, refrigerators, and other business initiatives. The collection period occurred from May 2021 to April 2022 and the analyzes were carried out at the Sanitation Laboratory of the Faculty of Civil Engineering of the Federal University of Uberlândia, at the physical-chemical Laboratory in industrial and domestic liquid effluents of the National Service of Industrial Learning Fábio de Araújo Mota de Uberlândia and the Laboratory of environmental analysis of Bioética Ambiental. The parameters investigated were: pH, dissolved oxygen, total phosphorus, turbidity, biochemical oxygen demand (BOD), thermotolerant coliforms, total nitrogen, total solids, temperature, electrical conductivity, chemical oxygen demand (COD), total cadmium, total lead, total zinc, dissolved copper, chlorophyll-a, cyanobacteria density, oils and greases, surfactants, total sulfide, and total chloride. The results indicated that the Brejo Alegre stream has poor water quality due to sewage and industrial effluents discharge without treatment. The parameters total phosphorus, BOD, thermotolerant coliforms, nitrogen, and heavy metals lead and zinc, exceeded the limits established by CONAMA Resolution 357/2005, for freshwater class 02, at some moment during the sampling period. The water quality index remained between 22 and 49, characterizing the level of very poor to poor quality, according to the Minas Gerais State Water Resources Institute classification. The main parameters that contributed to these results were BOD, phosphorus, and thermotolerant coliforms. Therefore, the results serve as a basis to verify that the Brejo Alegre stream goes through a process of degradation of the quality of its waters and can also alert public agencies about the possible problems and risks to public health.

Keywords: Water quality - Water resources - River basin - Water pollution - Water quality index.

LISTA DE FIGURAS

Figura 01 - Localização de Araguari em Minas Gerais.....	17
Figura 02: Estrutura Geral Do Modelo IQA.....	25
Figura 03 - Curvas médias de variação dos parâmetros de qualidade das águas para o cálculo	26
Figura 04 - Localização da bacia do córrego Brejo Alegre.....	44
Figura 05 - Localização dos pontos de coleta no córrego Brejo Alegre.....	45
Figura 06 - Identificação do córrego Brejo Alegre, indústrias e os pontos de empresas coleta.	46
Figura 07 - Identificação dos pontos de coleta (P01 e P02).....	47
Figura 08 - Ponto de coleta 01.....	48
Figura 09 - Ponto de coleta 02.....	48
Figura 10 – Temperatura e precipitação dos últimos 30 anos em Araguari – MG.....	50
Figura 11 – Variação do pH do córrego Brejo Alegre.	58
Figura 12 – Variação do OD no córrego Brejo Alegre.....	60
Figura 13 – Porcentagem de saturação de OD	62
Figura 14 – Concentração de fósforo total do córrego Brejo Alegre.	64
Figura 15 – Variação da turbidez nos meses de coleta do córrego Brejo Alegre.....	66
Figura 16 – Variação de DBO nos meses de coleta do córrego Brejo Alegre.	68
Figura 17 – Quantificação de coliformes termotolerantes no córrego Brejo Alegre.....	70
Figura 18 – Variação de Nitrogênio total nos meses de coleta do córrego Brejo Alegre.	72
Figura 19 – Concentração de sólidos totais no córrego Brejo Alegre.	74
Figura 20 – Variação da temperatura nos meses de coleta do córrego Brejo Alegre.....	75
Figura 21 – Valores de IQA do córrego Brejo Alegre no período de maio de 2021 a abril de 2022.....	77
Figura 22 - Condutividade elétrica nos meses de coleta do córrego Brejo Alegre.	79
Figura 23 – Concentração de DQO do Córrego Brejo Alegre.	81
Figura 24 – Concentração de Cd total nos meses de coleta do Córrego Brejo Alegre.....	83
Figura 25 – Concentração de Cu dissolvido nos meses de coleta do Córrego Brejo Alegre. ..	83
Figura 26 – Concentração de Pb total nos meses de coleta do Córrego Brejo Alegre.....	84
Figura 27 – Concentração de Zn total nos meses de coleta no Córrego Brejo Alegre.....	85

Figura 28 - Composição taxonômica do fitoplâncton do córrego Brejo Alegre para a classe cyanophyceae.	87
Figura 29 - Concentração de clorofila a no Córrego Brejo Alegre nos meses de coleta.....	88
Figura 30 - Concentração de óleos e graxas nos meses de coleta do Córrego Brejo Alegre. ..	91
Figura 31 - Concentração de surfactantes no Córrego Brejo Alegre durante os meses de coleta.	92
Figura 32 - Concentração de sulfeto total nos meses de coleta do córrego Brejo Alegre.....	94
Figura 33 - Concentração de cloreto total no córrego Brejo Alegre.	95

LISTA DE TABELAS

Tabela 01 - Classes de Qualidade da água doce segundo Resolução CONAMA 357/2005	20
Tabela 02 - Parâmetros de qualidade da água do IQA e respectivo peso.....	25
Tabela 03 - Classificação do IQA CETESB.....	27
Tabela 04 - Classificação do IQA IGAM.....	28
Tabela 05 - Metais pesados com alto potencial de risco a saúde humana.....	40
Tabela 06 - Pontos de Coleta para análise de água no Córrego Brejo Alegre.....	47
Tabela 07 - Médias climatológicas em Araguari - MG.....	49
Tabela 08 - Parâmetros monitorados, metodologias adotadas e unidade	52
Tabela 09 - Equações representativas das curvas de qualidade do NSF adaptada pela CETESB	53
Tabela 10 - Qualidade da água para fins de enquadramento segundo classes da Resolução CONAMA nº357/2005.....	55
Tabela 11 - Avaliação dos parâmetros segundo classificação da Resolução CONAMA 357/05	56
Tabela 12 – Estatística básica para os dados de IQA	77
Tabela 13 – Concentração dos metais Cd, Pb, Zn e Cu no Córrego Brejo Alegre.....	82
Tabela 14 – Limites estabelecidos na Resolução CONAMA nº 357/05 para cursos d’água classe 02.....	82
Anexo 01 - Parâmetros analisados durante os meses de coleta no córrego Brejo Alegre.....	5
Anexo 02 – Densidade de cianobactérias no córrego Brejo Alegre no período de coleta.	7

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA - Agência Nacional das Águas

Cd - cádmio

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo

Cl - cloreto

CL 02 – Classe 02 CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente

Cu – cobre

DBO - demanda bioquímica de oxigênio

DQO - demanda química de oxigênio

ETE – Estação de Tratamento de Esgoto

IET - Índice do Estado Tráfico

IGAM - Instituto Mineiro de Gestão das Águas

IQA - Índice de Qualidade das Águas, (adimensional)

km - quilômetros

km² - quilômetros quadrados (área)

NSF - National Sanitation Foundation

Pb - chumbo

pH - potencial hidrogeniônico

PNMA - Política Nacional do Meio Ambiente

SABESP - Companhia de Saneamento básico do estado de São Paulo.

SAE – Superintendência de Água e Esgoto

SMEWW - Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater U.S.

SST – Sólidos Suspensos Totais

EPA - Environmental Protection Agency

UASB - Upflow Anaerobic Sludge Blanket

Zn – zinco

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	15
2. OBJETIVOS	18
2.1 OBJETIVO GERAL	18
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	18
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	19
3.1 LEGISLAÇÃO	19
3.2 QUALIDADE DE ÁGUA	21
3.3 ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA (IQA)	23
3.4 PARÂMETROS INDICADORES DE QUALIDADE DE ÁGUA	29
4. MATERIAIS E MÉTODOS	44
4.1 ÁREA DE ESTUDO	44
4.2 PONTOS DE COLETA	45
4.3 PLANO DE AMOSTRAGEM E COLETA	49
4.4 DETERMINAÇÃO DO IQA	52
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES	55
5.1 ENQUADRAMENTO DO CÓRREGO BREJO ALEGRE	56
5.2 ANÁLISE DOS PARÂMETROS QUE COMPÕEM O IQA	57
5.2.1 pH	57
5.2.2 Oxigênio dissolvido	59
5.2.3 Fósforo total	63
5.2.4 Turbidez	65
5.2.5 DBO	67
5.2.6 Coliformes termotolerantes	69
5.2.7 Nitrogênio total	71
5.2.8 Sólidos totais	73

5.2.9 Temperatura	74
5.3 CÁLCULO DO IQA	76
5.4 CONDUTIVIDADE ELÉTRICA	78
5.5 DQO	80
5.6 METAIS PESADOS	82
5.7 DENSIDADE DE CIANOBACTÉRIAS E CLOROFILA-A.....	85
5.8 ÓLEOS E GRAXAS	90
5.9 SURFACTANTES	91
5.10 SULFETO TOTAL.....	93
5.11 CLORETO TOTAL	94
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	96
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	97

1. INTRODUÇÃO

A água é um dos recursos naturais mais vitais para toda a vida na Terra. A disponibilidade e a qualidade da água sempre desempenharam um papel importante na determinação não só do local onde as pessoas podem viver, mas também da sua qualidade de vida. Por conseguinte, é necessário que a qualidade da água potável seja verificada a intervalos regulares, porque a população humana pode sofrer com uma variedade de doenças transmitidas pela água devido a água potável contaminada (POONIA et al., 2015).

Para cada ser vivo, a água é um recurso essencial para sobreviver. Devido ao aumento da população, à sobre-exploração dos recursos hídricos para vários usos, à poluição doméstica, industrial e agrícola, a água está se tornando um recurso escasso em quantidade e qualidade (THAKUR et al., 2021).

A nível humano, a água não pode ser vista isoladamente do saneamento. Juntos, eles são vitais para reduzir a carga global de doenças e melhorar a saúde, educação e produtividade econômica das populações (UN, 2022).

A importância do saneamento e sua relação com a saúde humana são preocupações desde a existência das primeiras aglomerações urbanas, sendo comprovada em qualquer parte do mundo a relação de doenças com a inexistência ou precárias soluções sanitárias. Os dejetos humanos sabidamente são veículos de microrganismos patogênicos de várias doenças, como febre tifoide, diarreias infecciosas, esquistossomose etc. (QUEIROZ, 2018).

Outra importante razão para tratar os esgotos é a preservação do meio ambiente. As substâncias presentes nos esgotos exercem ação deletéria nos corpos de água: a matéria orgânica pode causar a diminuição da concentração de oxigênio dissolvido provocando a morte de peixes e outros organismos aquáticos, escurecimento da água e exalação de odores desagradáveis; é possível que os detergentes presentes nos esgotos provoquem a formação de espumas em locais de maior turbulência da massa líquida; defensivos agrícolas determinam a morte de peixes e outros animais. Há, ainda a possibilidade de eutrofização pela presença de nutrientes, provocando o crescimento acelerado de algas que conferem odor, gosto e biotoxinas à água (CETESB, 2021).

A água apresenta como característica um alto poder de dissolução, diferenciando-se pelas características do solo da bacia hidrográfica, também atua como meio de transporte, em escoamento superficial e subterrâneo, permitindo que as características de um mesmo curso d'água alterem-se temporal e espacialmente (LÍBANIO, 2008).

Por ser um recurso finito e comum a todos, deve ser mantida dentro de alguns padrões e limites, por suas características mensuráveis conforme a natureza química, física e biológica. No Brasil, a Resolução nº 357 de 17 de março de 2005 do CONAMA, estabelece condições de qualidade para o enquadramento dos corpos hídricos e seus usos preponderantes, fixando limites superiores ou inferiores para os parâmetros de qualidade em sistemas de água doce, salina e salobra.

A legislação mencionada exige que sejam realizados monitoramentos regulares da qualidade das águas em todos os mananciais aquáticos no Brasil. Indicadores operacionais de qualidade da água tornam-se ferramentas relevantes de acompanhamento e identificação de áreas que requeiram melhorias. Contudo, a falta de recursos humanos qualificados e a grande área territorial existente, impede que monitoramentos sejam frequentes e com resultados confiáveis.

O Índice de Qualidade das Águas (IQA), desenvolvido pela *National Sanitation Foundation*, em 1970, e utilizado primeiramente no Brasil pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), é o principal indicador para avaliar a qualidade da água dos corpos hídricos. Enquanto companhias de saneamento utilizam o IQA para avaliar as condições da água bruta, órgãos de gestão das águas monitoram, de maneira mais ampla, as águas superficiais de sua jurisdição por meio desse indicador (SANTOS et al., 2018).

A cidade de Araguari está localizada no Triângulo Mineiro (Figura 1) e possui uma área de 2.729 km², sendo 97 km² de área urbana, 2.632 km² de área rural, e população de 116.871 mil habitantes (PREFEITURA MUNICIPAL DE ARAGUARI, 2021). Grande parte do seu esgoto é direcionado para o centro da cidade e lançado ao médio curso do Córrego Brejo Alegre.

Figura 01 - Localização de Araguari em Minas Gerais



Fonte: Adaptado de GOOGLE MAPS, 2022

O córrego Brejo Alegre é o principal receptor de esgoto e água pluvial no perímetro urbano da cidade (BORGES, 2012). Indo adiante, este curso d'água desagua na Bacia Hidrográfica do Rio Jordão, o qual é afluente da margem esquerda do Rio Paranaíba na divisa do estado de Minas Gerais com Goiás.

Além de receber grande parte do esgoto bruto produzido na cidade, o córrego Brejo Alegre recebe efluentes de diversas tipologias industriais como matadouro, curtume, bem como o esgoto sanitário tratado na Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) municipal. Nesse sentido, o presente trabalho tem como objetivo verificar a qualidade de água de um trecho do Córrego Brejo Alegre, através da análise de parâmetros químicos, físicos e microbiológicos exigidos em legislação, aplicando-se um Índice de qualidade de água (IQA). O estudo tem o intuito de avaliar a qualidade da água e a adequação do curso d'água aos fins previstos para este manancial.

O trabalho está estruturado em seis capítulos. No primeiro capítulo, "Introdução", é feita a apresentação do tema da pesquisa, uma contextualização sobre a importância da qualidade de água e justificativa da pesquisa desenvolvida.

No segundo capítulo, “Objetivos”, é descrito o propósito deste trabalho, de forma a avaliar a qualidade das águas do Córrego Brejo Alegre, na cidade de Araguari, em Minas Gerais, através da análise de parâmetros químicos, físicos e microbiológicos exigidos em legislação, aplicando-se um índice de qualidade da água (IQA).

O terceiro capítulo “Revisão Bibliográfica”, trata das legislações aplicáveis, a importância da qualidade nos corpos hídricos, o índice e os parâmetros indicadores da qualidade da água.

No quarto capítulo “Material e métodos” são descritos todos os materiais, equipamentos, pontos de coleta na área de estudo e os métodos utilizados para a determinação do IQA.

Já no quinto capítulo, “Resultados e discussões”, são apresentados os resultados das concentrações dos parâmetros obtidos fazendo comparações com estudos semelhantes no córrego Brejo Alegre, associando a outros cursos d’água e o cálculo do IQA do córrego.

Por fim, o sexto capítulo, “Considerações finais”, reuniu os principais resultados referente a pesquisa quanto ao cumprimento dos objetivos do pesquisa.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a qualidade da água do Córrego Brejo Alegre no município de Araguari usando o índice de qualidade da água (IQA).

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Realizar análise de parâmetros físicos, químicos e biológicos da água em dois pontos distintos ao longo do Córrego Brejo Alegre no município de Araguari;
- Calcular o Índice de Qualidade das Águas (IQA) nos pontos de amostragem; e
- Comparar resultados obtidos com especificações da legislação vigente e com dados oriundos de outras pesquisas realizadas anteriormente com mesma finalidade.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 LEGISLAÇÃO

O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), no uso das competências que lhe são conferidas pela Lei no 6938, de 31 de agosto de 1981, é responsável pela deliberação e consulta da Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA) no Brasil, juntamente com Ministério do Meio Ambiente.

A classificação das águas superficiais no Brasil foi definida de acordo com a Resolução 20 de 1986 do CONAMA, e neste momento as águas subterrâneas ainda não possuíam uma classificação. Seus objetivos principais foram criar um instrumento para avaliar a evolução da qualidade das águas e reformular a classificação existente, para melhor distribuir os usos das águas, melhor especificar as condições e padrões de qualidade requeridos, sem prejuízo de posterior aperfeiçoamento. Esta Resolução estabeleceu nove classes das águas, em doces, salobras e salinas, segundo seus usos preponderantes.

As principais críticas por parte dos pesquisadores, quanto a Resolução CONAMA 20, foram com relação aos critérios para a definição das classes dos corpos de água e os padrões de qualidade exigidos para estas classes. As definições de classes não levavam em consideração as características do ecossistema do corpo de água. Além disso, a lista dos parâmetros de qualidade era extremamente extensa e os parâmetros difíceis de serem verificados (FORGIARINI, 2019).

Assim, após quase vinte anos, estabeleceu-se a Resolução nº 357 de 17 de março de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de águas superficiais e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes e dá outras providências (o padrão de lançamento foi alterado pela Resolução 430/2011). Surge com a necessidade de serem criados instrumentos para avaliar a evolução da qualidade das águas, em relação aos níveis estabelecidos para contato direto ou prolongado da água e onde ainda, possa haver a possibilidade de ingerir quantidades significativas de água, garantindo assim a saúde e bem estar do ser humano.

O capítulo II no artigo 3º da Resolução nº 357/2005 trata sobre a classificação dos corpos de água e diz que —As águas doces, salobras e salinas do Território Nacional são classificadas, segundo a qualidade requerida para os seus usos preponderantes, em treze classes de qualidade, sendo 5 classes para águas doces e 4 classes para cada um dos outros dois tipos (salobras e salinas). As águas doces são classificadas em classe especial, classe 1, classe 2, classe 3 e classe 4 (Tabela 01). Já as águas salinas e salobras têm a mesma classificação, excetuando a classe 4 (SILVEIRA, 2014).

Tabela 01 - Classes de Qualidade da água doce segundo Resolução CONAMA 357/2005

Classes de qualidade	Finalidade
Classe Especial	<ul style="list-style-type: none"> - abastecimento para consumo humano, com desinfecção; - à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; e - à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.
Classe 1	<ul style="list-style-type: none"> - ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; - à proteção das comunidades aquáticas; - à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA 274 DE 2000; - à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; e - à proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.
Classe 2	<ul style="list-style-type: none"> - ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; - à proteção das comunidades aquáticas; - à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA 274 de 2000; - à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e -à aquicultura e à atividade de pesca
Classe 3	<ul style="list-style-type: none"> - ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; - à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; -à pesca amadora; - à recreação de contato secundário; e - à dessedentação de animais.
Classe 4	<ul style="list-style-type: none"> - à navegação e à harmonia paisagística

Fonte: CONAMA 357, 2005.

O enquadramento dos corpos hídricos em classes segundo os principais usos da água tem como objetivo indicar a meta de qualidade das águas em função dos tipos de uso, tendo como parâmetro a Resolução CONAMA nº 357/2005. O instrumento busca garantir às águas uma qualidade em harmonia com os usos mais exigentes a que forem designadas, ao mesmo tempo minimizando gastos com o combate à poluição (MACHADO et al., 2019).

Em 2011, foi publicada a Resolução de nº 430 do CONAMA para complementar e alterar a Resolução nº 357/2005. A Resolução nº 430/2011 dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes. Segundo a Resolução, os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados diretamente nos corpos receptores após o devido tratamento e desde que obedeçam às condições, padrões e exigências dispostos nesta Resolução e em outras normas aplicáveis. E ainda, o lançamento indireto de efluentes no corpo receptor deverá observar o disposto na Resolução quando verificada a inexistência de legislação ou normas específicas, disposições do órgão ambiental competente, bem como diretrizes da operadora dos sistemas de coleta e tratamento de esgoto sanitário.

3.2 QUALIDADE DE ÁGUA

A água é um recurso fundamental para todos os tipos de vida, em especial para a sobrevivência humana e de ecossistemas saudáveis, desenvolvimento socioeconômico, produção de energia e alimentos, servindo de elo crucial entre a sociedade e o ambiente. Porém vários são os fatores que podem influenciar a disponibilidade e a qualidade da água, principalmente ao que se refere a sua destinação para o abastecimento público (US, 2022; BARROS et al., 2018; ALVES et al., 2019).

Todos os processos químicos complexos envolvidos no desenvolvimento e manutenção de organismos vivos estão sensivelmente em sintonia com as propriedades físicas da água. Consequentemente, a água é fundamental para o desenvolvimento socioeconômico, para ecossistemas saudáveis e para a própria sobrevivência humana. É vital para reduzir a carga global de doenças e melhorar a saúde, o bem-estar e a produtividade das populações (ADDISIE, 2022).

Apesar da reconhecida importância da água doce, existem muitas ameaças à sua qualidade, comprometendo assim a disponibilidade dos serviços ecossistêmicos por ela oferecidos. Essa situação representa uma grande preocupação nos países em desenvolvimento, embora também esteja ocorrendo nos países desenvolvidos (VÖRÖSMARTY, et al., 2010). Milhões de pessoas, especialmente nos países em desenvolvimento, usam fontes de água de baixa qualidade, ou tem que arcar com altos custos da água tratada, além de muitas vezes não contarem com abastecimento de água ou fontes próximas às residências (OMAROVA et al., 2019).

A água também é uma questão de direitos. À medida que a população global cresce, há uma necessidade crescente de equilibrar todas as demandas comerciais concorrentes sobre os recursos hídricos, para que as comunidades tenham o suficiente para suas necessidades (US, 2022). Ainda que seja um direito humanitário, o Brasil possui uma baixa cobertura em saneamento básico que permita um adequado abastecimento de água, implicando negativamente sobre a saúde das pessoas, além de incidir em problemas de poluição sobre os ecossistemas (SILVA; HELLER, 2016).

O mal uso da água tem levado à escassez em algumas regiões e há riscos de um colapso que pode levar à falta de água em todo o planeta. Para evitar que isso ocorra, há necessidade de políticas e estratégias de gestão que assegurem o uso desse recurso a partir dos princípios da sustentabilidade, possibilitando equilibrar o seu uso com fins econômicos, ao bem estar e ao acesso à água potável, especialmente pelas populações mais pobres (VERIATO et al., 2015).

O desenvolvimento social e econômico de qualquer país pode ser medido na disponibilidade de água de boa qualidade e na capacidade de conservação e proteção dos mananciais. Uma das causas fundamentais do aumento de consumo de água e da rápida deterioração da qualidade é o aumento da população mundial e a taxa de urbanização (SILVA, 2003).

Após séculos de exploração ambiental, o mundo começou a se atentar para o fato de que os recursos hídricos mundiais são finitos. Levantou-se então um alerta para que todos assumam uma postura mais protetora e consciente, baseada no reaproveitamento e adoção de medidas sustentáveis.

A qualidade de uma determinada água está relacionada em função das condições naturais e do uso e da ocupação do solo na bacia hidrográfica seguida dos seguintes fatores: condições naturais, interferência do homem, qualidade de uma água existente e qualidade desejável para água. (VON SPERLING, 2005).

Uma boa qualidade dos recursos hídricos depende de um grande número de parâmetros físico-químicos e da magnitude e fonte de qualquer carga de poluição; e, para avaliar isso, é essencial monitorizar estes parâmetros (SERAJUDDIN et al., 2019).

A avaliação de dados relativos à qualidade de água é uma importante ferramenta na gestão de recursos hídricos. Os dados devem ser monitorados de forma sistemática em pontos de amostragem selecionados, visando acompanhar a evolução das condições de qualidade da água ao longo do tempo, as mudanças temporais e espaciais na área escolhida. A capacidade de monitoramento avançado com a elaboração de banco de dados e produção de softwares adequados à gestão é uma metodologia de grande alcance muito aplicada. (TUNDISI, 2008).

3.3 ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA (IQA)

O modelo de Índice de Qualidade de Água (IQA) é uma ferramenta utilizada frequentemente para avaliar a qualidade da água superficial ou subterrânea com base em critérios locais de qualidade da água em um único valor ou índice (UDDIN et al., 2021).

O método IQA tem sido aplicado para diferentes propósitos, para qualidade da água subterrânea (JHA et al., 2020; SAHOO et al., 2020; SEIFI et al., 2020), pântanos (SARKAR et al., 2021; HONG et al., 2020; SINGH et al., 2020) e principalmente para a qualidade da água superficial, especialmente para a água de rio, (QU et al., 2020; PESSOA et al., 2020; GHIMIRE et al., 2019; ŞENER et al., 2017).

O IQA foi desenvolvido pela *National Sanitation Foundation (NSF)* com base em um estudo realizado em 1970, para avaliar a qualidade dos corpos d'água e monitorar as alterações espaciais ou temporais da qualidade da água, que está relacionada à contaminação por esgoto doméstico, resíduos industriais ou agropecuários (ANDRADE et al., 2005; SÁNCHEZ et al., 2007; LOPES et al., 2008; FERREIRA et al., 2015; CETESB, 2021). Sua criação baseou-se

numa pesquisa de opinião junto a especialistas em qualidade de águas, que indicaram as variáveis a serem avaliadas, o peso relativo e a condição com que se apresenta cada parâmetro, segundo uma escala de valores. Das 35 variáveis indicadoras de qualidade de água inicialmente propostas, somente nove foram selecionadas para compor o IQA-NSF: oxigênio dissolvido, coliformes tolerantes, potencial hidrogeniônico (pH), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), temperatura, nitrato, fosfato, turbidez e sólidos totais, as quais possuem pesos que foram estabelecidos de acordo com sua importância para conformação global da qualidade da água.

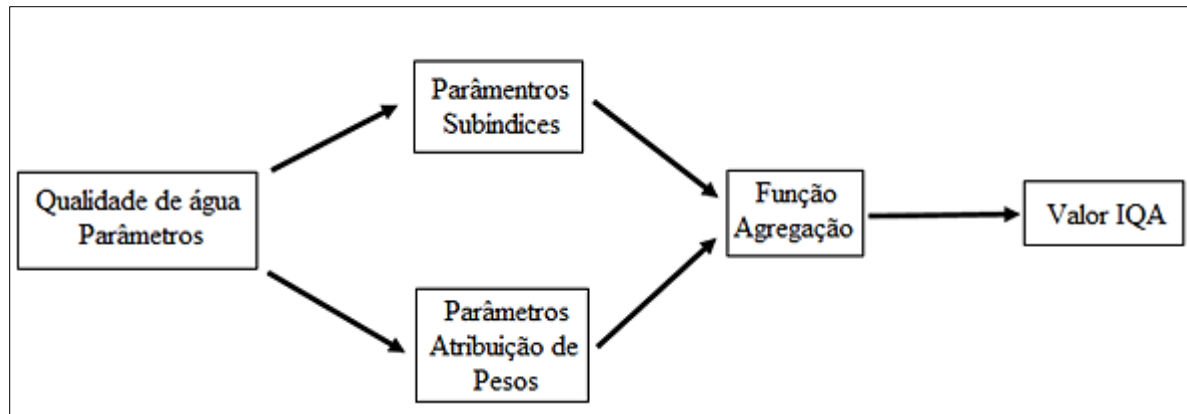
Em sua maioria, a estrutura geral dos modelos de IQA contém quatro etapas principais (ABBASI et al., 2012; SUTADIANET et al., 2018, UDDIN et al., 2021), (Figura 02):

- 1) Seleção dos parâmetros de qualidade da água: um ou mais parâmetros de qualidade da água são selecionados para inclusão na avaliação;
- 2) Geração dos subíndices de parâmetros: as concentrações de parâmetros são convertidas em subíndices.
- 3) Atribuição dos valores de peso dos parâmetros: os parâmetros são ponderados dependendo de sua importância para a avaliação; e
- 4) Cálculo do índice de qualidade da água usando uma função de agregação: os subíndices de parâmetros individuais são combinados usando as ponderações para fornecer um único índice geral. Uma escala de classificação é geralmente usada para categorizar/classificar a qualidade da água com base no valor geral do índice.

A CETESB no ano de 1975 adaptou a metodologia da *NSF* para ser utilizada no Brasil na obtenção do IQA, substituindo o fosfato total e nitrato total, pela análise da concentração de nitrogênio total e fósforo total, mantendo-se os mesmos pesos (Tabela 02).

O IQA é atualmente, o principal índice de qualidade da água utilizado no Brasil. Caracteriza, principalmente, a contaminação dos corpos d'água ocasionada pelo esgoto doméstico (CETESB, 2021).

Figura 02: Estrutura Geral Do Modelo IQA.



Fonte: A Autora.

Tabela 02 - Parâmetros de qualidade da água do IQA e respectivo peso.

Parâmetro de qualidade de água	Peso
Oxigênio dissolvido	0,17
Coliformes termotolerantes	0,15
Potencial Hidrogeniônico (pH)	0,12
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)	0,10
Temperatura da água	0,10
Nitrogênio total	0,10
Fósforo total	0,10
Turbidez	0,08
Resíduo total	0,08

Fonte: ANA, 2022.

O IQA pode ser calculado através do método aditivo (IQAa), representado pela Equação 01 e pelo método multiplicativo (IQAm), Equação 02. Inicialmente, o método aditivo foi proposto em estudos, pois é de fácil compreensão e determinação, porém não é representativo para eventual valor baixo de um dos parâmetros. Com isso, o método multiplicativo apresenta uma maior representatividade dos parâmetros, pois os pesos dos mesmos são as potências dos pontos de cada parâmetro de qualidade da água (LIBÂNIO, 2010).

$$IQAa = \sum_{i=1}^n w_i \cdot q_i \text{ (Equação 01)}$$

$$IQAm = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \text{ (Equação 02)}$$

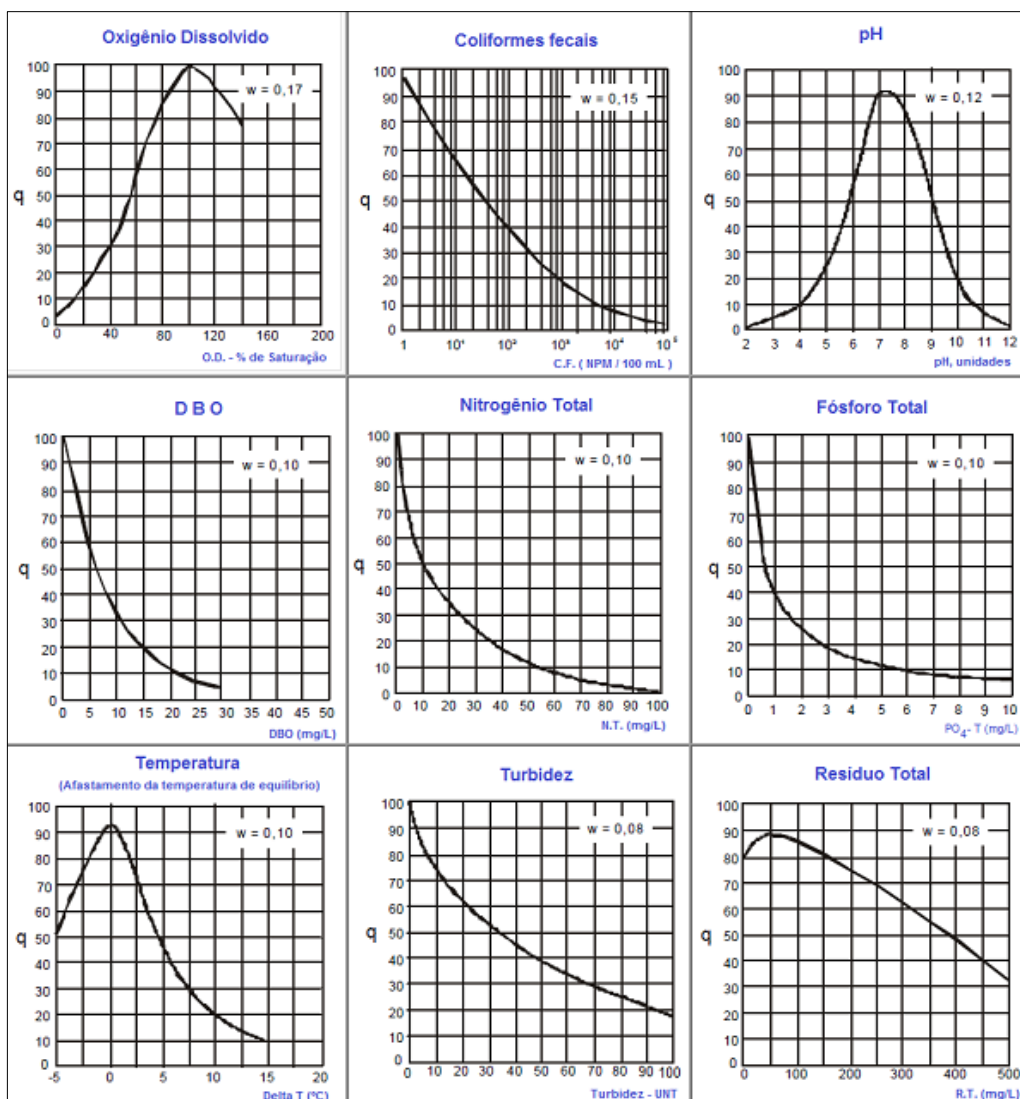
Em que:

- IQAa = Índice de Qualidade da Água Aditivo. Número entre 0 e 100;
- IQAm = Índice de Qualidade da Água Multiplicativo. Número entre 0 e 100;
- q_i = qualidade do i -ésimo parâmetro. Um número entre 0 e 100, obtido do respectivo gráfico de qualidade, em função de sua concentração ou medida (resultado da análise da Figura 03);
- n = número de parâmetros que entram no cálculo do IQA; e
- w_i = peso correspondente ao i -ésimo parâmetro fixado em função da sua importância para a conformação global da qualidade, isto é, um número entre 0 e 1 (Tabela 02).

Foram estabelecidas curvas de variação da qualidade das águas de acordo com o estado ou a condição de cada parâmetro. Estas curvas de variação, sintetizadas em um conjunto de curvas médias, bem como seu peso relativo (w) correspondente. Além de seu peso, cada parâmetro possui um valor de qualidade (q), obtido do respectivo gráfico de qualidade em função de sua concentração ou medida (ANA, 2022), como pode ser verificado na Figura 03.

A partir do cálculo efetuado, pode-se determinar a qualidade das águas brutas, que é indicada pelo IQA, variando numa escala de 0 a 100, sendo o zero (pior qualidade) a e 100 (melhor qualidade). A CETESB utiliza os valores de referência descritos da Tabela 03.

Figura 03 - Curvas médias de variação dos parâmetros de qualidade das águas para o cálculo do IQA.



Fonte: ANA, 2022.

Tabela 03 - Classificação do IQA CETESB

Categoria	Ponderação
ÓTIMA	$79 < IQA \leq 100$
BOA	$51 < IQA \leq 79$
REGULAR	$36 < IQA \leq 51$
RUIM	$19 < IQA \leq 36$
PÉSSIMA	$IQA \leq 19$

Fonte: CETESB, 2021.

O IGAM (Instituto Mineiro de Gestão das Águas) realiza o monitoramento da qualidade dos recursos hídricos em Minas Gerais, assim como a CETESB, utiliza os mesmos parâmetros da

NSF, com metodologia de cálculo desenvolvida e baseada nas curvas também obtidas pela *NSF* e estudos correlatos desenvolvidos principalmente no Brasil, porém a classificação do IQA possui nomenclatura diferente. Neste trabalho serão utilizados valores de referência do IGAM (Tabela 04).

Tabela 04 - Classificação do IQA IGAM

Nível de qualidade	Faixa
EXCELENTE	$90 < IQA \leq 100$
BOM	$70 < IQA \leq 90$
MÉDIO	$50 < IQA \leq 70$
RUIM	$25 < IQA \leq 50$
MUITO RUIM	$0 \leq IQA \leq 25$

Fonte: IGAM, 2022.

Muitos pesquisadores têm desenvolvido trabalhos utilizando o IQA. Caldas (2021), analisou a evolução espaço-temporal da qualidade da água ao longo do eixo leste do projeto de integração do rio São Francisco com bacias hidrográficas do nordeste setentrional, analisando resultados de 21 parâmetros físicos, químicos e biológicos e o Índice de Qualidade da Água (IQA) correspondentes a 19 estações de monitoramento da qualidade da água ao longo do eixo, percorrendo desde a captação, os reservatórios projetados entre os canais, até açudes receptores das águas do projeto, coletados entre 2014 e 2019. Classificou as águas das bacias envolvidas no Eixo Leste predominantemente nas classes Boa e Ótima, à exceção da bacia do Paraíba, onde preponderaram as classes Boa e Regular, com dois episódios da classe Ruim ocorridos em 2014 e 2015.

Kalagbor et al (2019), fez uma análise da qualidade de água dos rios Kaani e Kpean na cidade de Bori no estado de Rivers, na Nigéria, por meio de quinze parâmetros físico-químicos, em três meses consecutivos da estação chuvosa do ano de 2017. As concentrações de todos os parâmetros analisados foram comparadas com as diretrizes da Organização Mundial da Saúde (OMS) para água potável. Determinou-se também o Índice de Qualidade da Água da National Sanitation Foundation (IQA NSF) e o Índice Aritmético Ponderado de Qualidade da Água (IQA IA) foram usados para tal avaliação. Os valores obtidos foram para o IQA NSF de 59,77 e do IQA IA de 63,45 e, de 1,68 e 6,04, para para Kaani e Kpean respectivamente. Este estudo

mostrou que nos meses da estação chuvosa, esses dois rios apresentam boa qualidade de água e estão aptos para uso.

Já Vasconcelos (2012) manteve o propósito de promover uma avaliação integrada da qualidade da água do rio Uberabinha, na cidade de Uberlândia - Minas Gerais – Brasil. A pesquisa foi baseada na caracterização química dos sedimentos, por serem substratos para uma grande variedade de organismos, que alimenta níveis tróficos superiores e na utilização de peixes como bioindicadores de genotóxicos. Nas amostras de água foram avaliados os parâmetros de temperatura, pH, odor, cor, turbidez, dureza total, fluoretos, fosfato, cloretos, nitratos, nitritos, nitrogênio amoniacal, sulfatos, sulfetos, cloro residual, surfactantes, oxigênio dissolvido, sólidos totais dissolvidos, DQO, DBO, bário, coliformes totais e coliformes termotolerantes, para posteriormente ser calculado o IQA. Obteve-se com os valores médios das análises dos parâmetros estudados, o IQA na faixa entre 50 e 70, caracterizando nível médio de qualidade.

Paula (2011) realizou estudos no sentido de avaliar a capacidade de autodepuração do rio Jordão, considerando as contribuições reais do córrego Brejo Alegre em período de estiagem e em período chuvoso e, através das análises físico-químicas, determinou o IQA do córrego Brejo Alegre e rio Jordão. De acordo com a classificação de qualidade de água do IGAM (2022), todos os pontos de coleta do rio Jordão ficaram na faixa de 70 a 90 indicando nível bom de qualidade da água, já o ponto de coleta do córrego Brejo Alegre encontrou-se na faixa 50 a 70, com nível médio para o ponto coletado. Este estudo foi desenvolvido antes da implantação da ETE Brejo Alegre e será de grande valia na comparação dos resultados obtidos pelo presente trabalho.

3.4 PARÂMETROS INDICADORES DE QUALIDADE DE ÁGUA

- POTENCIAL HIDROGENIÔNICO (pH)

A sigla pH significa potencial (ou potência) hidrogeniônico e representa a atividade de íons H^+ em escala antilogarítmica. Os valores da escala usualmente variam entre 0 e 14, sendo índices de alcalinidade ($pH > 7,0$), neutralidade ($pH = 7,0$) e acidez ($pH < 7,0$).

O valor do pH influencia na distribuição das formas livre e ionizada de diversos compostos químicos, tem a capacidade de aumentar ou reduzir o grau de solubilidade de muitas substâncias e de conferir o nível de toxicidade de diversos elementos.

O pH de um corpo hídrico é atribuído às características do solo, à presença de ácidos húmicos e/ou atividade fotossintética intensa. A variação do pH nas águas superficiais ocorre principalmente em consequência do lançamento de esgotos domésticos e industriais que alteram o equilíbrio químico e biológico do ambiente. (LIBÂNIO, 2010).

Muitos rios contêm ecossistemas subaquáticos muito sensíveis e, mesmo pequenas mudanças de pH podem impactar em grande parte a biodiversidade relativa. Com o aumento das emissões de carbono e da poluição, grandes massas de água estão absorvendo mais carbono e, conseqüentemente, os níveis de pH dos rios podem mudar rapidamente (SRIVASTAVA et al., 2021; LINDA, 2018).

O Potencial Hidrogeniônico afeta o metabolismo de várias espécies aquáticas. A Resolução CONAMA 357/2005 estabelece que para a proteção da vida aquática o pH deve estar entre 6 e 9. Alterações nos valores de pH também podem aumentar o efeito de substâncias químicas que são tóxicas para os organismos aquáticos, tais como os metais pesados (ANA, 2021).

- OXIGÊNIO DISSOLVIDO

O oxigênio dissolvido (OD) é reconhecido como o parâmetro mais importante para expressar a qualidade da água. A escolha do manancial para abastecimento com menos impactos ambientais, já determina que o oxigênio dissolvido é considerado como parâmetro relevante, nas operações em estações de tratamento de água (LIBÂNIO, 2010).

A concentração de OD em um corpo d'água qualquer é controlada pela solubilidade do oxigênio em água, temperatura, salinidade e pressão atmosférica. Quanto maior a quantidade de sal dissolvido na água, menor será o OD. A pressão relativa do ar e o grau de saturação do oxigênio, alteram com a altitude, sendo que o oxigênio contido na água diminui com o aumento da altitude devido ao decréscimo da pressão relativa (EMBRAPA, 2021).

Este elemento é vital para a preservação da vida aquática, já que vários organismos precisam de oxigênio para respirar. As águas poluídas por esgotos apresentam baixa concentração de oxigênio dissolvido, pois o mesmo é consumido no processo de decomposição da matéria orgânica. Por outro lado as águas limpas apresentam concentrações de oxigênio dissolvido mais elevadas, geralmente superiores a 5mg/L, exceto se houverem condições naturais que causem baixos valores deste parâmetro (ANA, 2021).

Substanciais reduções no OD podem ocorrer nos ambientes aquáticos, com implicações ambientais severas, caso quantidades significativas de matéria orgânica forem a eles incorporadas. Essa situação ocorre normalmente com o lançamento de esgotos domésticos e de efluentes industriais ricos em matéria orgânica nos corpos d'água. O aumento da matéria orgânica resulta na maior taxa de respiração de microrganismos, dando origem à elevação das quantidades de CO₂ e metano (o último produzido apenas por degradação anaeróbia) e, principalmente, em uma demanda de oxigênio, cuja disponibilidade é pequena devido à sua solubilidade bastante limitada na água (FIORUCCI FILHO, 2005).

Muitos microrganismos utilizam o carbono orgânico como fonte de energia para a respiração e consomem oxigênio no processo. Além disso, os nutrientes geralmente são lixiviados de materiais orgânicos em decomposição para a água de superfície. Esses nutrientes podem contribuir para a estimulação excessiva do crescimento e produção de algas (florescimento de algas). Níveis aumentados de algas são frequentemente associados a concentrações muito baixas de OD durante períodos escuros (especialmente ao amanhecer) devido à respiração, muitas vezes resultando em extensas mortes de peixes (WILSON, 2019).

- FÓSFORO TOTAL

A presença de fósforo em corpos hídricos está relacionada a processos naturais como a dissolução de rochas, carreamento do solo e decomposição de matéria orgânica; ou antropogênicos, como o lançamento de esgotos domésticos e industriais, fertilizantes e pesticidas, que também podem atingir os cursos d'água por carreamento do solo (SOUZA,2010).

O fósforo é um macronutriente para processos biológicos. Está associado à eutrofização artificial e pode ser um indicador adequado tanto para poluição não pontual (escoamento superficial (FISCHER et al., 2018) quanto para poluição de fonte pontual (efluentes não tratados) (MARQUES et al, 2019).

Efluentes provenientes de indústrias de fertilizantes, pesticidas, químicas em geral, conservas alimentícias, abatedouros, frigoríficos e laticínios, apresentam fósforo em quantidades elevadas. No meio rural, em períodos de chuva, grandes quantidades de fósforo são carregadas dos solos para os recursos hídricos.

Vários fatores podem aumentar as concentrações de fósforo transportadas pelas águas de chuva entre os principais estão as atividades agrícolas. No período de estiagem a atmosfera fica carregada de partículas de poeira e fuligem dos incêndios florestais e urbanos, promovendo elevação do pH, condutividade elétrica e do fósforo total (URQUIZA et al, 2010).

No ambiente aquático, o fósforo pode ser encontrado sob a forma orgânica ou inorgânica. Orgânica na forma solúvel (matéria orgânica dissolvida) ou particulada (biomassa de microorganismos) e inorgânica, solúvel (sais de fósforo) ou particulada (compostos minerais, como apatita). A fração mais significativa no estudo do fósforo é a inorgânica solúvel, que pode ser diretamente assimilada para o crescimento de algas e macrófitas (BRASIL, 2014).

Juntamente com o nitrogênio, é um macronutriente utilizado no crescimento de plantas e animais. Seu lançamento em grandes quantidades nos corpos d'água, processo conhecido como eutrofização, propicia um crescimento excessivo das algas, o que pode prejudicar o abastecimento público, a recreação e a preservação da vida aquática.

O fósforo total tem sido utilizado como parâmetro para avaliar a eficácia das melhores práticas de gestão para a recuperação da qualidade da água (LIU et al., 2017; QI et al., 2017). Consiste na identificação das cargas contaminantes de fósforo existentes por meio do processo de caracterização das águas residuárias, verificando se há possibilidade de ocorrer a eutrofização. Caso o parâmetro esteja em excesso, poderá trazer prejuízos ao ecossistema, principalmente causando um desequilíbrio quanto ao balanço de oxigênio no corpo d'água.

- TURBIDEZ

A turbidez é uma expressão das propriedades ópticas em uma amostra, indicando o grau de atenuação que um feixe de luz sofre ao atravessá-la (KJELLAND et al., 2015). É um parâmetro prático de ser medido e pode evidenciar a presença de contaminantes químicos e microbianos, que têm implicações significativas para a qualidade da água (OMS, 2017).

A presença de partículas na massa de água provoca a dispersão e a absorção da luz, além de conferir uma aparência turva, reduz a quantidade de luz utilizada pelas plantas e aumenta a temperatura. Esta atenuação ocorre pela absorção e espalhamento da luz causada pelos sólidos em suspensão como silte, areia, argila, algas e detritos (ANA 2021). Estes materiais apresentam diversos tamanhos, variando desde as partículas maiores que se depositam com tamanhos superiores a um micrometro, até as que permanecem em suspensão por muito tempo, como é o caso das partículas coloidais (SOUZA,2010).

Atividades de mineração, o lançamento de esgotos e de efluentes industriais, erosão dos solos acompanhadas de lixiviação das águas da chuva são fontes importantes que causam uma elevação da turbidez das águas.

Quantidades excessivas de turbidez também podem afetar os padrões de migração de espécies sensíveis, como as taxas de atividade alimentar e reprodução (USEPA,2021). Os peixes migram para desova e alimentação de suas crias, assim a turbidez, além de reduzir a penetração da luz solar na coluna de água, prejudicando a fotossíntese das algas e plantas aquáticas submersas, pode recobrir os ovos dos peixes e os invertebrados bênticos (que vivem no fundo). Os sedimentos em suspensão podem carrear nutrientes e pesticidas, obstruindo as guelras dos peixes, e até interferir na habilidade do peixe em se alimentar e se defender dos seus predadores. As partículas em suspensão localizadas próximo à superfície podem absorver calor adicional da luz solar, aumentando a temperatura da camada superficial da água (CANÁRIO, 2018)

- DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO (DBO)

A DBO mede a quantidade de oxigênio consumida pelos microrganismos na decomposição da matéria orgânica na água e afeta diretamente a quantidade de oxigênio dissolvido em rios e

córregos. É afetada por uma série de variáveis: temperatura, pH, presença de certos tipos de microrganismos e o tipo de material orgânico e inorgânico na água (USEPA, 2021). Caso o seu valor seja baixo, pode indicar que a água tem baixo teor de matéria orgânica (BOZORG-HADDAD et al, 2021).

Geralmente é representada como $DBO_{5,20}$, que é referente a cinco dias de incubação e a temperatura de 20°C. Esta temperatura foi estabelecida por estar numa faixa ótima para atividade dos microrganismos. (SOUZA,2010).

Quanto maior a DBO, mais rapidamente o oxigênio é esgotado no fluxo. Isso significa que menos oxigênio está disponível para formas superiores de vida aquática. As consequências da alta DBO são as mesmas do baixo oxigênio dissolvido: os organismos aquáticos ficam estressados, sufocam e morrem (USEPA, 2021).

Valores altos de DBO em um corpo d'água são provocados geralmente pelo lançamento de cargas orgânicas, principalmente esgotos domésticos (ANA, 2021).

Folhas, galhos e troncos, excremento animal, diversos efluentes industriais, estações de tratamento de efluentes e escoamento de águas pluviais urbanas são fontes de DBO.

- COLIFORMES TERMOTOLERANTES

Coliformes é um grupo de microrganismos amplamente distribuídos na natureza usados como padrão para medir a qualidade das águas superficiais destinadas ao abastecimento, recreação e atividades agrícolas (irrigação e piscicultura) (YOUSEFI, et al., 2018; DINIZ, 2017).

As bactérias coliformes termotolerantes ocorrem principalmente no trato intestinal de animais de sangue quente e são indicadoras de poluição por esgotos domésticos. Elas não são patogênicas (não causam doenças) mas sua presença em grandes números indicam a possibilidade da existência de microrganismos patogênicos que são responsáveis pela transmissão de doenças de veiculação hídrica (ex: desintéria bacilar, febre tifóide, cólera) (ANA, 2021).

Os coliformes termotolerantes são capazes de fermentar a lactose a 44,5 °C por um período de 24 horas. Já o termo coliforme total está associado a um grupo mais amplo de bactérias também capazes de fermentar a lactose, mas à temperatura de 35 a 37 °C em um período de 24 a 48 horas. (LIBÂNIO, 2010).

Embora os coliformes termotolerantes sejam indicadores menos eficazes do que em relação à *Escherichia coli* e a alguns vírus patogênicos, eles têm sido utilizados para avaliar a qualidade da água e possível contaminação fecal de fontes antrópicas (MARQUES et al., 2019). Contudo, em vista do fato de que a presença de coliformes termotolerantes, na maioria das vezes, guarda melhor relação com a presença de *E. coli*, aliado à simplicidade das técnicas laboratoriais de detecção, seu emprego ainda é aceitável (BRASIL, 2006). A bactéria *E. coli* é a principal espécie do grupo dos coliformes termotolerantes e é considerada o melhor indicador de poluição fecal.

Os termotolerantes incluem bactérias de origem não exclusivamente fecal, embora em proporção bem menor que a encontrada no grupo dos coliformes totais. A menor eficácia dos coliformes termotolerantes como indicadores de qualidade da água está associada à sua menor resistência a diversas condições ambientais, e pela existência de organismos de vida livre (TAFFARELLO et al., 2016). Entretanto, atualmente os coliformes termotolerantes são o principal parâmetro de medição de contaminação fecal nos corpos hídricos no Brasil.

- NITROGÊNIO TOTAL

O Nitrogênio, gás mais abundante da atmosfera terrestre (78%) pode ser encontrado nos corpos d'água em função do seu estado de oxidação (que varia de -3 a +5) sob as formas: nitrogênio orgânico na forma dissolvida, nitrogênio molecular, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato (LIBÂNIO,2010).

As fontes de nitrogênio para os corpos d'água são variadas, sendo uma das principais o lançamento de esgotos sanitários e efluentes industriais. Em áreas agrícolas, o escoamento da água das chuvas em solos que receberam fertilizantes também é uma fonte de nitrogênio, assim como a drenagem de águas pluviais em áreas urbanas (RIDOLFI, 2019).

Substâncias como o nitrato e nitrito são comumente utilizados como aditivos alimentares no processamento de produtos cárneos. Os sais de nitrito, além de conservarem a carne contra a deterioração bacteriana, são fixadores de cor e agentes de cura (IAMARINO et al., 2015). Entretanto essas substâncias são tóxicas aos seres humanos e em altas concentrações causam doenças graves.

O nitrito é mais tóxico do que o nitrato, tendo a formação de metahemoglobina, vasodilatação e relaxamento da musculatura lisa em geral como principais sintomas. A dose letal para adulto é cerca de 1,0 g. Em doses inferiores tem-se como sintomas principais o enrubescimento da face e das extremidades, o desconforto gastrointestinal e cefaleia (OLIVEIRA, 2005).

Os corpos d'água recebem cada vez mais concentrações de nitrogênio de efluentes e deposição atmosférica devido a atividades antrópicas e são considerados os principais sumidouros naturais de amônia (NH_3) e amônio (NH_4^+) (CHEN et al., 2021).

Amoníaco, gás amoníaco ou amônia (NH_3), é um gás incolor, alcalino e irritante em condições normais de temperatura e pressão, bastante solúvel em água em baixos valores de pH (CETESB, 2021). É um produto residual dos peixes e é um produto da decomposição da matéria orgânica por bactérias. Na água, a amônia ocorre em duas formas, não ionizada (NH_3) e o íon amônio (NH_4^+) que estão em equilíbrio sensível ao pH. A amônia é altamente tóxica para os peixes, mas o íon amônio é tóxico apenas em concentrações extremamente altas (MTAITA, 2003).

Os níveis de amônia na superfície da água doce crescem com o aumento do pH e temperatura. Em baixos pH e temperatura, a amônia se combina com a água para produzir um íon amônio (NH_4^+) e um íon hidróxido (OH^-) (CETESB, 2021).

Juntamente com o fosforo é nutriente essencial ao crescimento de algas, cianobactérias e plantas aquáticas e quem facilmente o absorvem, nas formas de amônio e nitrato (LIBÂNIO, 2010).

- SÓLIDOS TOTAIS

Os sólidos totais, também chamado de resíduo total, é a matéria que permanece após a evaporação, secagem ou calcinação da amostra de água durante um determinado tempo e

temperatura (ANA 2021). De um modo geral, as operações de secagem, calcinação e filtração são as que definem as diversas frações de sólidos presentes na água, tais como sólidos totais, sedimentáveis, em suspensão, dissolvidos, fixos e voláteis (SOUZA,2010).

Quando os resíduos sólidos se depositam nos leitos dos corpos d'água podem causar seu assoreamento, que gera problemas para a navegação e pode aumentar o risco de enchentes. Além disso podem causar danos à vida aquática, pois ao se depositarem no leito eles destroem os organismos que vivem nos sedimentos e servem de alimento para outros organismos, além de danificar os locais de desova de peixes (ANA 2021).

A quantidade de sólidos totais suspensos é um parâmetro de qualidade da água importante, relevante não só para a penetração da luz e a produtividade ecológica mas também para o transporte de poluentes como compostos orgânicos hidrofóbicos (SCHWIENSTEK et al. 2013a), fósforo (HORNSBURGH et al. 2010), mercúrio (KIRCHNER et al. 2011), nutrientes e metais (MPCA, 2022).

A quantidade de sólidos suspensos é diretamente proporcional a turbidez. Por outro lado, os sólidos dissolvidos estão ligados a cor e a condutividade (PIMENTEL et al., 2018).

A relação entre turbidez e Sólidos Suspensos Totais (SST), no entanto, depende do tamanho, densidade, forma e tipo das partículas suspensas em geral, bem como sobre a cor da água. A distribuição do tamanho das partículas depende das condições de fluxo nos rios, e durante fortes inundações partículas mais grossas são suspensas. Os tipos de partículas dependem da geologia, do uso do solo e dos insumos antropogênicos (por exemplo, águas residuais, escoamento superficial de terras agrícolas ou espaço urbano) (RUEGNER et al., 2013).

- TEMPERATURA

A temperatura influencia diversos parâmetros físico-químicos da água, como a tensão superficial, pH, viscosidade e condutividade elétrica. Os organismos aquáticos são afetados por temperaturas fora de seus limites de tolerância térmica, o que causa impactos sobre seu crescimento e reprodução.

Quando há aumento significativo na temperatura em ambiente aquáticos, ocorre redução da concentração de oxigênio dissolvido, prejudicando a respiração dos animais que ali vivem. E ainda, aceleração das reações químicas, redução da solubilidade de gases e, intensifica-se a sensação de sabor e odor.

Todos os corpos d'água apresentam variações de temperatura ao longo do dia e das estações do ano. O lançamento de efluentes com altas temperaturas (despejos industriais) podem causar impacto significativo na temperatura dos corpos d'água.

- CONDUTIVIDADE ELÉTRICA

A condutividade elétrica da água é uma medida da capacidade desta em conduzir corrente elétrica, sendo proporcional à concentração de íons dissociados em um sistema aquoso. Esse parâmetro não identifica quais são os íons presentes na água, mas é um indicador importante de possíveis fontes poluidoras (ZUIN; IORIATTI; MATHEUS, 2009).

A condutividade elétrica da água é a variável utilizada para medir a capacidade da água em transmitir corrente elétrica considerando que esta depende da presença e do teor de sais dissolvidos. Na legislação vigente não há um valor mínimo para esta variável, mas na literatura observa-se que está diretamente proporcional aos sólidos totais dissolvidos (SÃO PAULO, 2014).

Os compostos orgânicos e inorgânicos contribuem ou interferem na condutividade, de acordo com a sua concentração na amostra.

- DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO)

A DQO é um indicador da quantidade de oxigênio consumido na oxidação química da matéria orgânica, biodegradável ou não, existente na água. Esta quantidade de oxigênio consumida é expressa em termos de sua equivalência em oxigênio, representando dessa forma a quantidade de O₂ que seria consumida para degradar os poluentes, orgânicos ou inorgânicos, presentes em águas e efluentes. Ambos componentes orgânicos e inorgânicos de uma amostra podem sofrer o processo de oxidação, mas na maioria dos casos os componentes orgânicos são os mais

predominantes e de maior interesse. A extensão da reação de oxidação dos poluentes pode ser afetada por diferentes fatores, como tempo de digestão, potencial oxidante e concentração de DQO na amostra (APHA, 2017).

Além disso, a DQO é um indicador no monitoramento ambiental e é amplamente empregada para avaliar a quantidade de compostos orgânicos em águas residuais e superficiais (HUANG, 2019). Se torna importante por estimar o potencial poluidor de efluentes domésticos e industriais e, o impacto dos mesmos sobre os ecossistemas aquáticos.

Os parâmetros DBO e DQO expressam a presença de matéria orgânica, sendo um importante indicador de qualidade de águas naturais, são estas duas variáveis que auxiliam a quantificação do potencial poluidor dos efluentes industriais. (SÃO PAULO,2010). São muito úteis quando utilizadas conjuntamente para observar a biodegradabilidade de despejos. Os resultados da DQO de uma amostra são superiores aos de DBO. Como na DBO mede-se apenas a fração biodegradável, quanto mais este valor se aproximar da DQO significa que mais biodegradável será o efluente (CETESB, 2016).

- METAIS PESADOS

São chamados metais pesados, o grupo de elementos químicos com relativa alta densidade e tóxicos em baixas doses. Seus efeitos nocivos sobre os seres vivos tornam o conhecimento acerca de sua presença, identificação, quantificação e monitoramento de grande relevância.

Dentre as fontes potenciais de exposição a esses metais estão incluídas as fontes naturais, como as águas subterrâneas e minérios metálicos, além de produtos comerciais, fármacos, alimentos contaminados e insumos dos processos industriais (ZENDRON, 2015; PEIXOTO et al, 2020).

As substâncias inorgânicas mais significativas são encontradas naturalmente no sistema ambiental, como nitrogênio, flúor e metais pesados (VARDHAN et al., 2019). O impacto dos contaminantes inorgânicos e suas formas orgânicas na flora e fauna do ambiente terrestre é devastador (atmosfera, litosfera e hidrosfera), pois causam muitos problemas relacionados à saúde, como o crescimento anormal, alto risco de câncer de mama, diabetes, obesidade etc. (AKHTAR, 2021).

De acordo com as propriedades químicas dos metais pesados, está o elevado nível de reatividade, além de gerar processos como a bioacumulação, o que reflete serem grandes potenciais de ocasionar inúmeras reações químicas das quais não são metabolizáveis pelo organismo (SOUZA et al., 2018).

Dentre os metais pesados mais conhecidos e preocupantes para a saúde humana está o cádmio (Cd), chumbo (Pb), zinco (Zn) e cobre (Cu). A Tabela 05 demonstra como estes metais pesados podem ser prejudiciais.

Tabela 05 - Metais pesados com alto potencial de risco a saúde humana

Metal	Autor/Ano	Descrição
Cádmio	Lubovac-Pilav et al. (2013)	A exposição prolongada ao cádmio não resulta apenas na desregulação dos genes, mas em vários mecanismos distintos aos quais estão envolvidos em processos de apoptose, crescimento celular e, em especial, no câncer de mama.
Chumbo	Guimarães et al. (2019)	Estudo que descreve a variedade de agentes utilizados nas atividades ocupacionais e apontados como carcinogênicos. Tendo o chumbo como um dos principais acometedores.
Zinco	Zendron (2015)	Estudo afirma que o zinco têm capacidade de causar lesões no sistema nervoso central e têm sido relatado como gatilhos no aparecimento de doenças neuro degenerativas como Parkinson e Alzheimer.
Cobre	Guecheva (2002)	Estudo que avaliou o potencial de toxicidade e genotoxicidade do cobre e seu biomonitoramento ambiental. Relatando assim, a possibilidade de desenvolvimento de cânceres, por meio da exposição ao cobre.

Fonte: Adaptado de CRUZ et al (2021)

- CLOROFILA-A E DENSIDADE DAS CIANOBACTÉRIAS

A clorofila-a está presente nos organismos que realizam o processo fotossintético, e é utilizada como indicador do estado trófico em ambientes aquáticos. A clorofila-a e os nutrientes são

essenciais para que os organismos e plantas aquáticas realizem a fotossíntese e o metabolismo (LIBÂNIO,2010).

As cianobactérias são organismos fotossintetizantes (autotróficos) que se assemelham muito às algas unicelulares, entretanto, por não possuírem um núcleo delimitado por membrana (procarionte), também são muito semelhantes às bactérias. São unicelulares, mas podem ser encontradas formando colônias ou filamentos. Esses organismos, no ecossistema aquático, formam o chamado fitoplâncton e constituem a base da cadeia alimentar desses ecossistemas (SANTOS, 2022). Várias espécies de cianobactérias são capazes de produzir toxinas, chamadas de cianotoxinas e podem causar danos graves quando ingeridas pelos seres humanos.

Em condições ideais, com grandes concentrações de nitrogênio e fósforo, elevada temperatura e disponibilidade de luz, as cianobactérias se reproduzem de maneira exagerada, causando eutrofização.

A Portaria 888/2021 do Ministério da Saúde considera a clorofila-a como indicador de potencial aumento de densidade de cianobactérias. Nessa Portaria o objetivo do monitoramento de cianobactérias na captação do manancial superficial é minimizar os riscos de contaminação por cianotoxinas geradas pelas cianobactérias.

- ÓLEOS E GRAXAS

Os óleos e graxas são substâncias orgânicas de origem mineral, vegetal ou animal. Compreendem ácidos graxos, gorduras animais, sabões, graxas, óleos vegetais, ceras e óleos minerais.

Os despejos de resíduos industriais, esgotos domésticos, refinarias, frigoríficos, saboarias, efluentes de oficinas mecânicas, postos de gasolina, estradas e vias públicas são os que mais contribuem para o aumento de matérias graxas nos corpos d'água.

A baixa solubilidade dos óleos e graxas constitui um fator negativo no que se refere à sua degradação por processos biológicos, causando problemas no tratamento d'água quando presentes em mananciais utilizados para abastecimento público. E sua baixa densidade, reduz a

área de contato entre a superfície da água e o ar, prejudicando a transferência do oxigênio para a água, ocorrendo assim, redução de oxigênio dissolvido, devido à elevação da DBO e DQO, causando prejuízos ao ecossistema aquático.

Desse modo, é útil conhecer as quantidades de óleos e graxas presentes em um efluente, para evitar possíveis dificuldades de operação e funcionamento adequado do sistema de tratamento das águas residuais e problemas ambientais em função do seu acúmulo no ambiente (ORSATTO et al., 2010; BÖCKEL, 2017).

- SURFACTANTES

Os compostos surfactantes, também chamados de tensoativos, são substâncias orgânicas que apresentam como característica principal, a capacidade de interação tanto com substâncias polares quanto apolares (moléculas anfipáticas ou anfifílicas).

As moléculas anfifílicas apresentam a característica de possuírem uma região hidrofílica que proporciona afinidade com solventes polares, como a água, e a estabilização de objetos coloidais (POLARZ et al., 2018) e uma região hidrofóbica, insolúvel em água, porém solúvel em lipídios e solvente orgânicos (HAQ et al., 2017.)

Os surfactantes destacam-se por serem amplamente utilizados nas indústrias e diariamente nos domicílios como detergente, dessa forma, estão entre os principais poluentes encontrados nos esgotos (Gül, 2020). São os principais constituintes de formulações de produtos de limpeza e de higiene pessoal.

A combinação entre a presença de surfactantes e mecanismos de agitação da massa d'água, por ação hidrodinâmica naturalmente turbulenta ou por qualquer outra intervenção externa, pode levar ao desencadeamento do processo de formação de espuma.

Além de gerar espuma nos rios, afetam as propriedades físico-químicas e biológicas dos solos, pode causar a inibição ou paralisia da purificação natural ou artificial devido à formação de espumas, distúrbios na condução de oxigênio através das membranas dos organismos aquáticos,

e a eutrofização de águas superficiais devido à presença de fosfatos presentes nos surfactantes (COSTA et al., 2007) e podem permanecer no meio ambiente durante um longo período.

- SULFETO TOTAL

O sulfeto, devido a sua alta toxicidade, é considerado um importante parâmetro para o estudo de um ecossistema e na água e ele pode ser representado pela soma de H_2S (sulfeto de hidrogênio), HS^- (hidrogenossulfeto) e S^{2-} (sulfetos), espécies que mantêm o seu equilíbrio, em solução aquosa (LIU et al., 2008).

Sob a forma de H_2S , o sulfeto pode ser encontrado como resultado da decomposição da matéria orgânica e também como resultado da redução do sulfato (SINGH, 2000).

Sua principal fonte em águas naturais é o lançamento de esgotos sanitários e de efluentes industriais que contenham sulfato, em condições anaeróbias.

O sulfeto provoca efeitos inibidores sobre o tratamento anaeróbio de efluentes industriais, dá a água um odor muito desagradável (decomposição biológica de matéria orgânica contendo enxofre) e ainda, problemas de toxicidade aguda em operadores de rede coletora de esgotos pela corrosão de estruturas, especialmente as de cimento, reduzindo assim sua vida útil.

- CLORETO TOTAL

O cloreto é o ânion Cl^- que se apresenta em geral nas águas subterrâneas, oriundo da percolação da água através de solos e rochas. Nas águas superficiais as principais fontes deste elemento são as descargas de esgotos sanitários (CETESB, 2021).

Diversos são os efluentes industriais que apresentam concentrações de cloreto elevadas como os da indústria do petróleo, indústrias farmacêuticas, curtumes e etc. (VON SPERLING, 2005).

O cloreto, assim como os sulfetos, também interfere no tratamento anaeróbio de efluentes industriais, provoca corrosão em estruturas hidráulicas, interfere na determinação da DQO e dos nitratos. O cloreto apresenta também influência nas características dos ecossistemas

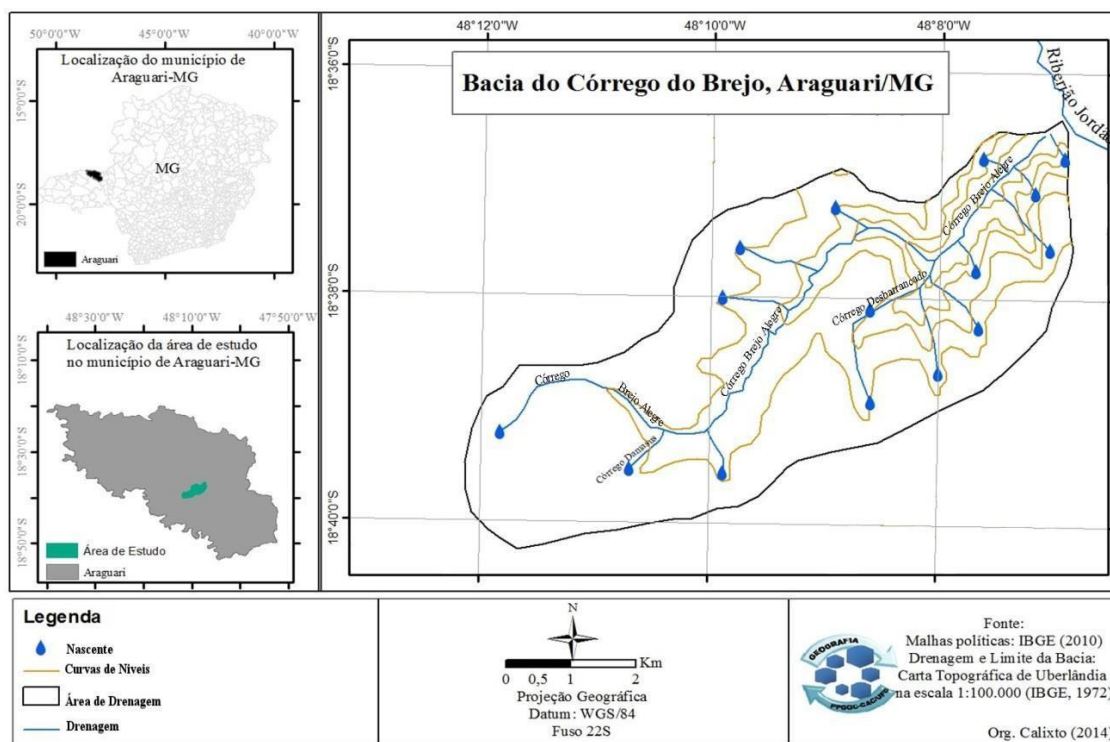
aquáticos naturais, por provocar alterações na pressão osmótica em células de microrganismos (VON SPERLING, 2005).

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo deste trabalho é o médio curso do Córrego Brejo Alegre, localizado na cidade de Araguari no Triângulo Mineiro, entre as coordenadas geográficas 18°37' e 18°39' de latitude sul e 48°8' e 48°11' de longitude Oeste. A Figura 04 mostra a localização da bacia do córrego Brejo Alegre e o curso do córrego Brejo Alegre.

Figura 04 - Localização da bacia do córrego Brejo Alegre.



Fonte: PEREIRA, 2015.

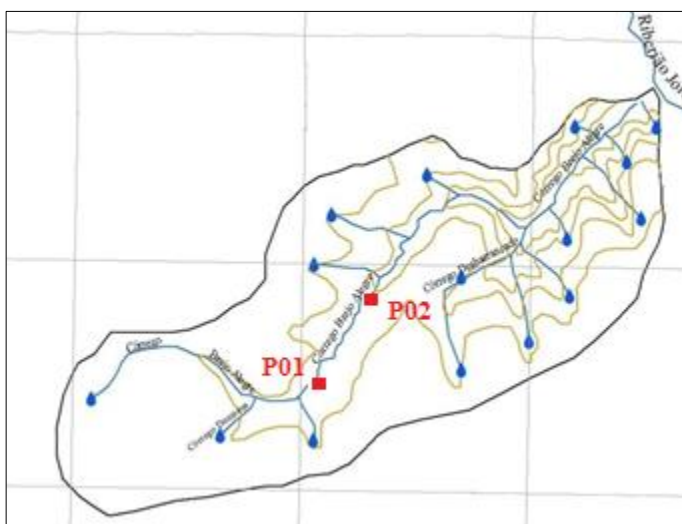
Sua nascente principal é localizada na área urbana, atravessando longitudinalmente o município, perpassando uma área rural até desaguar no rio Jordão (VIERA, 2016).

A maior parte do esgoto sanitário do município de Araguari é lançado diretamente no médio curso do Córrego Brejo Alegre. Indo adiante, os efluentes desaguam na Bacia Hidrográfica do Rio Jordão, o qual é afluente da margem esquerda do Rio Paranaíba na divisa do estado de Minas Gerais com Goiás.

4.2 PONTOS DE COLETA

Foi analisada a qualidade da água de dois pontos distintos ao longo do córrego Brejo Alegre (Figura 05).

Figura 05 - Localização dos pontos de coleta no córrego Brejo Alegre.



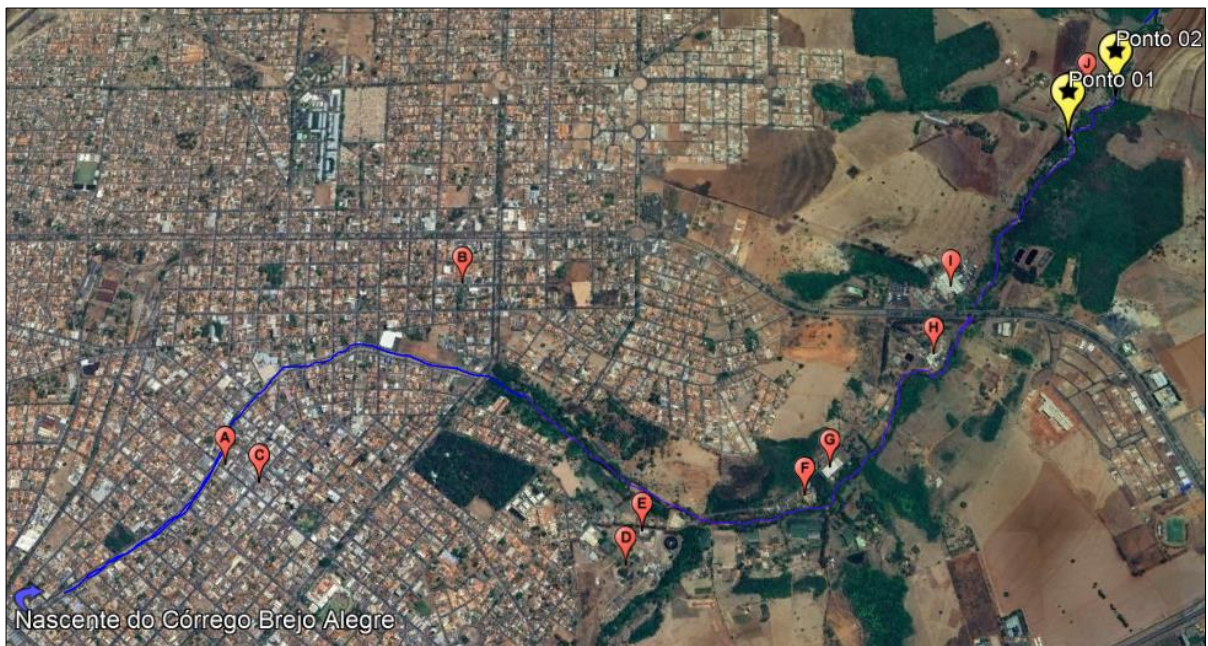
Fonte: Adaptado de PEREIRA, 2015.

A Figura 06 apresenta a imagem do córrego Brejo Alegre desde sua nascente e a Figura 07 os pontos de coleta, obtidos pelo software gratuito Google Earth Professional, (GOOGLE EARTH, 2022), através das imagens orbitais coletadas pela empresa de tecnologias geoespaciais Maxar Technologies. Foi utilizado o ponto de visão de 1,5 quilômetros na Figura 07, para melhor visualização dos pontos escolhidos.

A nascente do córrego se encontra no centro da cidade e dentro da galeria que capta o esgoto sanitário da parte central da cidade, assim, não sendo capaz de captar amostras nesse local. Pode-se notar que entre os pontos de coleta, há uma ETE (ETE Brejo Alegre) que, segundo informações da Superintendência de Água e Esgoto de Araguari (SAE), trata atualmente 72,73% do esgoto gerado no município de Araguari (SAE, 2022).

Além do córrego Brejo Alegre, a Figura 06 mostra pontos de contribuição de esgoto sanitário da cidade de Araguari – MG, sendo efluentes oriundos da parte central da cidade, hospitais, frigoríficos, curtumes, charqueadas, indústria de processamento de ossos bovinos e equinos, frigoríficos e outras tipologias empresariais.

Figura 06 - Identificação do córrego Brejo Alegre, indústrias e os pontos de empresas coleta.



Legenda: A – Hospital Santo Antônio, B – Hospital Santa Casa de Misericórdia, C- Hospital São Sebastião, D – Frigorífico Prosperidade, E - PROLAT Produtos Lácteos, F – Curtume Vencedor, G – TRIPAN Industria de tripas naturais, H- Frigorífico Santa Lúcia, I – Frigorífico Prima Foods e J – ETE Brejo Alegre. Fonte: Adaptado Google Earth Professional, 2022.

Figura 07 - Identificação dos pontos de coleta (P01 e P02).



Fonte: Adaptado Google Earth Professional, 2022.

A Tabela 06 apresenta informações sobre as coordenadas geográficas, altitude dos pontos de coleta escolhidos.

Tabela 06 - Pontos de Coleta para análise de água no Córrego Brejo Alegre

Ponto de Coleta	Latitude	Longitude	Altitude (m)
Ponto 01 (P01)	18°38'7.92"S	48° 9'18.55"O	853
Ponto 02 (P02)	18°38'0.47"S	48° 9'9.65"O	849

Fonte: A autora

O Ponto de coleta 01 está localizado ao longo do córrego Brejo Alegre nas coordenadas 18°38'7.92"S, 48°9'18.55"O e altitude de 853. Nesse ponto, conforme já mencionado anteriormente, há contribuição de esgoto doméstico e efluentes líquidos provenientes dos estabelecimentos assistenciais de saúde localizados na parte central da cidade, contribuição de frigoríficos, curtumes, charqueadas, indústria de processamento de ossos bovinos e equinos e outras indústrias.

Figura 08 - Ponto de coleta 01.



Fonte: A autora.

Já o Ponto de coleta 02 está localizado a jusante da ETE Brejo Alegre. As coordenadas são 18°38'0.47"S e 48° 9'9.65"O e altitude de 849. Nesse ponto, o curso d'água recebe contribuição do esgoto sanitário que passou por tratamento na Estação de Tratamento mencionada.

Figura 09 - Ponto de coleta 02.



Fonte: A autora.

A ETE Brejo Alegre trata 72,73% do esgoto gerado no município, tem vazão média 239,22 L/s e é constituída por tratamento preliminar, digestão anaeróbia de fluxo ascendente (UASB - Upflow Anaerobic Sludge Blanket), seguido por filtros biológicos de alta taxa e decantadores secundários. A unidade de tratamento está localizada à Margem Esquerda do Córrego Brejo Alegre (SAE, 2022).

4.3 PLANO DE AMOSTRAGEM E COLETA

Para a realização deste estudo foi utilizada a técnica de Pesquisa Experimental com a coleta simples de amostras de água em dois pontos distintos, a profundidade média de 40 centímetros, à margem do córrego, por 12 (doze) meses e, posterior análise destas em campo e laboratório.

O início das coletas aconteceu no mês de maio 2021 e a última coleta em abril 2022, com intervalo médio de 30 dias entre elas, contemplando períodos de cheia e seca.

A Tabela 07 mostra as médias de dados climatológicos (comportamento da chuva e da temperatura) ao longo do ano, calculados a partir de uma série de dados observados dos últimos 30 anos do município de Araguari. Nesse sentido, é possível identificar as épocas mais chuvosas/secas e quentes/frias da região, facilitando posteriormente, a interpretação dos resultados das análises dos parâmetros que possam ter interferência direta da temperatura e volume de água no córrego Brejo Alegre.

Tabela 07 - Médias climatológicas em Araguari - MG

Mês	Mínima (°C)	Máxima (°C)	Precipitação (mm)
Janeiro	20	28	246
Fevereiro	20	29	174
Março	20	28	169
Abril	19	28	63
Mai	16	27	28
Junho	14	26	11
Julho	14	26	10
Agosto	15	28	13
Setembro	18	30	48
Outubro	20	30	105

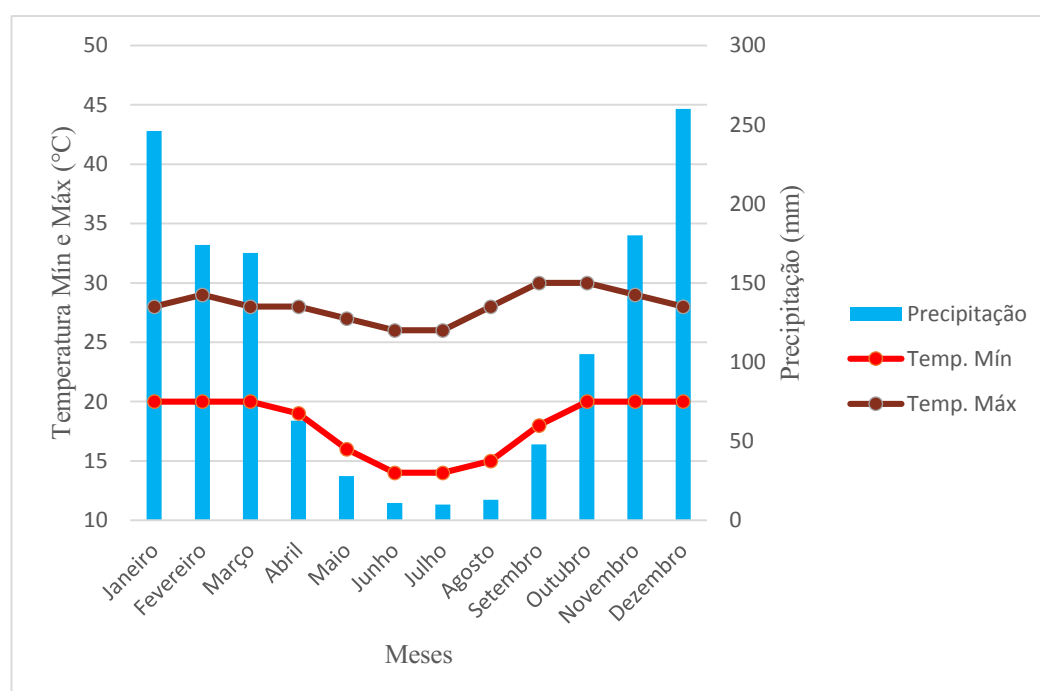
Novembro	20	29	180
Dezembro	20	28	260

Fonte: CLIMATEMPO, 2022.

Serão considerados períodos de cheia os meses de outubro a março e períodos de seca os meses de abril a setembro, de acordo com o gráfico com as médias de precipitação por mês, temperatura máxima e temperatura mínima em todos os meses do ano nos últimos 30 anos (Figura 10).

Todos os procedimentos de coleta e preservação de amostras foram realizados de acordo com o Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos (ANA, 2011).

Figura 10 – Temperatura e precipitação dos últimos 30 anos em Araguari – MG.



Fonte: Adaptado de CLIMATEMPO, 2022.

Após as coletas, as amostras foram conservadas em temperatura de aproximadamente 4°C e levadas para o Laboratório de físico-química em efluentes líquidos industriais e domésticos do Serviço Nacional de Aprendizagem Industrial Fábio de Araújo Mota de Uberlândia, Laboratório de análises ambientais da Bioética Ambiental e Laboratório de Saneamento da

Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Federal de Uberlândia para a realização dos ensaios.

Os parâmetros investigados foram: pH, oxigênio dissolvido, fósforo total, turbidez, DBO, coliformes termotolerantes, nitrogênio total, sólidos totais, temperatura, condutividade elétrica, DQO, cádmio total, chumbo total, zinco total, cobre dissolvido, clorofila-a, densidade de cianobactérias, óleos e graxas, surfactantes, sulfeto total e cloreto total.

No local de coleta, de imediato, foram realizados ensaios para obtenção dos parâmetros oxigênio dissolvido (OD) e pH por meio de kits colorimétricos da marca LABCON TEST e posteriormente refeitos no Laboratório de Saneamento (LabSan) da Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Federal de Uberlândia para conferência. Os ensaios de turbidez e fósforo total também foram realizados no LabSan.

Os ensaios de DBO, coliformes termotolerantes, nitrogênio total e sólidos totais foram realizados pelo Laboratório de físico-química em efluentes líquidos industriais e domésticos do Serviço Nacional de Aprendizagem Industrial Fábio de Araújo Mota de Uberlândia.

Já condutividade elétrica, DQO, cádmio total, chumbo total, zinco total, cobre dissolvido, clorofila-a, densidade de cianobactérias, óleos e graxas, surfactantes, sulfeto total e cloreto total foram realizados pelo Laboratório de análises ambientais da Bioética Ambiental.

A temperatura da água foi mensurada por meio de termômetro flutuante in loco.

Na Tabela 08 são apresentados os métodos, unidades e as frequências das análises físico-químicas, microbiológicas e metais que foram realizadas nos dois pontos de coleta. Os valores obtidos através dos resultados dos ensaios, foram comparados com valores limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005, Resolução CONAMA 430/2011 e outras legislações aplicáveis.

Tabela 08 - Parâmetros monitorados, metodologias adotadas e unidade

Parâmetro	Método	Unidade	Frequência
pH	SMEWW 4500 H +B	-	Mensal
OD	SMEWW 4500 C	mgO ₂ /L	Mensal
Fósforo total	SMEWW 4500 P E	mg/L	Mensal
Turbidez	SMEWW 2130 B	NTU	Mensal
DBO	SMEWW 5210 D	mg/L	Mensal
Coliformes termotolerantes	SMEWW 9221	NMP/100m L	Mensal
Nitrogênio total	SMEWW 4500 N	mg/L	Mensal
Sólidos totais	SMEWW 2540 B	mg/L	Mensal
Temperatura	SMEWW 2550 B	°C	Mensal
Condutividade	SMEWW 2510 B	µS/cm	Mensal
DQO	SMEWW 5220 D	mg/L	Mensal
Cádmio total	SMEWW 3120 B	mg/L	Trimestral
Chumbo total	SMEWW 3120 B	mg/L	Trimestral
Zinco Total	SMEWW 3120 B	mg/L	Trimestral
Cobre dissolvido	SMEWW 3120 B	mg/L	Trimestral
Densidade das cianobactérias	SMEWW 10200 F	Cél/mL	Trimestral
Clorofila - a	SMEWW 10200 H	µg/L	Trimestral
Óleos e graxas	SMEWW 5520 D	mg/L	Trimestral
Surfactantes	SMEWW 5540 C	mg/L	Trimestral
Sulfeto Total	SME 4500 S2 D	mg/L	Trimestral
Cloreto Total	EPA 300.1: 1997 REV.1	mg/L	Trimestral

Fonte: A autora

4.4 DETERMINAÇÃO DO IQA

Através dos resultados das análises dos parâmetros físico, químicos, microbiológicos da amostras coletadas mensalmente, foi determinado o IQA nos dois pontos escolhidos. Seu valor reflete a interferência por esgotos sanitários e outros materiais orgânicos, nutrientes e sólidos na qualidade da água do Córrego Brejo Alegre.

O IQA, neste trabalho, foi calculado pelo produtório ponderado dos parâmetros de qualidade de água correspondentes às variáveis que integram o índice. A seguinte fórmula é utilizada (Equação 03):

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \text{ (Equação03)}$$

Em que:

- IQA = Índice de Qualidade das Águas. Um número entre 0 e 100;
- q_i = qualidade do i -ésimo parâmetro. Um número entre 0 e 100, obtido do respectivo gráfico de qualidade, em função de sua concentração ou medida (resultado da análise);
- n = número de parâmetros que entram no cálculo do IQA
- w_i = peso correspondente ao i -ésimo parâmetro fixado em função da sua importância para a conformação global da qualidade, isto é, um número entre 0 e 1, de forma que:

$$\sum_{i=1}^n w_i = 1 \text{ (Equação04)}$$

A determinação do i -ésimo parâmetro (q_i) de cada variável foi realizada de acordo com as curvas de qualidade dos parâmetros da metodologia do NSF adaptadas pela CETESB (Figura 03) em Equações representativas em conformidade com a caracterização das águas e clima brasileiro, conforme Tabela 09. Para a análise dos valores de IQA encontrados, foi utilizada a classificação adotada pelo IGAM como referência.

Tabela 09 - Equações representativas das curvas de qualidade do NSF adaptada pela CETESB

Parâmetro	Limite mínimo (>)	Limite máximo (≤)	Equação de q_i
Coliformes termotolerantes (log10)	0	1	$100 - 33 \cdot \log C$
	1	5	$100 - 37,2 \cdot \log C + 3,60743 \cdot \log C^2$
	5	3	
pH	0	2	2
	2	4	$13,6 - 10,6 \cdot \text{pH} + 2,4364 \cdot \text{pH}^2$
	4	6	$155,5 - 76,36 \cdot \text{pH} + 10,2481 \cdot \text{pH}^2$
	6	7	$-657,2 + 197,38 \cdot \text{pH} - 12,9167 \cdot \text{pH}^2$
	7	8	$-427,8 + 142,05 \cdot \text{pH} - 9,695 \cdot \text{pH}^2$
	8	9	$216 - 16 \cdot \text{pH}$
	9	9	$1415823 \cdot 10(-1,1507 \cdot \text{pH})$
	9	10	$50 - 32 \cdot (\text{pH} - 9)$
	10	12	$633 - 106,5 \cdot \text{pH} + 4,5 \cdot \text{pH}^2$

	12	14	3	
DBO	0	5	$99*10(-0,1232728*C)$	
	5	15	$104,67 - 31,5463*Log(C)$	
	15	30	$4394,91*C-1,99809$	
	30		2	
Nitrogênio Total (mgN/L)	0	10	$100 - 8,169*C + 0,3059*C^2$	
	10	60	$101,9 - 23,1023*Log(C)$	
	60	100	$159,3148*10(-0,0512842*C)$	
	100		1	
Fósforo (mgPO4/L)	0	1	$99*10^{(-0,91629*C)}$	
	1	5	$57,6 - 20,178*C + 2,1326*C^2$	
	5	10	$19,8*10^{(-0,13544*C)}$	
	10		5	
Diferença de temperatura			94 (assumindo o valor constante de 94 e a CETESB, por se considerar que, nas condições brasileiras, a temperatura dos corpos d'água não se afasta da temperatura de equilíbrio)	
Tubidez (UNT)	0	150	$100,17 - 2,67*Turb + 0,03775*Turb^2$	
	150	500	$84,76*EXP(-0,016206*Turb)$	
	500		5	
Sólidos totais (mg/L)	0	25	$79,75 + 0,166*C - 0,001088*C^2$	
	25	100	$101,67 - 0,13917*C$	
	100		32	
Porcentagem de saturação de OD (%)	0	50	$3 + 0,34*(\%sat) + 0,008095*(\%sat)^2 + 1,35252*0,00001*(\%sat)^3$	
	50	85	$3 - 1,166*(\%sat) + 0,058*(\%sat)^2 - 3,803435*0,0001*(\%sat)^3$	
	85	100	$3 + 3,7745*(\%sat)^{0,704889}$	
	100	140	$3 + 2,9*(\%sat) - 0,02496*(\%sat)^2 + 5,60919*0,00001*(\%sat)^3$	
	140		3 + 47	
	Concentração de saturação de OD (mg/L)			$Cs = (14,62 - 0,3898*temp + 0,006969*temp^2 - 0,00005898*temp^3)*(1 - 0,0000228675*altitude)^{5,167}$
	Porcentagem de saturação (%)			$100*OD/Cs$

Fonte: Adaptado de CETESB, 2008.

As variáveis da qualidade da água foram analisadas para fins de enquadramento de classes conforme Resolução CONAMA 357/2005, segundo os limites estabelecidos para as águas doces classe 2, 3 e 4 (Tabela 10).

Tabela 10 - Qualidade da água para fins de enquadramento segundo classes da Resolução CONAMA n^o357/2005.

Parâmetro	Unidade	Classe 2	Classe 3	Classe 4
pH	-	6	6	6
OD	mgO ₂ /L	5	4	2
Fósforo total	mg/L	0,1	0,15	0,15
Turbidez	NTU	100	100	100
DBO	mg/L	5	10	10
Coliformes termotolerantes	NMP/100mL	1000	2500	4000
Nitrogênio total	mg/L	2,18	2,18	2,18
Sólidos totais	mg/L	500	500	500
Temperatura	° C		28	28

Fonte: A autora.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Através de análises físico-químicas e biológicas obtém-se valores relativos a parâmetros classificados conforme as legislações vigentes. Dessa forma, o uso da água será definido, a partir dos órgãos ambientais, por meio do tipo e a classe a que ela pertence (PEIXOTO et al, 2016).

Serão apresentados os resultados dos vinte parâmetros analisados durante os meses de maio de 2021 a março de 2022 e o cálculo do IQA. A última coleta aconteceu no mês de abril de 2022.

No *Anexo 01* estão apresentados os vinte e dois parâmetros analisados durante os meses de coleta no córrego Brejo Alegre, indicando os resultados de pH, OD, fósforo total, turbidez, DBO, coliformes termotolerantes, nitrogênio total, sólidos totais, temperatura, condutividade elétrica, DQO, cádmio total, chumbo total, zinco total, cobre dissolvido, clorofila-a, densidade de cianobactérias, óleos e graxas, surfactantes, sulfeto total e cloreto total analisados durante os meses de coleta (maio de 2021 a abril de 2022). Na sequência, os parâmetros serão analisados e discutidos separadamente.

5.1 ENQUADRAMENTO DO CÓRREGO BREJO ALEGRE

Para a determinação da classe do córrego segundo a Resolução CONAMA 357/05, foi elaborada a Tabela 11, que apresenta os valores mínimos, médios e máximos dos parâmetros relacionados ao IQA durante os meses de coleta.

Tabela 11 - Avaliação dos parâmetros segundo classificação da Resolução CONAMA 357/05

Parâmetro	Mínimo	Média	Máxima	Classe 2	Classe 3	Classe 4
pH	6,0	7,5	8,1	6 a 9	6 a 9	6 a 9
OD	0,5	4,7	6,1	> 5	> 4	> 2
Fósforo total	1,5	4,8	8,6	0,1	0,15	0,15
Turbidez	7,5	30,8	54,8	100	100	100
DBO	4,5	21,3	73,4	5	10	10
Coliformes termotolerantes	1.259	325.833	1.645.000	1000	2500	4000
Nitrogênio total	0,4	26,2	51,3	2,18	2,18	2,18
Sólidos totais	85,9	365,5	582,5	500	500	500
Temperatura	23,0	28,0	30,0	-	28	28

Fonte: A autora

O Enquadramento é um dos instrumentos de gestão das Políticas Nacional e Estadual de Recursos Hídricos que visa assegurar às águas, superficiais e subterrâneas, qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas bem como diminuir os custos de combate à poluição, mediante ações preventivas permanentes. A partir da identificação dos usos preponderantes, isto é, dos usos mais restritivos em termos de qualidade, o enquadramento estabelece, no caso das águas superficiais, a classe de qualidade da água a ser mantida ou alcançada em um trecho (segmento) de um corpo de água (rio ou lago) ao longo do tempo e, no caso das águas subterrâneas, o enquadramento classifica o aquífero, ou porção deste, em uma classe de uso que será condicionante à sua utilização (IGAM, 2022).

Comparando os valores da Tabela 11 com os limites das classes para águas doces da Resolução CONAMA 357/05 e, considerando os valores mínimos, médios e máximos estabelecidos para cada parâmetro, pode-se enquadrar o córrego Brejo Alegre como classe 04 (CL 04), principalmente pelo resultado dos ensaios para fósforo total, nitrogênio total e coliformes

termotolerantes. Entretanto optou-se por enquadrar o córrego Brejo Alegre na Classe 02 (CL 02), haja vista que, os valores encontrados destes parâmetros foram superiores a normativa devido ao recebimento diário de esgoto sanitário doméstico e industrial sem tratamento gerado no município de Araguari.

Enquadrou-se o córrego como CL 02, acreditando que o enquadramento dos corpos de água deve estar baseado não necessariamente no seu estado atual, mas nos níveis de qualidade que deveriam possuir para atender às necessidades da comunidade (BRASIL, 2005) e ainda, a Superintendência de Água e Esgoto de Araguari (SAE), que realiza o monitoramento do córrego Brejo Alegre no município de Araguari, o enquadra Classe 02, levando em consideração o artigo 37 da Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01/2008, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, afirma que enquanto não aprovados os respectivos enquadramentos, as águas doces serão consideradas classe 2, exceto se as condições de qualidade atuais forem melhores, o que determinará a aplicação da classe mais rigorosa correspondente.

Assim, fica estabelecido como meta a melhoria da qualidade da água do córrego para efetivação dos respectivo enquadramento na CL 02.

5.2 ANÁLISE DOS PARÂMETROS QUE COMPÕEM O IQA

Os parâmetros que compõem o IQA são pH, OD, fósforo total, turbidez, DBO, coliformes termotolerantes, nitrogênio total, sólidos totais e temperatura.

5.2.1 pH

O pH é um parâmetro muito importante para estudos relacionados a qualidade dos corpos d'água, pois interfere diretamente em diversos equilíbrios químicos que ocorrem naturalmente ou nos processos de tratamento das estações de tratamento de águas.

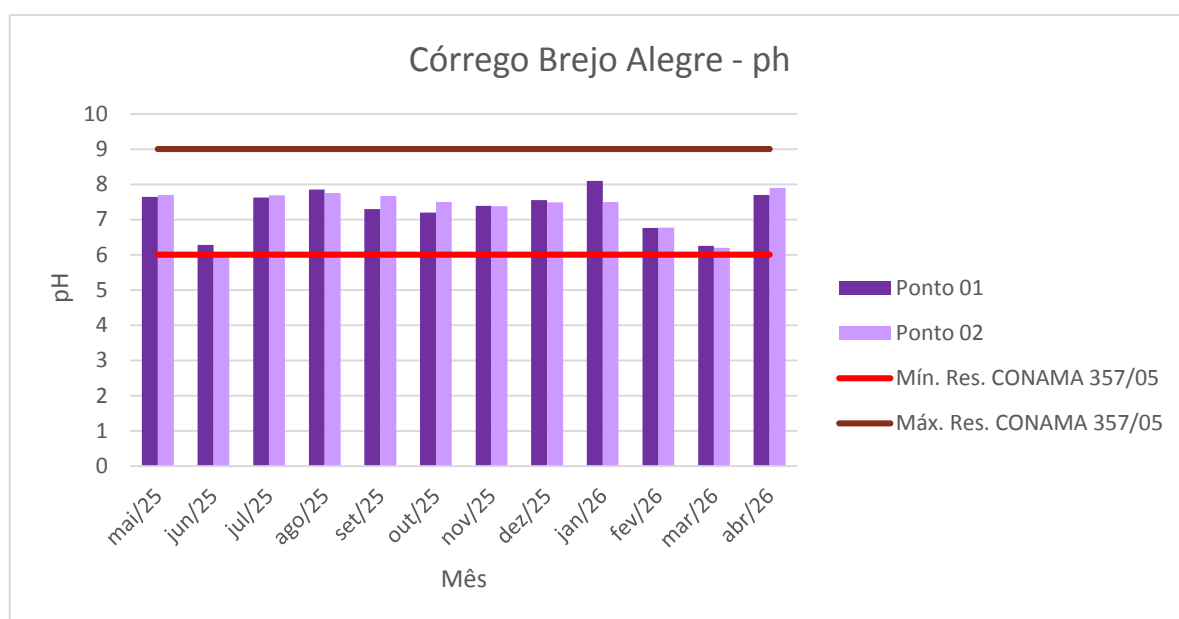
A Figura 11 indica os valores do pH durante as coletas de maio de 2021 a abril 2022 no córrego Brejo Alegre. O intervalo encontrado foi de 6,0 a 8,1, respeitando o intervalo estabelecido de

6,0 a 9,0 da Resolução CONAMA 357/2005. Os valores de pH nos dois pontos sofreram um aumento nos meses menos chuvosos (a partir de julho 2021), o que pode ser justificado pela ausência de águas ácidas provenientes da precipitação atmosférica, já que as características naturais de águas de precipitação atmosférica possuem baixo pH (DAMASCENO et al, 2015).

Além das precipitações pluviométricas, outro fator que influencia o pH da água é a temperatura da mesma, sendo que quanto maior a temperatura menor é o valor de pH (SILVA et al, 2008). Isto pode ser observado nos dados coletados nos pontos de coleta do córrego Brejo Alegre.

A comparação entre o pH medido nos dois pontos monitorados, não houve grande diferenças entre eles. O ponto 02 apresentou valores de pH iguais ou ligeiramente inferiores ao do ponto 01 no período chuvoso, sobretudo entre os meses de novembro a março.

Figura 11 – Variação do pH do córrego Brejo Alegre.



Fonte: A autora

Resultados semelhantes foram obtidos por PAULA (2011), PEREIRA (2015) e REZENDE (2018) que realizaram pesquisas relacionadas a qualidade de água do córrego Brejo Alegre.

PAULA (2011), realizou estudos para avaliar a capacidade de autodepuração do rio Jordão, considerando-se as contribuições reais do córrego Brejo Alegre em junho de 2010 (estiagem) e

janeiro de 2011 (cheia). Encontrou valores de pH de 7,49 no período de estiagem e 7,43 no período chuvoso, respeitando o intervalo preconizado pela Resolução.

PEREIRA (2015) investigou, através de 06 pontos de monitoramento, a influência do uso do solo sobre a qualidade da água do Córrego Brejo Alegre e, encontrou em seu ponto 06 o pH de 7,1, dentro do intervalo estabelecido pela Resolução. Vale ressaltar pelas coordenadas e pela localização que o autor descreve o ponto 06 (perto de empresas frigoríficas), conclui-se que é próximo ao ponto de coleta 01 desta dissertação.

REZENDE (2018), fez uma avaliação ambiental do córrego Brejo Alegre com foco na influência de efeitos antrópicos na qualidade da água em dois pontos diferentes, utilizando como sistemas teste o desenvolvimento radicular de cebolas (*Allium cepa*) e peixes lambaris (*Astyanax altiparanae*) no ano de 2018 e, obteve os valores de 7,3 no período de seca e 7,4 para o período chuvoso, também dentro do intervalo proposto na Resolução.

FIA (2015), analisou a variação espaço-temporal da qualidade da água e as características tróficas dos principais cursos de água na microbacia do Ribeirão Vermelho em Lavras - MG e acredita que há uma maior influência da matéria orgânica do que a temperatura sobre a variável pH, pois parte dos esgotos da cidade de Lavras são lançados nos cursos de água que cortam o município sem tratamento prévio, o que contribui para o aumento da matéria orgânica proveniente da mata ciliar que circunda o local, diminuindo os valores de pH.

5.2.2 Oxigênio dissolvido

O OD é um fator limitante para manutenção da vida aquática e de processos de autodepuração em sistemas aquáticos naturais e ETE. Durante a degradação aeróbia da matéria orgânica, as bactérias fazem uso do oxigênio nos seus processos respiratórios, podendo vir a causar uma redução de sua concentração no meio (CETESB, 2017).

Para a manutenção da vida aquática aeróbia são necessários teores mínimos de oxigênio dissolvido de 2 mg/L a 5 mg/L, dependendo do organismo.

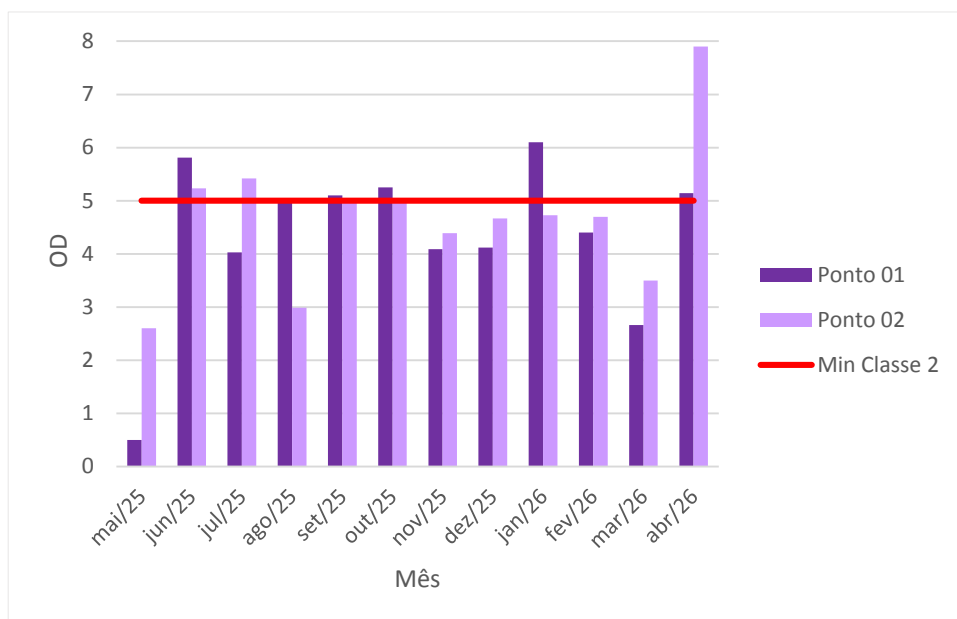
Os resultados da análise de oxigênio podem ser interpretados de duas formas: pela concentração de oxigênio dissolvido na água, expresso em mg/L (equivalente ao ppm) e pela porcentagem (%) de saturação.

A Figura 12 mostra os valores de oxigênio dissolvido durante os meses de coleta. O valor mínimo encontrado é de 0,5 mg/L no mês de maio de 2021 para o ponto 01 e também em maio de 2021 de 2,6 mg/L no ponto 02. O maior valor encontrado foi de 6,1mg/L para janeiro de 2022 para o ponto 01 e 7,90 mg/L para o ponto 02 em abril de 2022.

A principal diferença entre os pontos 01 e 02 está na descarga do efluente tratado na ETE municipal entre os dois pontos (a jusante do ponto 01 e a montante do ponto 02). Pode-se observar que o OD tendeu a apresentar maiores valores no ponto 02 no período de novembro de 2021 a abril de 2022 devido ao período chuvoso na região que contribui para aumento da vazão no córrego e diluição da carga orgânica remanescente no esgoto tratado. E ainda, esse aumento na concentração, pode ser atribuído a transferência do OD da atmosfera pela turbulência produzida pelas gotas de água caindo acima da superfície da água.

Vale ressaltar também o predomínio nos dois pontos monitorados da concentração de oxigênio dissolvido inferior ao mínimo determinado pela Resolução CONAMA 357/05 para cursos d'água classe 2. Isto mostra um elevado nível de contaminação por matéria orgânica no córrego Brejo Alegre em função do descarte de esgotos e efluentes ao longo deste curso d'água.

Figura 12 – Variação do OD no córrego Brejo Alegre.

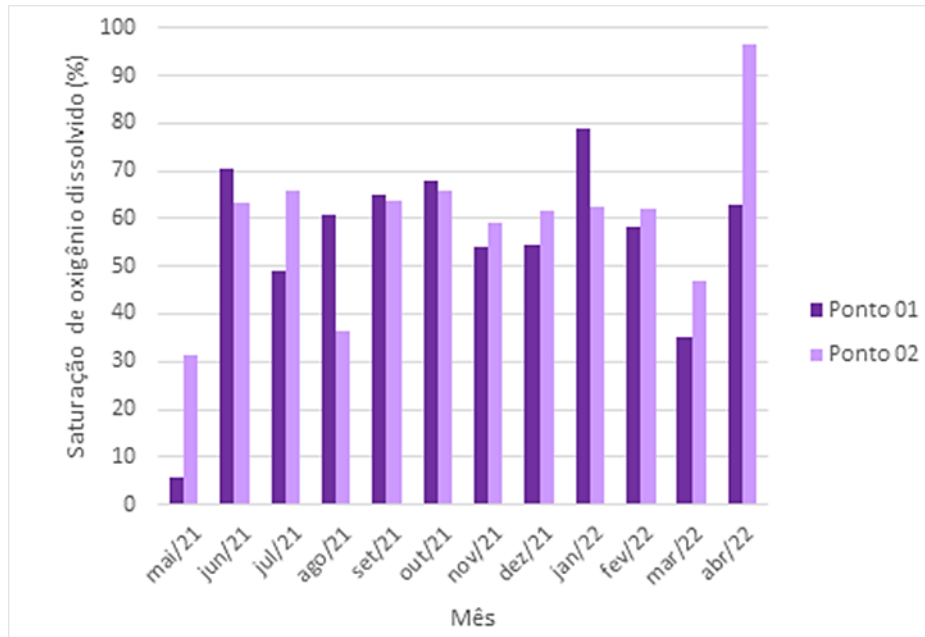


Fonte: A autora

Considerando a porcentagem de saturação (Figura 13), que corresponde a quantidade de oxigênio contido em 1L de água relativo ao nível total de oxigênio que a água pode reter naquela temperatura (EMBRAPA, 2022), para o ponto 01, 58% dos resultados (7 dos 12 meses de coleta) apontam que a porcentagem de saturação foi inferior a 60% de saturação, indicando possivelmente que a água é pobre em oxigênio dissolvido, podendo estar muito quente ou ainda, que as bactérias podem estar consumindo o OD. Já no ponto 02, os valores da porcentagem de saturação foram melhores, sendo 58% dos resultados (7 dos 12 meses de coleta) foram entre 60% e 79% de saturação, demonstrando um valor aceitável para a maioria das espécies aquáticas.

Através dos dois gráficos apresentados, pode-se notar que os maiores valores de OD e porcentagem de saturação foram encontrados nos meses com clima mais frio, temperaturas mais amenas e períodos de seca. Em menores temperaturas, a água tem maior capacidade de manter maiores concentração de OD e há redução do consumo de OD devido à redução da atividade metabólica microbiana na degradação da matéria orgânica. Outro fator que pode ter influenciado diretamente a concentração de OD nas águas no inverno, foram as elevadas concentração de nutrientes como o fósforo que permitem o desenvolvimento de plantas aquáticas e algas que produzem OD para o ambiente por meio da fotossíntese.

Figura 13 – Porcentagem de saturação de OD



Fonte: A autora

A Resolução CONAMA 357/2005 CL 02 para águas doces, descreve que o teor de OD em qualquer amostra não deve ser inferior a 5,0 mg/L. Nesse sentido, o parâmetro OD está em desacordo com a Resolução, pois 60% dos resultados, tanto do ponto 01 quanto do ponto 02, apresentaram valores inferiores a cinco (média P01: 4,28 mg/L e média P02: 4,39 mg/L).

PEREIRA (2015) encontrou a concentração de OD 5,22 mg/L no córrego Brejo Alegre (em seu ponto de captação 06 próximo a frigoríficos) e PAULA (2011), a concentração de OD sendo de 5,5 mg/L para o período de estiagem e 5,58 mg/L para o período de cheia, sendo os resultados dos dois autores dentro da citada Resolução. Nesse sentido, após 10 anos, houve piora para este parâmetro no córrego estudado.

SALIH (2022) realizou estudo para determinar a capacidade de autopurificação do rio Tanjero, situado no sudoeste da cidade de Sulaimani no Iraque, através dos parâmetros velocidade, profundidade, vazão do rio, temperatura da água, pH, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, turbidez, OD e DBO. As amostras de água foram coletadas uma vez por mês durante o ano de 2021, em seis pontos ao longo do rio. Encontrou-se o menor valor de OD de 6,4 mg/L e o maior de 7,46 mg/L. Concluiu que a concentração de OD a montante foi inferior ao do valor de OD a jusante. Isso porque a qualidade da água na parte a montante foi deteriorada

devido aos lançamentos de águas residuais, já na parte a jusante, a concentração de substância orgânica era baixa devido ao alto fator de diluição por receber pequenos afluentes naquele ponto. O autor menciona ainda, que temperaturas mais altas impactam o oxigênio dissolvido não só diminuindo a solubilidade, mas também aumentando a aceleração da decomposição da substância orgânica e, portanto, afetando a concentração de oxigênio dissolvido na água. Águas mais frias tem maior solubilidade de OD.

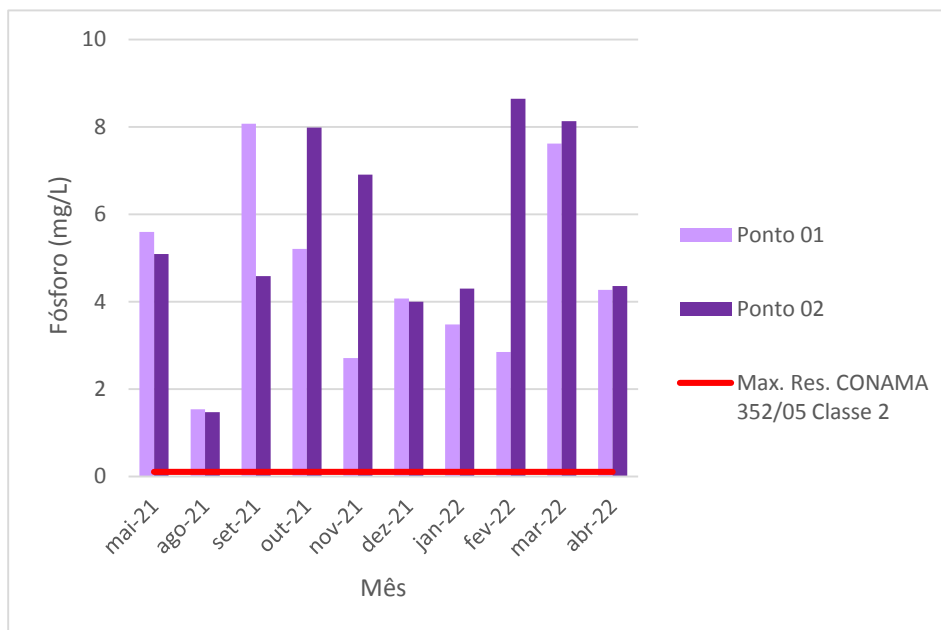
5.2.3 Fósforo total

O fósforo avalia a carga de nutrientes e a condição de eutrofização desses corpos d'água (CETESB, 2017). É um nutriente necessário para o desenvolvimento de plantas e animais aquáticos, entretanto, em grandes quantidades pode causar a proliferação acentuada de algas, que são responsáveis por limitar e esgotar o oxigênio para os peixes e outros organismos. Embora as algas ajudam a aumentar o OD por meio da fotossíntese, durante o dia, as algas a noite, realizam apenas o processo de respiração, consumindo o OD. Além disso, a multiplicação de microrganismos que habitam a superfície da água, favorece o aumento da turbidez e impede a penetração da luz solar, cuja consequência é a diminuição da quantidade de oxigênio dissolvido na água resultante da ação fotossintética. Sendo assim, a luz solar não penetra no espelho d'água, contribuindo para a mortandade dos peixes.

Em relação ao fósforo total, se obteve as concentrações apresentadas na Figura 14. Por problemas técnicos, não foi possível determinar os meses de junho e julho de 2021. O valor mínimo encontrado foi no mês de agosto de 2021 para os dois pontos, sendo no P01 o valor de 1,54 mg/L e P02 sendo 1,47 mg/L e as maiores concentrações foram encontradas no mês de setembro de 2021, 8,1 mg/L no mês de setembro e no mês de fevereiro de 2022, 8,6 mg/L para o P02. Esses pontos recebem despejo de esgoto doméstico e industrial direto em suas águas, fato que pode justificar os altos valores de fósforo encontrados.

A Resolução CONAMA 357/05 CL 02 estabelece o limite de 0,1 mg/L, bem inferior aos valores encontrados em todos os meses de coleta. Portanto a concentração deste parâmetro está em desacordo com a Resolução. Os esgotos sanitários no Brasil apresentam, tipicamente, concentração de fósforo total na faixa de 6 a 10 mg/L, não exercendo efeito limitante sobre os tratamentos biológicos (SILVEIRA, 2014).

Figura 14 – Concentração de fósforo total do córrego Brejo Alegre.



Fonte: A autora

Resultado análogo foi obtido por PAULA (2011) no córrego Brejo Alegre, sendo 0,28 mg/L no período de chuva e 0,18 mg/L no período de estiagem, sobrepondo o valor preconizado pela Resolução. Nota-se um aumento considerável deste parâmetro após 10 anos deste estudo, que pode ser motivado pelo crescimento populacional em Araguari – MG, advindo do desenvolvimento econômico pela instalação de novas empresas multinacionais (fábricas de celulose e fertilizantes), implantação de centros de qualificação, hospital universitário, entre outros.

O Índice do Estado Trófico tem por finalidade classificar corpos d'água em diferentes graus de trofia, ou seja, avalia a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo das algas ou ao aumento da infestação de macrófitas aquáticas. Os resultados do índice calculados a partir dos valores de fósforo, devem ser entendidos como uma medida do potencial de eutrofização, já que este nutriente atua como o agente causador do processo (ANA, 2021).

De acordo com dados obtidos através dos resultados das amostras no córrego Brejo Alegre, pode-se calcular o Índice do Estado Trófico a partir dos valores de concentração de fósforo, segundo classificação IGAM (2022) e, obteve-se média de 77,12 $\mu\text{g/L}$ para o P01 e 78,19 $\mu\text{g/L}$

para o P02, indicando estado de trofia do tipo Hipereutrófico, apontando, segundo LAMPARELLI (2004), que córrego está afetado significativamente pelas elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, com comprometimento acentuado nos seus usos, associado a episódios de florações de algas ou mortandades de peixes, com consequências indesejáveis para seus múltiplos usos, inclusive sobre as atividades pecuárias nas regiões ribeirinhas. Quando comparado ao valor de referência de 76 µg/L (DOODS, 1998), também pode-se afirmar que o córrego possui alto potencial de eutrofização.

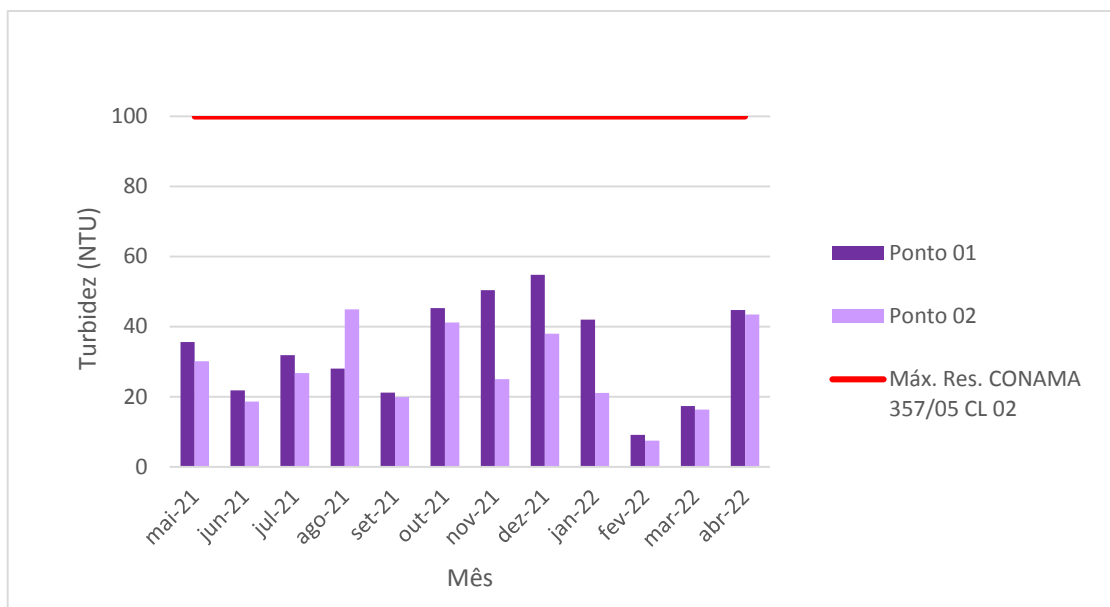
STACKPOOLE (2019) realizou estudos sobre os impactos variáveis do fósforo advindo de atividades agrícolas (fertilizantes e insumos de esterco) de 1992 a 2012, contrapondo a presença deste parâmetro preexistente nos rios dos Estados Unidos. Estas informações forneceram uma análise abrangente para explicar a variabilidade nas tendências de exportação de fósforo do rio em resposta a mudanças nas quantidade de fósforo na agricultura em bacias hidrográficas nos Estados Unidos. Neste estudo, tomou-se como referência o Índice do Estado Trófico a concentração de fósforo total igual e superior a 76 µg/L, indicando um sistema altamente produtivo ou eutrófico (DODDS et al., 1998). Descobriu-se então que 60% das 173 bacias examinadas como parte deste estudo tinham concentrações de fosforo total que excederam esse valor em 2012 sugerindo que há uma alto potencial de eutrofização na maioria dos rios dos EUA.

5.2.4 Turbidez

O parâmetro turbidez mede a transparência da água na atenuação da intensidade da luz e depende da quantidade de partículas suspensas e matéria orgânica.

Os valores de turbidez encontrados são apresentados na Figura 15. Os menores valores foram no mês de fevereiro de 2022, de 9,14 NTU para o ponto 01 e de 7,46 NTU para o ponto 02. Já os maiores resultados foram obtidos para o ponto 01 de 54,80 NTU no mês de dezembro de 2021 e para o ponto 02, 44,90 NTU em agosto de 2021 para o ponto 02.

Figura 15 – Variação da turbidez nos meses de coleta do córrego Brejo Alegre.



Fonte: A autora

Em todos os meses a turbidez não ultrapassou o limite estabelecido para a Resolução CONAMA 357/2005 CL 02 para águas doces, de 100 NTU. Observa-se que no período chuvoso de 2021 houve um aumento turbidez no córrego nos dois pontos, possivelmente pelo aumento de material particulado suspenso nas águas levado ao córrego pelo processo de escoamento ocasionado pelas chuvas. Além disso, o ponto 02 apresentou menor turbidez em praticamente todos os meses analisados, o que indica que o lançamento do esgoto tratado na ETE municipal não contribui com o aumento de sólidos suspensos no curso d'água. Sua contaminação é principalmente em relação à outros parâmetros dissolvidos, sobretudo em relação à matéria orgânica e nutrientes.

Semelhantemente, ALCÂNTARA (2019) em seu trabalho de pesquisa analisando exclusivamente o parâmetro turbidez no rio Itabirito, principal afluente do rio das Velhas - MG, realizou a compilação de dados de monitoramento de turbidez disponibilizados pelas mineradoras Vale S. A. (período 2013 a 2016), Gerdau (período 2015 a 2016) e base de dados do IGAM (período 1997 a 2016), comparou com dados de precipitação levantados através do site Hidroweb e conclui que, o processo de carreamento de sólidos proveniente do escoamento superficial após períodos de chuva, fez com que os níveis de turbidez se elevassem. Das 37 amostras analisadas, todas ultrapassaram o limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005 de 100 NTU, sendo 81% das amostras em datas onde houve registro de ocorrência

pluviométrica e apenas 19% em datas de períodos de estiagem. Afirma ainda o autor, que entende-se como plausível interpretar essa pequena porcentagem de amostras como sendo eventos pontuais em que possivelmente houve interações antrópicas através de lançamentos de particulados.

Estudos anteriores no córrego Brejo Alegre encontraram também resultados de turbidez dentro dos limites estabelecidos da Resolução CONAMA 357/05 CL 02. PEREIRA (2015) obteve o valor para turbidez 3,14 NTU e a autora PAULA (2011) registrou os valores de 17 NTU no período de estiagem e 19,9 NTU para o período de chuva. E ainda, REZENDE (2018) obteve os valores para dois pontos do córrego de 24,6 NTU e 17 NTU no período seco e 20,4 NTU e 17 NTU no período chuvoso.

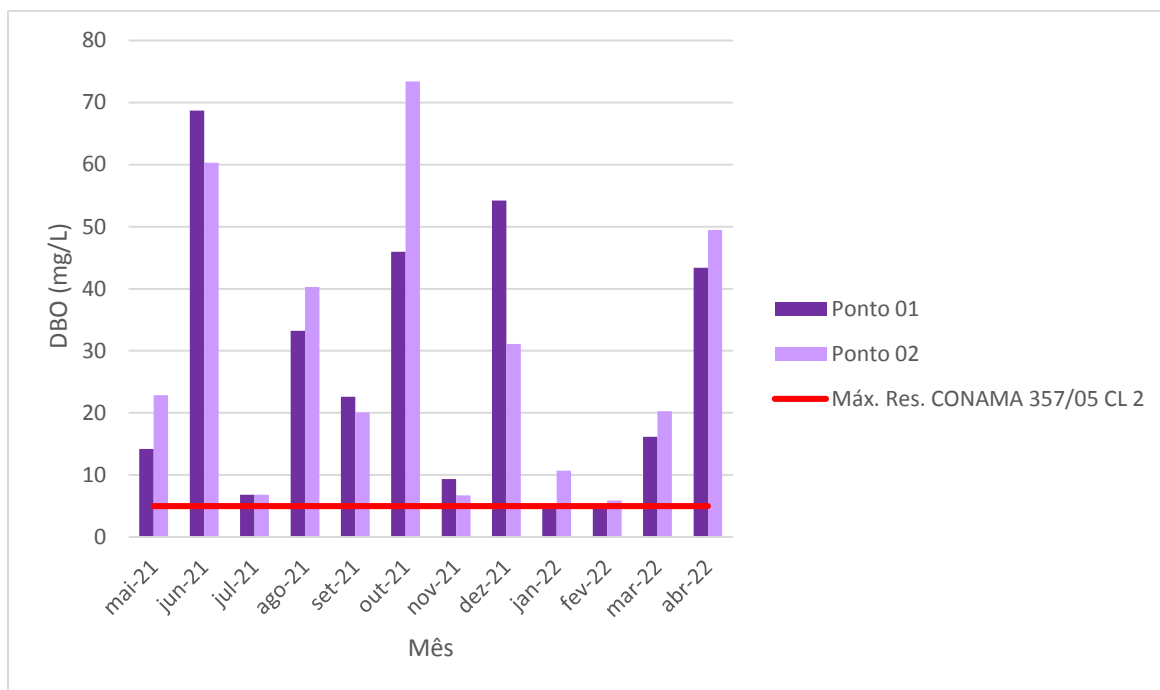
O processo de evaporação natural pode interferir nas características biológicas, físicas e químicas, aumentando a concentração de nutrientes, salinidade e condutividade, contribuindo para os altos valores de turbidez no período com a menor pluviosidade (DINIZ, 2017). Neste estudo do córrego brejo alegre, concluiu-se que para o parâmetro turbidez, a estiagem não contribuiu significativamente para os valores encontrados nos meses de coleta e o principal fator responsável pelo aumento da turbidez pode estar relacionado ao carreamento de partículas do solo pelo escoamento superficial durante o período chuvoso.

5.2.5 DBO

A DBO corresponde à quantidade de oxigênio consumida por microrganismos para degradar a matéria orgânica presente em uma certa amostra de efluente. Como esses microrganismos realizam a decomposição da matéria orgânica no meio aquático, saber a quantidade desse gás é uma forma efetiva de analisar o nível de poluição existente nesse meio (DIAS, 2022).

A Figura 16 apresenta a variabilidade dos valores de DBO nos dois pontos de coleta distribuídos ao longo do córrego Brejo Alegre. Os resultados máximos foram, para o ponto 01 de 68,71 mg/L no mês de junho de 2021 e para o ponto 02, de 73,38 mg/L no mês de outubro de 2021. Os menores resultados foram de 4,54 mg/L no mês de janeiro de 2022 para o ponto 01 e 5,9 mg/L no ponto 02 no mês de fevereiro de 2022.

Figura 16 – Variação de DBO nos meses de coleta do córrego Brejo Alegre.



Fonte: A autora

Nota-se que a DBO, para os dois pontos analisados, com exceção do mês de janeiro de 2022, ficaram acima do limite máximo de 5 mg/L preconizado pela Resolução CONAMA 357/05 para a CL 2. Esses altos índices se justificam pois no córrego Brejo Alegre, o efluente sanitário e industrial de Araguari é lançado diretamente em suas águas, favorecendo um grande consumo do oxigênio (O₂) por parte dos microrganismos, elevando a DBO e prejudicando os seres vivos aeróbios.

Entre os dois pontos, o ponto 02 apresentou maiores valores de DBO na maioria do período monitorado em função do acréscimo de DBO decorrente do lançamento do esgoto tratado na ETE municipal. Embora o tratamento de esgotos reduza a concentração de DBO, a legislação vigente permite lançamentos com DBO de até 60 mg/L ou 70% de eficiência de remoção (o que pode implicar em concentrações ainda maiores, dependendo da concentração inicial).

Resultados semelhantes foram encontrados por PAULA (2011) que realizou estudo no córrego Brejo Alegre, obteve valores de DBO de 15,30 mg/L no período de estiagem e 23,40 mg/L no período chuvoso, em desacordo com o limite preconizado pela Resolução. A autora afirma em seu trabalho que o córrego Brejo Alegre, logo na confluência com o rio Jordão, apresentou uma DBO aproximadamente 5 (cinco) vezes superior à concentração preconizada pela Resolução,

fruto de lançamento de efluente doméstico e possivelmente industrial sem nenhum tipo de tratamento, suspensão dos sedimentos de fundo, além do escoamento superficial difuso na área rural, carreando dejetos de gado, matéria orgânica natural do solo, além dos fertilizantes sintéticos. Assim, mesmo após 10 anos, o esgoto gerado no município ainda é lançado diretamente no córrego, o parâmetro DBO continua elevado, indicando grande quantidade de matéria orgânica e conseqüentemente a poluição no córrego.

SALIH (2022) descreve em seu trabalho que a DBO afeta diretamente a quantidade de oxigênio dissolvido nos rios e quanto maior a sua concentração, mais rapidamente o oxigênio se esgota. A concentração de DBO a montante do rio Tanjero foi superior à concentração de DBO a jusante e a alta concentração de DBO pode ser atribuído à descarga de todos os efluentes, como as águas residuais não tratadas provenientes de atividades domésticas ou de muitas instalações de escoamento de águas residuais, refinaria de petróleo, aterros, restaurantes, matadouros, zonas industriais e atividades agrícolas da cidade de Sulaimani. A jusante, pode-se facilmente verificar que o nível de DBO diminuiu ligeiramente devido à autodepuração do rio.

Siqueira et al (2012) ao avaliar a qualidade da água do rio Parauapebas, registrou valores de DBO com média de 3,83 mg/L, mínima de 2,20 mg/L e máxima de 9,79 mg/L, significativamente menores do que os valores encontrados no córrego Brejo Alegre nos meses de coleta. O autor afirma que as maiores concentrações foram observadas nos trechos de ocupação urbana com lançamento de efluentes domésticos diretamente no rio.

5.2.6 Coliformes termotolerantes

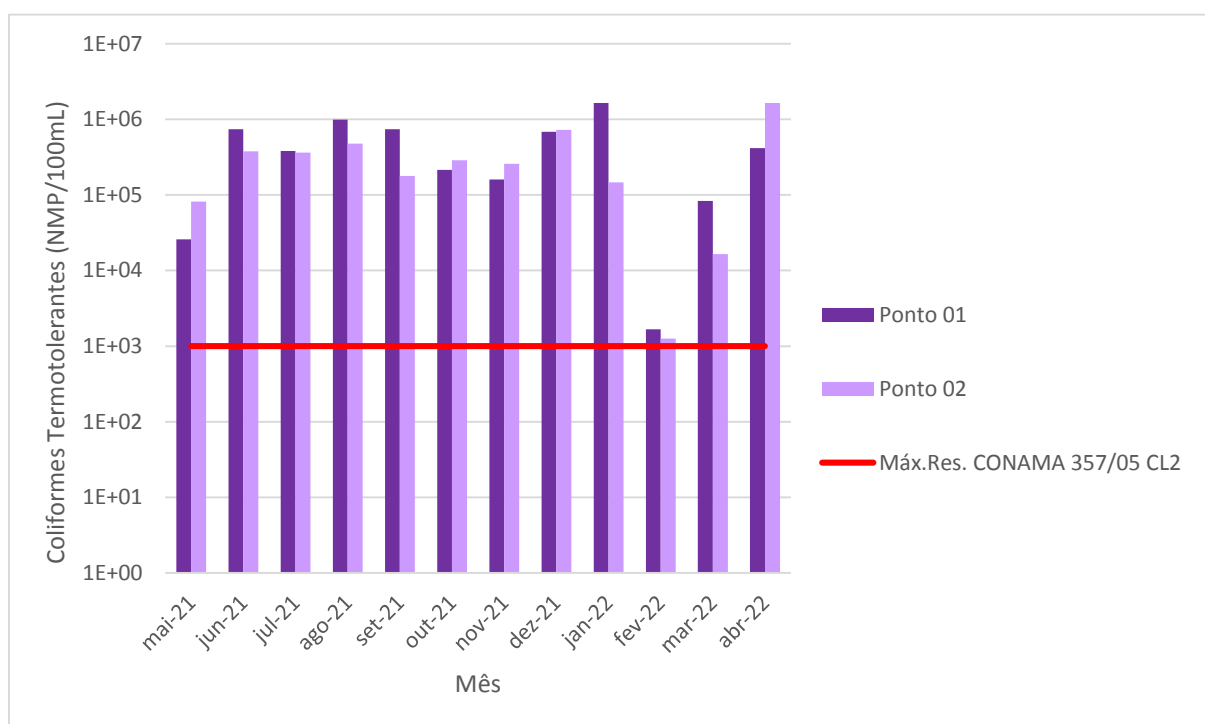
As bactérias do grupo coliforme são consideradas os principais indicadores de contaminação fecal e estão presentes nas fezes de animais de sangue quente e no solo (SOUZA,2014).

A Figura 17 apresenta os valores de coliformes termotolerantes nos dois pontos distribuídos ao longo do córrego Brejo Alegre. Os menores valores encontrados para os coliformes termotolerantes foram em fevereiro de 2022 para os dois pontos, 1.669 NMP/100 mL para o ponto 01 e, 1.259 NMP/100 mL para o ponto 02. Já as maiores concentrações foram encontradas nos períodos de altos registros pluviométricos (verão), sendo de $1,65 \cdot 10^6$ NMP/100 mL para o ponto 01 em janeiro de 2022 e o mesmo valor de $1,65 \cdot 10^6$ NMP/100 mL para o ponto 02 em

abril de 2022. Os pontos de coleta recebem grande parte de esgoto bruto proveniente do lançamento do esgoto doméstico e industrial, por isso se justifica estas altas concentrações de coliformes.

Os valores mínimos para os dois pontos de coleta ultrapassam o limite preconizado pela Resolução CONAMA 357/05 CL, de 1.000 NMP/100 mL. A Resolução ainda descreve que não deverá ser excedido um limite de 1000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 6 (seis) amostras coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral, fato confirmado pelos resultados dos ensaios, salientando o desacordo com a Resolução.

Figura 17 – Quantificação de coliformes termotolerantes no córrego Brejo Alegre.



Fonte: A autora

SREEKALA (2018) estudou a influência de fatores geoambientais e químicos em coliformes termotolerantes e *E. coli* nas águas subterrâneas do distrito de Ernakulam (Kerala, Índia), onde o terreno é caracterizado por possuir aquíferos confinados e não confinados e, concluiu que durante períodos de chuva e posterior a chuva, a quantidade de coliformes totais são significativamente elevados quando comparados ao período de estiagem. O autor acredita que essa elevação é devido ao efeito da chuva, fluxo superficial, carga de nutrientes e clima quente

e úmido no verão. Grandes variações nas contagens de coliformes foram observadas em poços situados perto de rios, canais, arrozais e em corpos d'água próximos a centros de peregrinação, indústria de fertilizantes e locais públicos. Percebeu-se ainda, que as características químicas como pH, nitrito, bicarbonato, dureza e alcalinidade das águas subterrâneas influenciam na sobrevivência dos coliformes.

Resultado semelhante foi encontrado por RISTORI (2007) em estudos quanto a presença e concentração de perigos bacterianos viáveis em ostras e ambientes aquáticos no estuário de Cananéia, litoral sul de São Paulo, onde observou um aumento de coliformes termotolerantes no verão devido à alta pluviosidade registrada na região.

De forma contrária, PAULA (2011) obteve em seu trabalho, resultados para o córrego Brejo Alegre, valores inferiores a 1,10 NMP/100mL podendo assim ser considerado ausência de coliformes para todos os pontos de coleta, valor este, bem inferior ao máximo de 1000 coliformes termotolerantes por 100 mL preconizado pela Resolução CONAMA 357/05.

Após 10 anos, nota-se que a quantidade de coliformes termotolerantes aumentou significativamente, apontando que o esgoto doméstico e industrial continua sendo lançado diretamente no córrego comprometendo a qualidade de vida das comunidades que vivem às margens do córrego.

5.2.7 Nitrogênio total

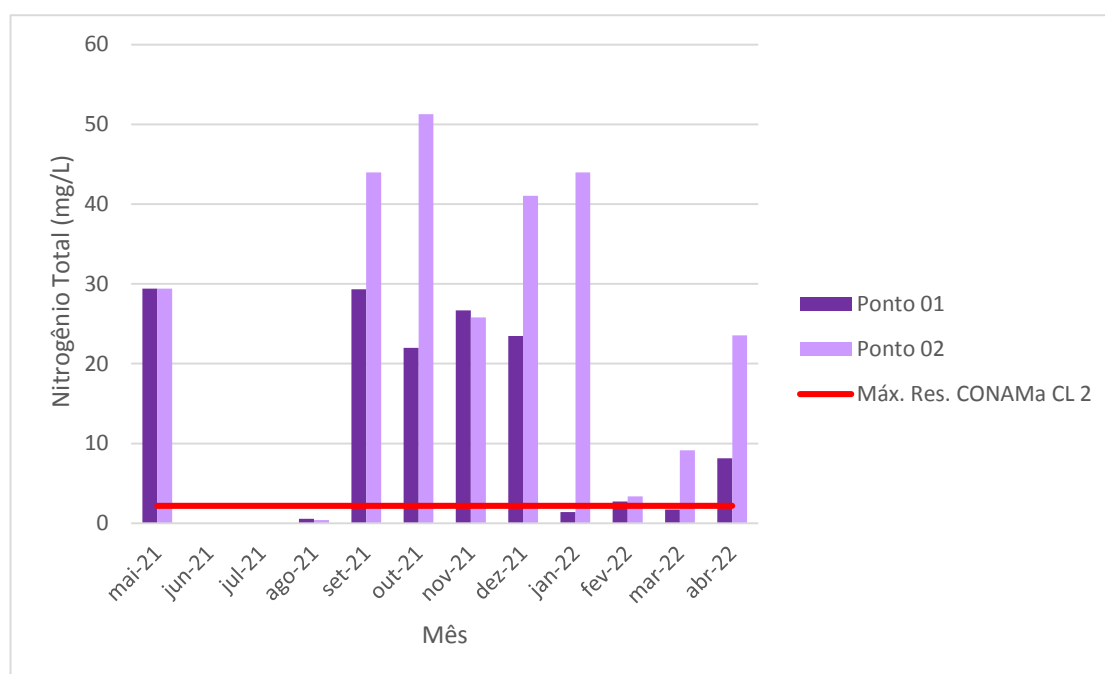
O teor de nitrogênio total é a soma do nitrogênio amoniacal e orgânico, acrescido das concentrações de nitrito e nitrato.

A Figura 18 mostra os valores de nitrogênio total encontrados nos dois pontos durante os meses de coleta no córrego Brejo Alegre. Percebe-se que os menores valores foram encontrados nos períodos de seca, no mês de agosto de 2021, no ponto 01 igual a 0,54 mg/L e 0,38 mg/L no ponto 02, pode estar vinculado ao período de estiagem. As maiores concentrações foram observadas no mês de Setembro de 2021 para o ponto 01, 29,40 mg/L e no ponto 02 em outubro de 2021 de 51,30 mg/L, superando os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05

para também ambientes lóticos de 2,18 mg/L. Por problemas técnicos, não foi realizada a leitura dos meses de junho e julho de 2021.

Estas maiores concentrações no período de cheia pode indicar grande contribuição da lixiviação de nutrientes do solo para o curso d'água pelas chuvas. Os nutrientes utilizados em atividades agrícolas podem ser solubilizados e provocarem este aumento nas concentrações detectado no córrego Brejo Alegre. Ainda assim a contribuição da ETE municipal é considerável ao se comparar os dois pontos monitorados. Em praticamente todos os meses, a concentração de nitrogênio total no ponto 02 foi igual ou superior ao ponto 01.

Figura 18 – Variação de Nitrogênio total nos meses de coleta do córrego Brejo Alegre.



Fonte: A autora

Resultados semelhantes foram obtidos por SILVA et al (2019), que avaliaram a qualidade de água em bacias hidrográficas no nordeste, obtiveram resultados quanto às concentrações de nitrogênio total de 0,5 mg/L N no reservatório Itaparica a 30 mg/L N, na bacia do rio Paraíba, superior ao estabelecido pela Resolução para também ambientes lóticos.

PAULA (2011) obteve em seu trabalho, para o parâmetro nitrogênio total no córrego Brejo Alegre, os valores 6,84 mg/L no período chuvoso e de 4,74 mg/L no período de seca, ultrapassando o também limite estabelecido pela Resolução. Conclui-se que para este parâmetro

houve piora significativa, em média quase cinco vezes o aumento da concentração encontrada em 2011.

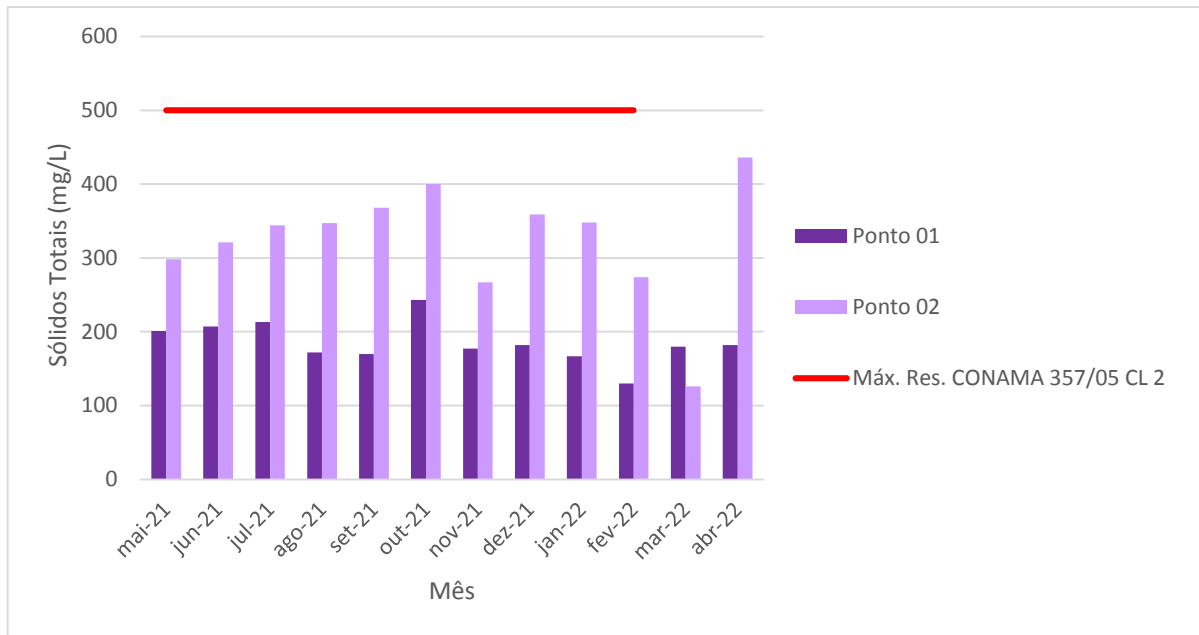
5.2.8 Sólidos totais

O quantitativo de sólidos totais é um importante fator da qualidade da água que se refere a todas as substâncias filtráveis inorgânicas e orgânicas presente nas águas. Podem ser oriundos de lixiviação, escoamento de fontes naturais, atividades agrícolas, descarte de efluentes entre outros.

A Figura 19 demonstra a concentração dos sólidos totais encontrados durante os meses de coleta no córrego Brejo Alegre. No mês de outubro de 2021 foram registrados os menores valores para o ponto 01 de 130 mg/L e no mês de abril para o ponto 02 de 126 mg/L. Os maiores resultados foram observados para o ponto 01 no mês de fevereiro de 2021 de 243 mg/L e de 436 mg/L no ponto 02 no mês de abril de 2021, possivelmente devido à ausência de chuva e diminuição da vazão do córrego. Os resultados estão em conformidade com a Resolução CONAMA 357/05 CL 2, cujo valor máximo é de 500 mg/L.

Em comparação aos dois pontos monitorados, o ponto 02 apresentou maior concentração de Sólidos totais em quase todos os meses, o que se deve ao descarte de esgoto tratado na estação de tratamento. É interessante observar que embora a concentração de ST tenha sido maior no ponto 02, os valores de turbidez nesse ponto foram, em geral, menores do que no ponto 01. Isto quer dizer que a principal contribuição de sólidos da ETE municipal está relacionada aos sólidos dissolvidos resultantes da decomposição do material particulado durante o tratamento biológico e retenção física nas etapas do filtro biológico e decantador secundário.

Figura 19 – Concentração de sólidos totais no córrego Brejo Alegre.



Fonte: A autora

BARROS (2015) fez um estudo sobre a água e solo das margens do rio Piancó – PB, constatou que a concentração de sólidos totais variaram de 151,1 mg/L a 304,5 mg/L e, os valores mais altos ocorreram no período seco. E assim como no córrego Brejo Alegre, os valores não ultrapassaram o limite máximo de 500 mg/L, estipulados pela Resolução CONAMA 357/2005 CL 2.

PAULA (2011) apresentou em seu trabalho de pesquisa, os valores de 155 mg/L no mês de junho (seca) e 453 mg/L no mês de janeiro (chuvoso) para sólidos totais no córrego Brejo Alegre, também não ultrapassando o limite da legislação vigente. Segundo a autora, independente do período do ano, as concentrações de sólidos totais aumentaram ao longo do escoamento, motivadas pelas contribuições dos afluentes para o período de estiagem e no período chuvoso, este aumento está vinculado aos cursos de água afluentes e às contribuições difusas. Baseado neste trabalho, conclui-se que para este parâmetro houve piora significativa, pois no geral, houve aumento dos sólidos totais. Este aumento de sólidos é resultado do aumento de descarte de esgoto, efluentes e lixiviação ocorrida em função da urbanização da área e remoção de vegetação.

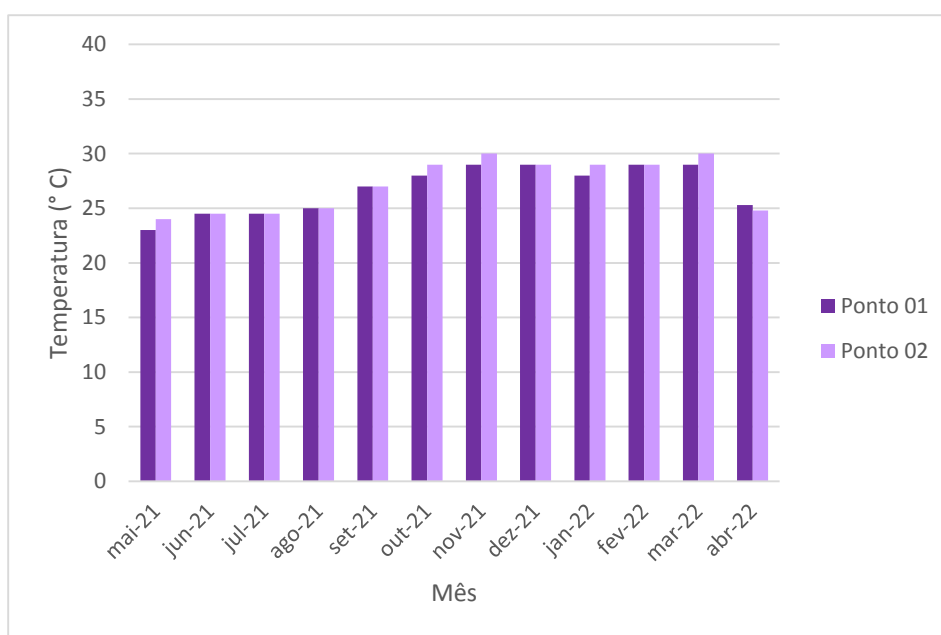
5.2.9 Temperatura

A variação da temperatura afeta diretamente nos processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem nos corpos d'água. Este parâmetro interfere nos parâmetros como na tensão superficial e viscosidade, velocidade da fotossíntese, metabolismo microbiano e afeta as taxas de conversão de matéria orgânica.

A Figura 20 mostra os valores da temperatura da água nos pontos de coleta entre os meses de maio de 2021 a abril de 2022. A média geral da temperatura foi de 28°C, mínima de 23°C e máxima de 30°C. A temperatura varia de acordo com as estações do ano, sendo mais baixa nos meses de inverno e alta nos meses de verão. A Resolução CONAMA 357/05 não estabelece limite para temperatura nos corpos d'água, porém a Resolução CONAMA 430/11 estabelece que para lançamento e efluentes a temperatura não pode exceder 40°C ou provocar variação de temperatura superior à 3°C. Neste trabalho, não avaliou-se tal fato.

Os valores de temperatura foram elevados em todos os meses do ano o que está relacionado ao clima da região que está localizada no domínio do Cerrado e o clima é o Tropical sazonal, de inverno seco. A temperatura média anual fica em torno de 22-23°C, sendo que as médias mensais apresentam pequena estacionalidade (USP, 2022). Como era esperado, não há diferenças significativas entre as temperaturas dos dois pontos e as elevadas temperaturas favorecem à atividade microbiana e reduz a solubilidade de oxigênio.

Figura 20 – Variação da temperatura nos meses de coleta do córrego Brejo Alegre



Fonte: A autora

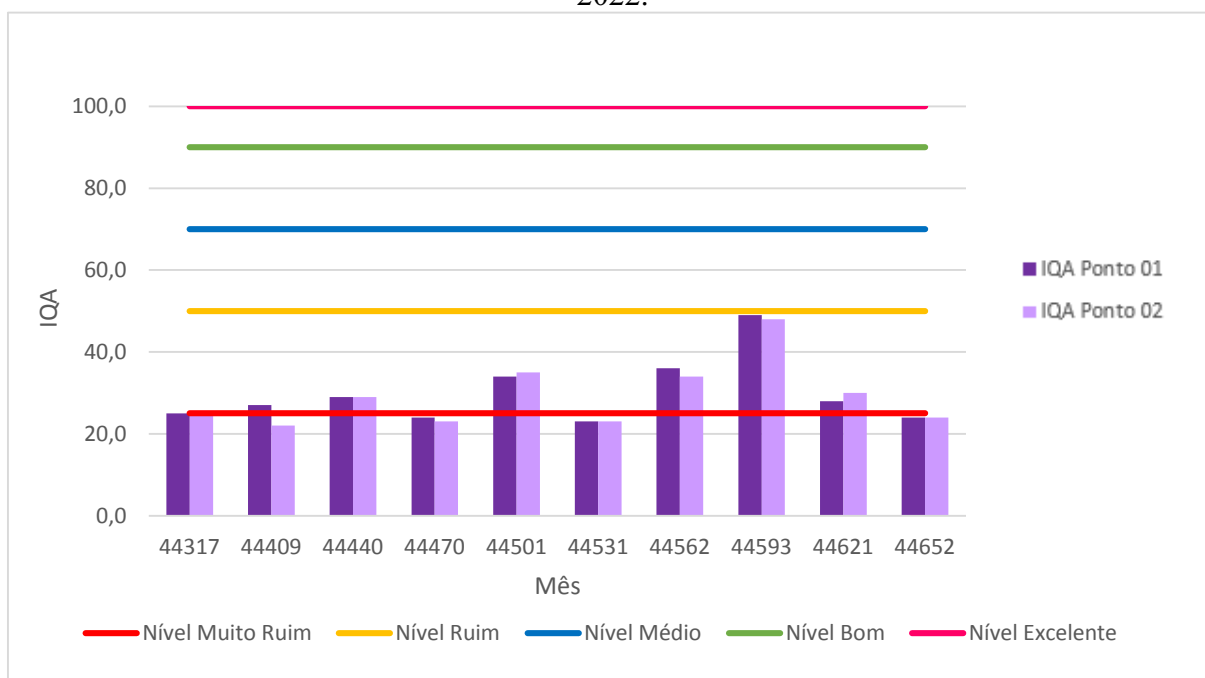
5.3 CÁLCULO DO IQA

O IQA tem como objetivo facilitar a interpretação dos parâmetros de qualidade de um determinado corpo hídrico a partir da atribuição de notas de classificação, de 0 a 100, assim, facilitando o entendimento comunicação com o público em geral.

Entretanto através da contextualização dos parâmetros que compõem o IQA de forma individual é visível o peso de cada elemento na aquisição final dos resultados do IQA, uma vez que devido a seu caráter reducionista pode mascarar ou subestimar a qualidade real da água do corpo hídrico em pesquisa, sendo importante nos estudos atuais a interpretação destas variáveis de forma segmentada para compor um trabalho mais completo, dinâmico e realístico para o público em geral (AFFONSO, 2016).

O Índice de Qualidade da Água definiu um conjunto de nove parâmetros considerados mais representativos para a caracterização da qualidade das águas: pH, oxigênio dissolvido, fósforo total, turbidez, DBO, coliformes termotolerantes, nitrogênio total, sólidos totais, temperatura. A partir dos resultados das variáveis físico-químicas e bacteriológicas citadas, o cálculo do IQA com os dados obtidos durante as coletas foi realizado para os meses de maio, agosto, setembro, outubro, novembro e dezembro de 2021, bem como janeiro, fevereiro, março e abril de 2022 (Figura 21 e Tabela 12).

Figura 21 – Valores de IQA do córrego Brejo Alegre no período de maio de 2021 a abril de 2022.



Fonte: A autora

Tabela 12 – Estatística básica para os dados de IQA

Estatística básica IQA	PTO 01	PTO 02
Número de amostras	10	10
Média aritmética	29,9	29,3
Mediana	27,5	27,0
Mínimo	23,0	22,0
Máximo	49,0	48,0
Desvio Padrão	7,98	8,06
Coefficiente de variação	27%	27%

Fonte: A autora

Os valores do IQA, segundo classificação do IGAM (2022), nos dois pontos variou de 22 a 49. Observando os valores das variáveis levantadas no Ponto 01 e através do cálculo do IQA, pode-se concluir, que em 40% dos resultados encontrados apresentaram-se na classificação de nível muito ruim ($0 < IQA \leq 25$) e 60% foram classificadas como ruim ($25 < IQA \leq 50$). Já no Ponto 02, tem-se 50% dos resultados na faixa de classificação de muito ruim ($0 < IQA \leq 25$) e 50% ruim ($25 < IQA \leq 50$).

Os baixos valores de IQA encontrados nos pontos de coleta podem estar relacionados com ao lançamento de esgoto sanitário municipal no curso d'água recebido diariamente, elevando os valores de DBO, fósforo e coliformes termotolerantes no córrego Brejo Alegre. Os meses de janeiro, fevereiro e março de 2022, houve elevação no IQA, possivelmente devido ao aumento da vazão no córrego na estação chuvosa que favorece a diluição das cargas poluidoras e diminuição das concentrações de poluentes.

Analisando os dados utilizando estatística básica, a média aritmética e mediana do IQA nos dois pontos de coleta tiveram pouca variação. Para o ponto 01 encontrou-se a média aritmética de 29,9 e a mediana de 27, 5. Já para o ponto 02, os valores são 29,3 e 27,0 respectivamente. Obteve-se um baixo desvio padrão, sendo de 7,98 para o ponto 01 e 8,06 para o ponto 02, indicando que os dados encontrados de IQA tendem a estar próximos da média. E por fim, o coeficiente de variação foi de 27% para os dois pontos, significando que os dados encontrados de IQA nos meses de coleta, apresentam-se de forma homogênea, configurando menor variação em torno da média.

SHIL (2019) realizou um estudo no rio Mahananda, localizado no norte de Bengala Ocidental (sua extensão contempla o solo da Índia e Bangladesh), com o intuito de avaliar a qualidade da água do rio e analisar a adequação para uso agricultura, indústria e para consumo humano. Neste estudo, amostras de quatorze estações de amostragem foram coletadas e calculado o IQA, considerando também intervalos de qualidade de água com números similares ao IGAM (2022), encontrou-se valores da IQA que variaram de 17,63 a 94,50, antes e após o período de chuva na região, concluindo que a água do Rio Mahananda varia de 'muito ruim' a 'excelente' de qualidade. Das quatorze estações de amostragem, duas estações de amostragem ficaram na categoria muito ruim e outras duas estações de amostragem como categoria ruim. Assim como no córrego Brejo Alegre, os resultados do IQA nessas quatro estações foram baixos pois acredita-se que recebe os efluentes da cidade de Siliguri e ainda, na estação que enquadrado-se como ruim a água é quase estática e os poluentes não se dispersaram.

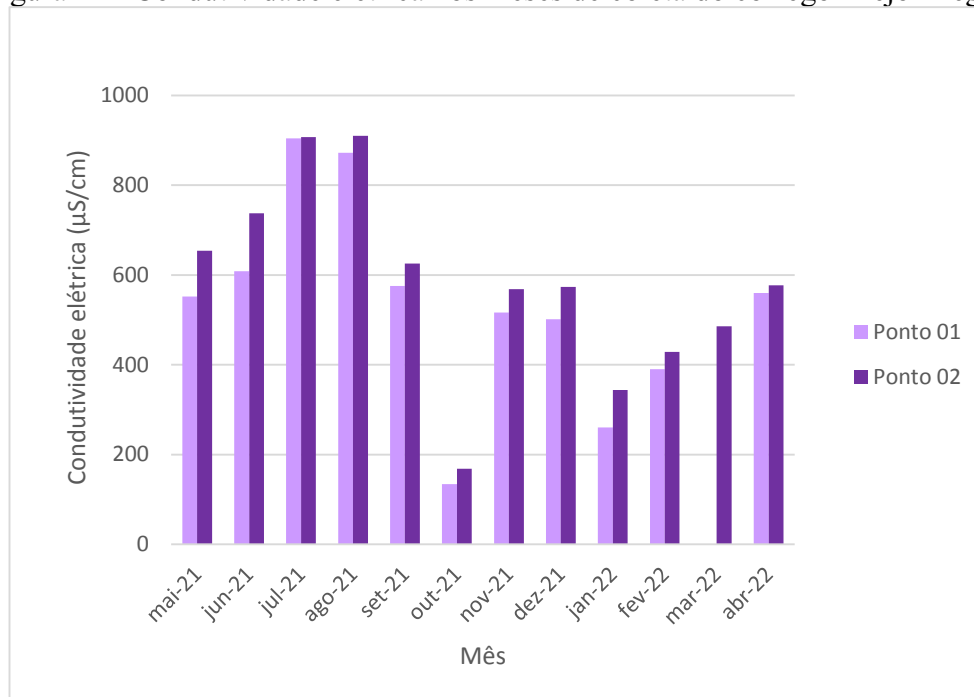
5.4 CONDUTIVIDADE ELÉTRICA

A condutividade elétrica (CE) é um parâmetro físico utilizado para medir a capacidade da água em transmitir corrente elétrica e não há um valor mínimo na legislação vigente. Esta

propriedade pode ser um parâmetro relativo para comparar a quantidade de sais presentes na água, sendo diretamente proporcional aos sólidos totais dissolvidos.

Os valores obtidos de condutividade elétrica variaram de 134,2 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (mínimo) a 910,2 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (máximo) e foram maiores durante os meses de seca (Figura 22). Isso se deve, provavelmente, ao aumento da concentração de sais decorrente da diminuição da vazão, aumento da evaporação da água no córrego e a diminuição dos índices pluviométricos, assim, contribuindo para acumular nutrientes provenientes do despejo de esgotos. Já no período chuvoso, acredita-se que os valores da condutividade foram menores devido ao efeito da diluição de sais pelas águas das chuvas.

Figura 22 - Condutividade elétrica nos meses de coleta do córrego Brejo Alegre.



Fonte: A autora.

Pode ser observado que a condutividade elétrica está intimamente ligada à temperatura, já que nos meses de inverno e seca, com temperatura mais amenas e ausência de chuvas, a condutividade apresentou os menores valores. Além disso, o aumento da concentração de poluentes, observada para diversos parâmetros apresentados anteriormente, decorrentes da lixiviação no período chuvoso, contribui para o aumento da condutividade elétrica. Os maiores valores de CE no ponto 02 em todos os meses está de acordo com a maior presença de sólidos

dissolvidos neste ponto e a contribuição do esgoto sanitário tratado para o aumento da concentração.

O autor ESTEVES (2011) afirma que a condutividade elétrica muda com a sazonalidade sendo menor no período chuvoso por causa do aumento do fator de diluição dos íons, não obstante o lançamento de efluentes industriais poderem elevar os valores da condutividade elétrica independentemente da sazonalidade, reafirmando então, a conclusão mencionada.

Tal qual como no presente estudo, o autor PINTO (2021) realizou o monitoramento da qualidade das águas superficiais em Minas Gerais, observou que a condutividade elétrica se mostra inversamente proporcional à quantidade de chuva acumulada, devido à redução do volume de água do córrego, com conseqüente aumento da condutividade e concentração de sais dissolvidos. BARROS (2008) pesquisou sobre as águas do rio Turvo Sujo – MG e BARROS (2015) que fez um estudo sobre a água e solo das margens do rio Piancó – PB, também constataram tal fato.

Von Sperling (2007) afirma que ambientes aquáticos que apresentam valores de condutividade abaixo de 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ são considerados águas de boa qualidade, haja vista que águas naturais apresentam valores de condutividade entre 10 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Em ambientes poluídos por esgotos domésticos ou industriais os valores podem chegar até 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Nesse sentido, o córrego Brejo Alegre não apresentou bons resultados acerca de sua qualidade, já que a média foi nos dois pontos foi de 568,70 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

5.5 DQO

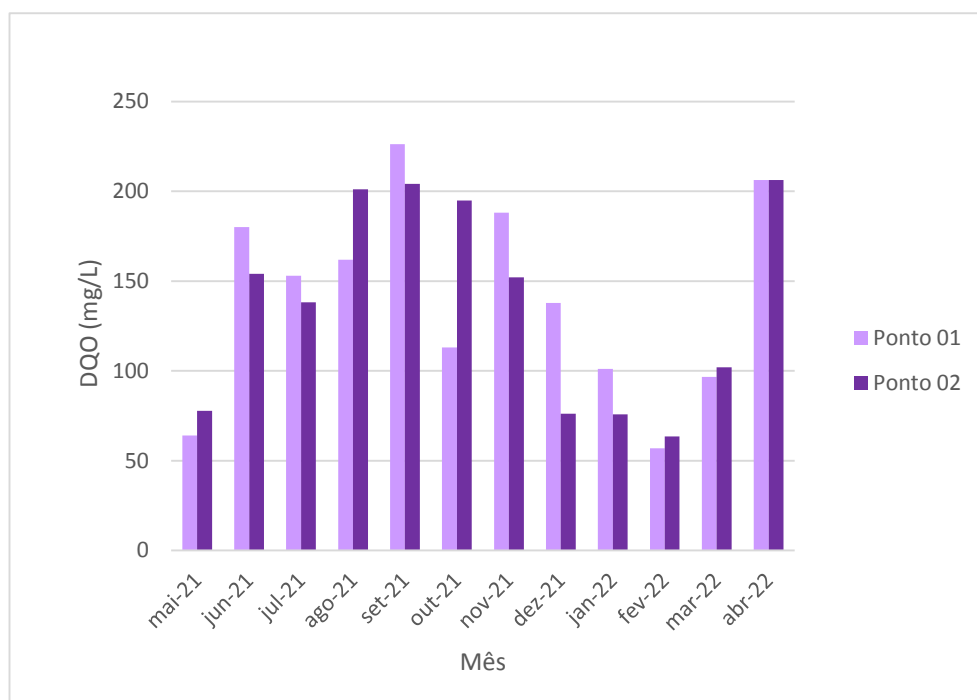
A DQO expressa a quantidade de oxigênio dissolvido consumido em meio ácido necessário para a degradação de matéria orgânica por um oxidante químico forte. O aumento da sua concentração num corpo d'água deve-se principalmente a despejos sanitários e de origem industrial.

A Figura 23, mostra os valores de DQO encontrados durante os meses de coleta. Os valores máximos ocorreram no mês de setembro de 2021 para o ponto 01 de 226,23 mg/L e para o

ponto 02 de 206,22 mg/L e os menores resultados foram no mês de fevereiro de 2022 para os dois pontos, sendo no ponto 01 de 56,84 mg/L e, ponto 02 de 63,45 mg/L.

Não existe legislação com valores limitantes para DQO em termos de classificação de cursos d'água, mas é possível observar um aumento da concentração de DQO nos dois pontos no período de maio a setembro de 2021 (período de estiagem) e uma diminuição da concentração entre outubro de 2021 e fevereiro de 2022 (período chuvoso) indicando uma redução da concentração em função da diluição das cargas poluidoras com o aumento da vazão do curso d'água.

Figura 23 – Concentração de DQO do Córrego Brejo Alegre.



Fonte: A autora.

A relação DQO/DBO varia de acordo com o efluente e indica que quanto maior o seu valor numérico, menor é a redução da concentração (fração) biodegradável. Para efluentes domésticos essa relação varia entre 1,7 a 2,2, já para esgotos industriais esta relação pode variar amplamente (VON SPERLING, 2014). Durante os meses de coleta no córrego Brejo Alegre essa relação foi em média de 5,43 para o Ponto 01 e 5,01 para o Ponto 02, indicando que a fração não biodegradável presente nas águas do córrego Brejo Alegre é elevada.

5.6 METAIS PESADOS

Os metais pesados em ambiente aquático têm recebido considerável atenção em todo o mundo devido à sua ampla disponibilidade, longo período de incubação e toxicidade ambiental (SOLIMAN et al, 2019).

São naturalmente liberados de erupções vulcânicas, corrosão de metais, erosão do solo, fontes atmosféricas e intemperismo de rochas ou minerais e ainda descarregados principalmente de indústrias, resíduos domésticos, mineração, fundição ou tratamento de minérios, aterros sanitários e pecuária e, secundariamente, de pesticidas e fertilizantes (AKHTAR et al., 2021).

Durante o período amostral, obteve-se os valores de concentração dos metais pesados cádmio, chumbo, zinco e cobre (Tabela 13). Para efeito de comparação, foram usados os valores máximos estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05, considerando enquadramento na Classe 02 apresentados na Tabela 14.

Tabela 13 – Concentração dos metais Cd, Pb, Zn e Cu no Córrego Brejo Alegre.

Mês	Ponto de Coleta	Cádmio mg/L	Chumbo mg/L	Zinco mg/L	Cobre mg/L
mai/21	P01	< 0,001	< 0,008	< 0,06	< 0,008
	P02	< 0,001	< 0,008	< 0,06	< 0,008
ago/21	P01	< 0,001	< 0,008	0,11	< 0,008
	P02	< 0,001	< 0,008	0,19	< 0,008
nov/21	P01	< 0,001	< 0,008	0,15	< 0,008
	P02	< 0,001	< 0,008	0,11	< 0,008
fev/22	P01	< 0,001	0,03	0,19	< 0,008
	P02	< 0,001	0,026	0,18	< 0,008

Fonte: A autora

Tabela 14 – Limites estabelecidos na Resolução CONAMA nº 357/05 para cursos d'água classe 02.

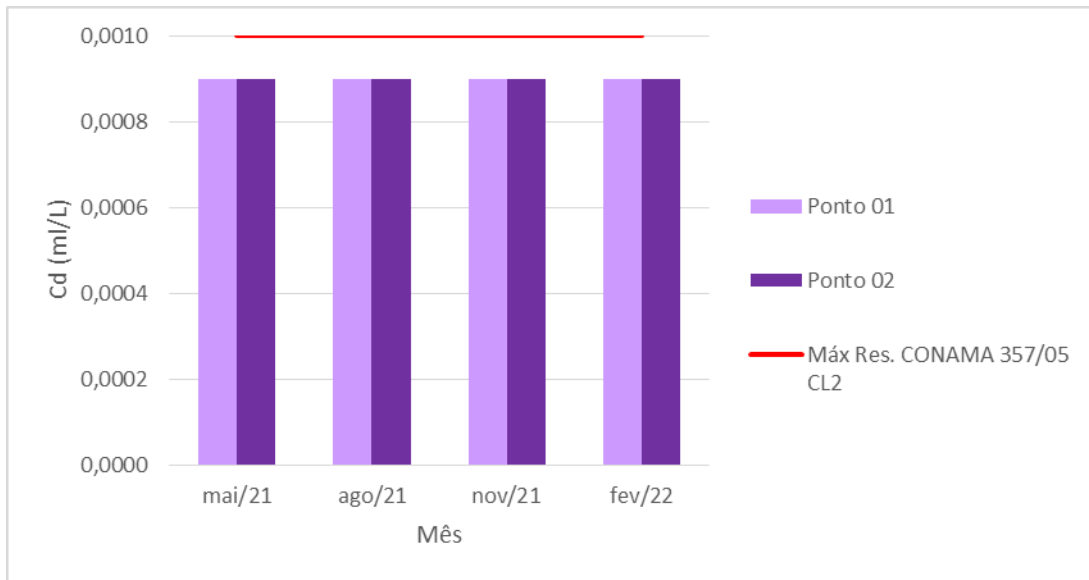
Metais	CONAMA nº 357/05
Cd	0,001 mg/L
Pb	0,01 mg/L
Zn	0,18 mg/L

Cu 0,009 mg/L

Fonte: BRASIL, 2021.

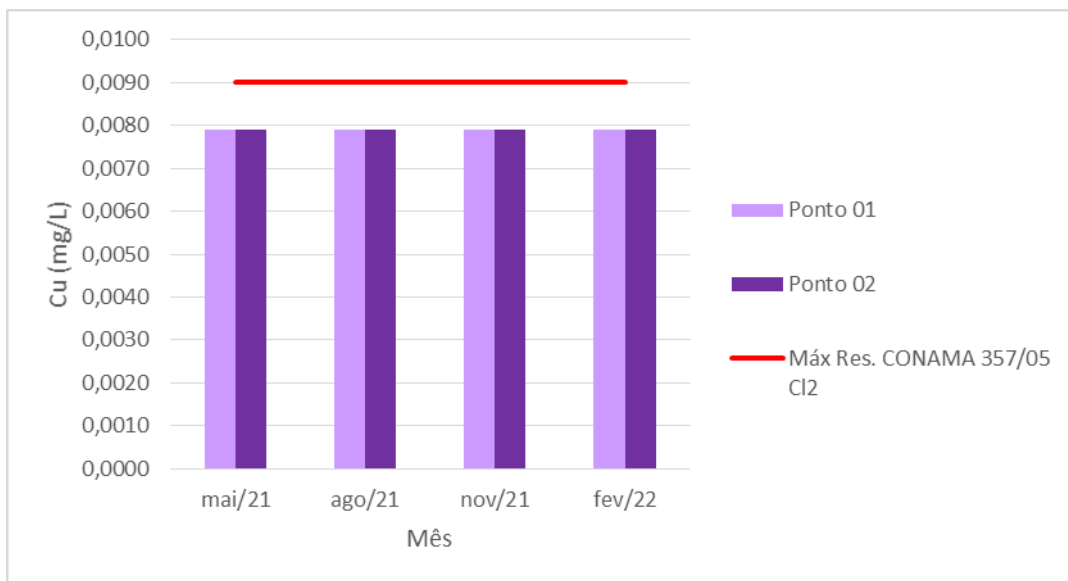
Durante todo o período amostral, o metal Cd apresentou concentração menor que 0,001 mg/L nos pontos 01 e 02 (Figura 24) e o Cu concentração menor que 0,008 mg/L (Figura 25), concluindo então que não ultrapassaram os valores limitantes da Resolução CONAMA 357/05.

Figura 24 – Concentração de Cd total nos meses de coleta do Córrego Brejo Alegre.



Fonte: A autora

Figura 25 – Concentração de Cu dissolvido nos meses de coleta do Córrego Brejo Alegre.

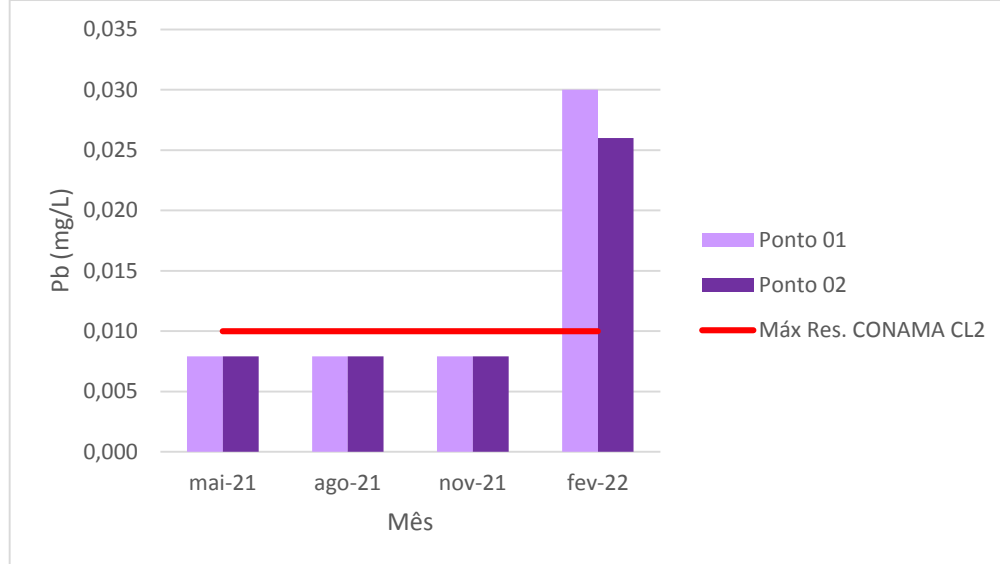


Fonte: A autora

O valor da concentração do Pb permaneceu menor que 0,008 mg/L durante os meses de maio de 2021, agosto de 2021 e novembro de 2021, valores de acordo com o exigido pela Resolução CONAMA 357/05 (Figura 26), entretanto no mês de fevereiro de 22, as concentrações dos dois pontos (Ponto 01: de 0,03mg/L e no Ponto 02: 0,026 mg/L) ultrapassaram o limite da Resolução, podendo ser justificado pelos processos de lixiviação devido à precipitação.

Os valores da concentração de Pb total foi superior ao permitido na Resolução em ambos os pontos de estudo (P1 e P2), são potenciais indicadores de poluentes que podem estar sendo carregados ao longo do curso d'água do córrego Brejo Alegre.

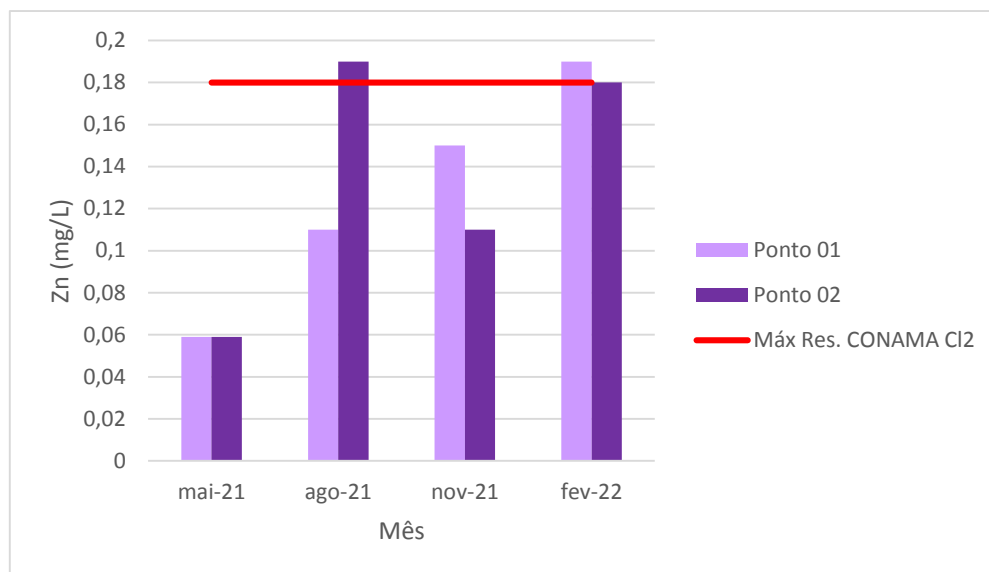
Figura 26 – Concentração de Pb total nos meses de coleta do Córrego Brejo Alegre.



Fonte: A autora

O metal Zinco ultrapassou os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 nos meses de agosto de 21 e fevereiro de 22 (Figura 27). Os elevados níveis de Zn no mês de fevereiro, assim com o Pb, podem estar associados a processos de lixiviação devido à chuva.

Figura 27 – Concentração de Zn total nos meses de coleta no Córrego Brejo Alegre.



Fonte: A autora

REZENDE (2018) realizou uma avaliação ambiental em dois pontos do córrego Brejo Alegre, concluiu que a concentração de Cd e Pb não ultrapassaram os limites permitidos pela legislação vigente entretanto, os valores de Cu e Zn estavam acima do permitido, Cu em ambos os períodos de análise (seco e chuvoso) e Zn no período chuvoso. Afirma ainda, que os elevados níveis de Zn neste período de chuva podem estar associados a processos de lixiviação devido à precipitação.

Nota-se que o resultados das análises realizadas no período amostral quando comparadas ao ano 2018, em relação ao Cu houve uma melhora significativa pois o Cu no ano 2021, nos dois pontos de análise não ultrapassou o limite da legislação, o Zn continuou acima dos limites da legislação vigente, Cd reafirmou as conclusões de 2018 estando abaixo dos limites permitidos e o Pb ultrapassou a legislação vigente, diferente do ano de 2018.

5.7 DENSIDADE DE CIANOBACTÉRIAS E CLOROFILA-A

O objetivo do monitoramento de cianobactérias na captação do manancial superficial é minimizar os riscos de contaminação por cianotoxinas geradas pelas cianobactérias, responsáveis por alterações na cor, sabor, cheiro águas e a saúde humana e animal.

A ocorrência das florações de cianobactérias e algas na água dos rios podem ser acentuadas com a ação antrópica, baixa profundidade, presença de nutrientes, grande quantidade de horas de luz recebida por dia e altas temperaturas.

A composição taxonômica do fitoplâncton do córrego Brejo Alegre para a classe *cyanophyceae* totalizou 07 gêneros: *Anagnostidinema sp*, *Geitlerinema splendidum*, *Oscillatoria sp*, *Phormidium sp*, *Merismopedia sp*, *Limnothrix sp* e *Pseudanabaena sp*, sendo predominante quantidade de cianobactérias do gênero *Anagnostidinema sp* no ponto 01 e *Pseudanabaena sp* no ponto 02. A variedade de espécies diminuiu entre os períodos de seca e chuva.

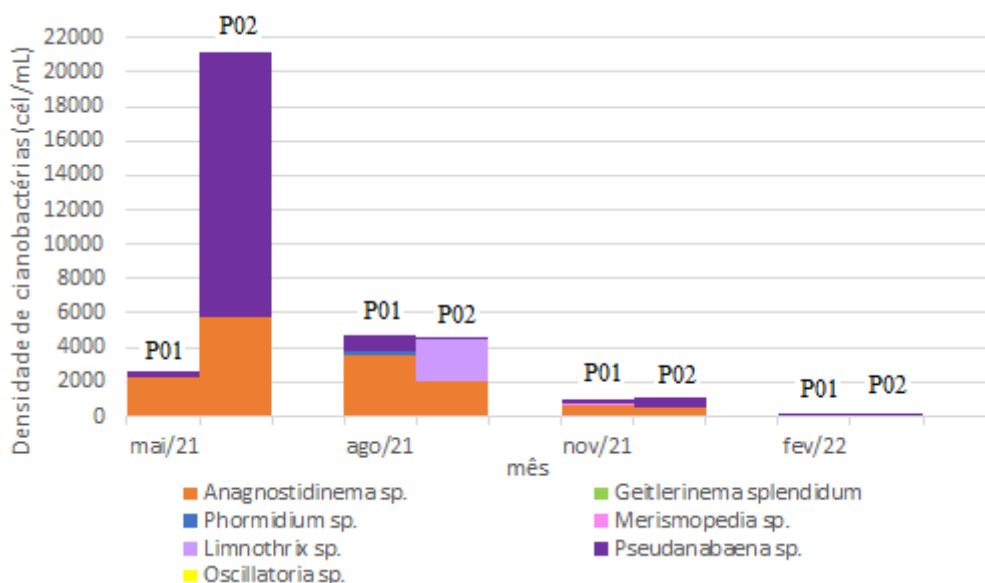
As cianobactérias possuem uma excelente capacidade de se adaptar a diferentes ambientes. Devido à elevada adaptabilidade e capacidade de crescer a uma taxa elevada, as cianobactérias podem ser efetivamente utilizadas para a remediação de ambientes poluídos (ZAHRA et al, 2020).

Cianobactérias do gênero *Anagnostidinema sp*, predominantes no ponto 01, preferem condições de alto teor de nutrientes e alta temperatura e são descritas como produtor de cianotoxinas em reservatórios do nordeste do Brasil e foi identificado como um produtor de microcistinas e cilindrospermopsinas, além de ser um potencial produtor de saxitoxinas, β -metilaminoalanina, que é uma toxina que pode causar doenças neurodegenerativas por bioacumulação por meio de alimentos β -metilaminoalanina (CALANDRINI, 2022).

Por outro lado, *Pseudanabaena sp*. é uma espécie comum em florações cianobactérias em águas naturais (GAO et al, 2018). A elevada tolerância a pouca luz, perturbação, e deficiência de fósforo de *Pseudanabaena sp*. pode ser a principal razão de seu domínio nos reservatórios (GAO et al., 2018). Em estudo realizado por Gao et al., (2018) o nitrogênio foi o nutriente limitador dominante para *Pseudanabaena sp*. e o controle de nitrogênio foi mais eficaz que o controle de fósforo para evitar o risco trazido pelo crescimento excessivo desta cianobactéria.

A Figura 28 e o Anexo II apresentam os valores da densidade de cianobactérias encontrados durante os meses de coleta.

Figura 28 - Composição taxonômica do fitoplâncton do córrego Brejo Alegre para a classe cyanophyceae.



Fonte: A Autora

A menor concentração da densidade das cianobactérias foi 94,01 cél/mL no mês de fevereiro de 2022 e 21.118,9 cél/mL o maior valor encontrado no mês de maio de 2021. Os valores estão em conformidade com Resolução CONAMA 357/05 Classe 02, que estabelece limite de até 50.000 cél/mL.

As florações de cianobactérias na água do córrego foram mais significativa no início do período de estiagem (maio) e foram diminuindo com o início da estação chuvosa (novembro). Apesar da queda da temperatura no mês de maio em 2021, é possível que o fato tenha ocorrido devido à diminuição da taxa de escoamento do córrego e o aumento do valor da concentração de fósforo total e nitrogênio total nesse mês.

O mesmo padrão foi encontrado por JARDIM (2014) em seu estudo na água de rios em Minas Gerais. O autor verificou que as maiores densidades de cianobactérias estiveram associadas a reduções da temperatura da água, da turbidez, da concentração de fósforo total e condições características do período estival (inverno seco).

Apesar da escassez de trabalhos relativos às florações de cianobactérias nas águas de ambientes lóticos no Brasil, há evidências de que essas florações estejam associadas a extensos períodos

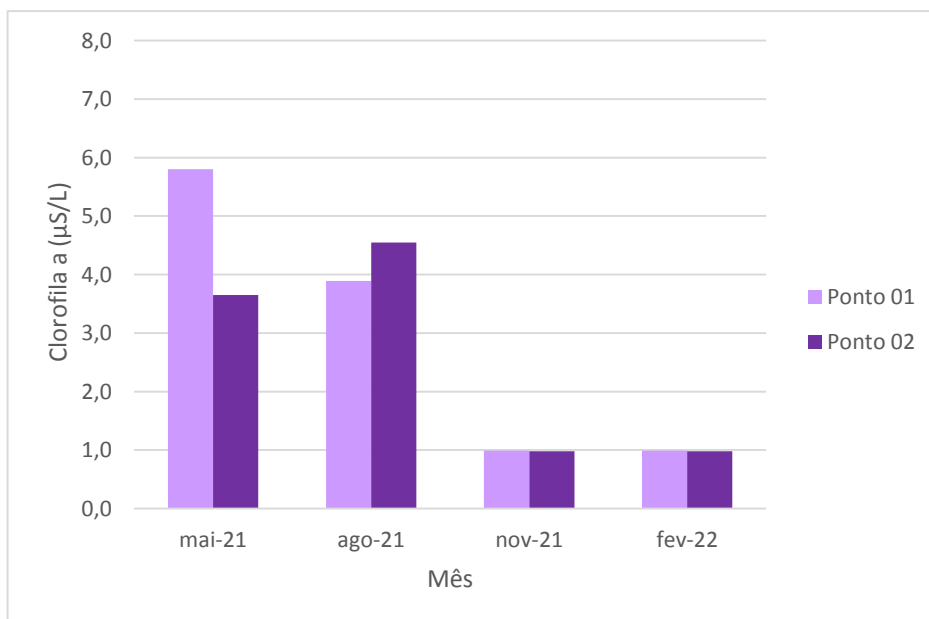
estivais, nos quais a ausência de chuvas provoca uma baixa taxa de escoamento da água (JARDIM, 2014)

A clorofila-a é um dos pigmentos responsáveis pelo processo fotossintético, considerado indicador da biomassa algal e do estado trófico em ambientes aquáticos. Possui correlação diretamente proporcional com a densidade de cianobactérias.

A Figura 29 apresenta os resultados da concentração da clorofila-a durante os meses de coleta. Assim como a densidade de cianobactérias, este parâmetro apresentou valor mais alto no mês de maio (5,8 $\mu\text{S/L}$) e foi diminuindo com o início da estação chuvosa em novembro (1,0 $\mu\text{S/L}$). Apesar da queda da temperatura em mês de maio de 2021, é possível que o fato tenha ocorrido devido à diminuição da taxa de escoamento do córrego, aumento na densidade das cianobactérias e ainda, aumento do valor da concentração de fósforo total e nitrogênio total. Conclui-se que a concentração de clorofila-a foi favorecida pela disponibilidade de nutrientes como o fósforo e nitrogênio nos meses de maio de 2021.

Os valores encontrados de clorofila-a estão dentro do limite permitido pela Resolução CONAMA 357/05 Classe 02, que estabelece limite de 30 $\mu\text{S/L}$.

Figura 29 - Concentração de clorofila a no Córrego Brejo Alegre nos meses de coleta.



Fonte: A autora

O valor da densidade de cianobactérias se sobrepôs à concentração de clorofila a, sendo portanto este indicador o principal para a presença e aumento das florações no córrego Brejo Alegre.

O crescimento excessivo de fitoplâncton e ervas daninhas aquáticas pode ser provocado pelo enriquecimento de nutrientes nos corpos d'água, sobretudo nitrogênio e fósforo que são essenciais para plantas e animais manterem seu crescimento e metabolismo (MARKAD et al., 2019). Um indicativo da produtividade biológica em ambientes aquáticos é o estado trófico que pode ser determinado pelo Índice do Estado Trófico (IET), o qual permite a classificação e a priorização de corpos de água para preservação, conservação e/ou esforços de restauração, a fim de manter sua integridade ecológica da saúde (OPIYO, S. et al., 2019).

Em relação ao cálculo do Índice do Estado Trófico de LAMPARELLI (2004), considerando os resultados das concentrações dos parâmetros fósforo e clorofila-a, o córrego Brejo Alegre apresenta alto grau de trofia sendo classificado como supereutrófico ($63 < IET \leq 67$) nos dois pontos amostrados para os meses de coleta maio/2021, agosto/2021, novembro/2021 e fevereiro/2022. Isto significa que existe uma alta produtividade de algas em relação às condições naturais, podendo ocorrer episódios de florações de algas, baixa transparência no curso d'água e ainda, que o córrego é afetado por atividades antrópicas que afetam diretamente a qualidade da água, no caso específico, despejo de esgoto sanitário diariamente no córrego. O fósforo deve ser entendido como uma medida do potencial de eutrofização, já que este nutriente atua como o agente causador do processo, já a clorofila-a, por sua vez, deve ser considerada como uma medida da resposta do corpo hídrico ao agente causador, indicando de forma adequada o nível de crescimento de algas que tem lugar em suas águas.

PINHO (2018) realizou quatro campanhas entre maio e agosto de 2017, no intuito de se determinar as concentrações de fósforo total e clorofila-a para os cálculos dos Índice de Estado Trófico segundo Lamparelli (2004), em uma atividade aquícola de sistema de produção em tanques-rede no reservatório do Lajeado, Palmas em Tocantins e, concluiu que a área aquícola apresentou predominância de estado trófico supereutrófico, devido à grande influência de atividades antrópicas no local e o fato da área de pescado ser a jusante da zona de mistura da estação de tratamento de efluente.

Caldas (2021), como já mencionado anteriormente, analisou a evolução espaço-temporal da qualidade da água ao longo do eixo leste do projeto de integração do rio São Francisco com bacias hidrográficas do nordeste setentrional, analisando resultados de 21 parâmetros físicos, químicos e biológicos, o Índice de Qualidade da Água (IQA) e ainda, também calculou IET correspondentes a 19 estações de monitoramento da qualidade da água ao longo do eixo, percorrendo desde a captação, os reservatórios projetados entre os canais, até açudes receptores das águas do projeto, coletados entre 2014 e 2019. Observou nos reservatórios projetados e no ponto de captação a maioria de ocorrências de estado oligotrófico e ultraoligotrófico, significando que os locais podem ser considerados limpos, em que não ocorrem interferências indesejáveis sobre os usos da água, decorrentes da presença de nutrientes.

5.8 ÓLEOS E GRAXAS

Os óleos e graxas em águas naturais, podem ser provenientes de efluentes domésticos, industriais e despejos oriundos de oficinas mecânicas e postos de gasolina (CETESB, 2017). São ameaças constantes ao meio ambiente, pois são considerados como produto maléfico ao meio ambiente e a saúde pública, estando inserido na “Classe I dos Resíduos Perigosos”, por apresentar toxicidade (MARQUES, 2016).

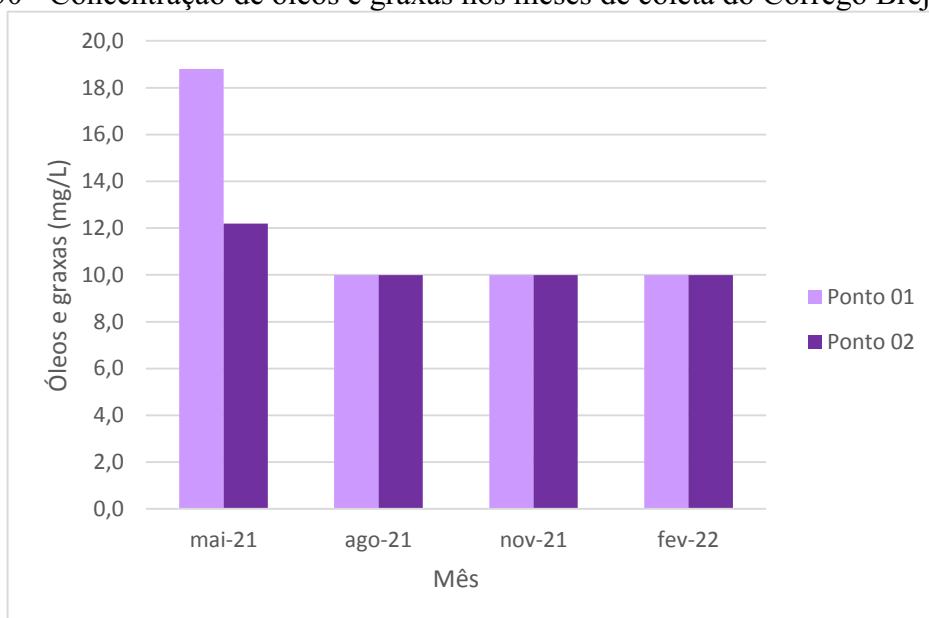
Quando em contato com o meio ambiente, devido ao potencial de toxicidade e capacidade de bioacumulação, prejudicam à população no entorno dos lugares contaminados e provoca danos irreparáveis na saúde humana, fauna e flora.

Conforme determinado pela Resolução CONAMA 357/2005, a presença de material oleoso na superfície da água, dificulta troca de oxigênio com o ar e deve estar virtualmente ausente nos corpos hídricos (BRASIL, 2021). Para a Resolução, óleos e graxas para águas doces enquadradas como Classe 02 devem ser virtualmente ausentes, ou seja, não perceptível pela visão, olfato ou paladar.

A Figura 30 apresenta os valores encontrados nos pontos de monitoramento referente a concentração de óleos e graxas no córrego Brejo Alegre. No mês de maio de 2021 foi encontrada a maior concentração para este parâmetro nos dois pontos de coleta, sendo 18,8 mg/L no ponto 01 e 12,2 mg/L no ponto 02. Já nos outros meses, a concentração não ultrapassou

10 mg/L para os dois pontos. A Resolução CONAMA 357/2005, afirma que não pode haver ou conter qualquer indício de efluentes líquidos contaminados por óleo e graxa, entretanto, não é essa a realidade mostrada nos resultados encontrados.

Figura 30 - Concentração de óleos e graxas nos meses de coleta do Córrego Brejo Alegre.



Fonte: A autora

O processo de decomposição dos óleos e graxas reduz o oxigênio dissolvido elevando a DBO e DQO causando alteração no ecossistema aquático (CETESB, 2008; METCALF & EDDY, 1991). Isto pode ser observado no mês de maio de 2021, pois houve uma redução do OD devido à elevação da DBO e DQO.

5.9 SURFACTANTES

Os surfactantes, também chamados de tensoativos, estão presentes em diversos produtos como detergentes, produtos de limpeza e higiene pessoal, cosméticos entre outros e são descartados diariamente no meio ambiente. Nas águas de lavagem de automóveis podem existir surfactantes, graxa, óleo e todo tipo de resíduo produzido pelos automotores (ASEVEDO E JERÔNIMO, 2012).

Atualmente, a maior parte dos surfactantes utilizados tem origem sintética, derivados do petróleo, e após o uso esses surfactantes são na maioria das vezes descartados na superfície da

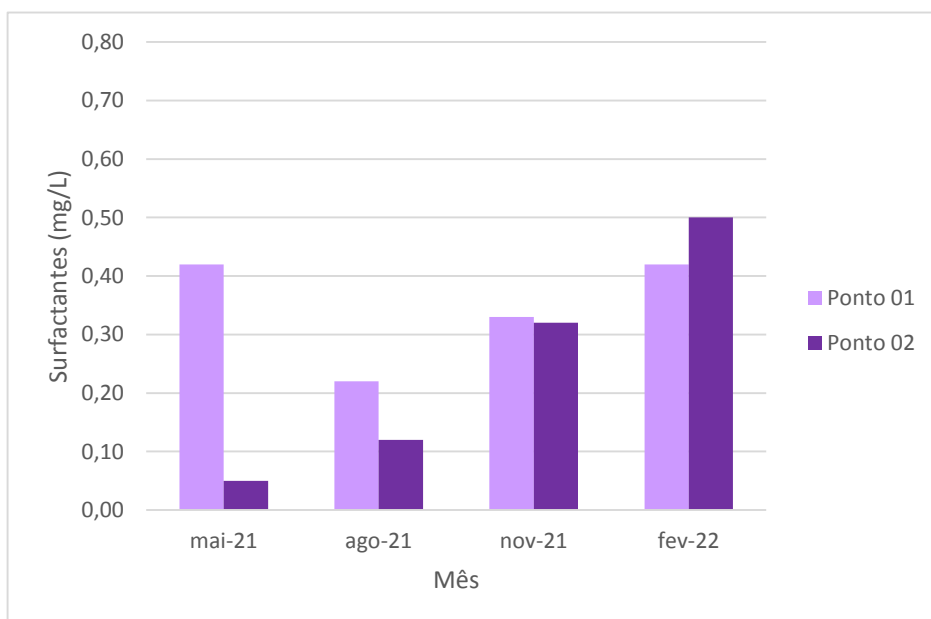
água. O acúmulo dessa matéria prima no ambiente afeta seriamente o ecossistema, causando inclusive toxicidade aos mamíferos e bactérias (MORAIS E ANGELIS, 2012).

As principais aplicações dos tensoativos são a preparação de emulsões e a detergência, no entanto, essas duas funções dos tensoativos provocam também a formação de espuma (DALTIM, 2011). Caso ocorra altas concentrações destes produtos pode acontecer a formação exagerada de espumas nas superfícies dos corpos hídricos.

Os surfactantes reduzem a tensão superficial dos líquidos, fazendo com que durante a fricção (atrato), ocorra facilidade na formação e multiplicação de bolhas, formando a espuma. A camada de espuma encobre a superfície, interfere na taxa de aeração e impede a penetração dos raios solares na água, levando a morte peixes e plantas.

A Figura 31 apresenta os valores encontrados da concentração dos surfactantes nos pontos de coleta do córrego Brejo Alegre. As maiores concentrações foram nos dois pontos em fevereiro de 2022, P01: 0,42 mg/L e P02: 0,5mg/L, entretanto os valores encontrados durante os períodos de coleta não ultrapassaram o limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05 para Classe 02: 0,5 mg/L. Esses resultados foram aumentando durante os meses de coleta possivelmente devido à escassez de chuva, temperatura elevada, grande evaporação no córrego, período de pandemia da Covid-19 e portanto acúmulo dos tensoativos.

Figura 31 - Concentração de surfactantes no Córrego Brejo Alegre durante os meses de coleta.



Fonte: A autora

Um detalhe a ser observado é que o consumo de detergentes e diversos tipos de tensoativos foi incrementado durante o período de pandemia da Covid-19. No Brasil, a partir de 2020, devido aos novos hábitos impostos, a adoção de medidas mais rígidas de limpeza e higiene foi escolha de muitas famílias na tentativa de evitar a contaminação pelo novo Coronavírus. RIBEIRO (2021)

Um detalhe a ser observado, no Brasil e no mundo, é que devido aos novos hábitos impostos na tentativa de evitar a contaminação pelo novo Coronavírus, muitas famílias adotaram medidas mais rígidas de limpeza e higiene, intensificando o consumo de detergentes e diversos tipos de tensoativos.

RIBEIRO (2021), avaliou as concentrações de surfactantes em diferentes etapas da ETE Vila City, na cidade de Paranaíba - Paraná, no período de maio de 2019 a fevereiro de 2020 e afirmou que o consumo de detergentes, produtos de higiene e limpeza contendo surfactantes foi incrementado durante o período de pandemia da Covid-19, fato observado nos altos teores encontrados no efluente das ETE - Vila City, entre 21mg/L e 39 mg/L no período de tempo observado. Inclusive o autor sugere a utilização de um pós-tratamento por filtração/adsorção por carvão ativado produzido a partir da borra de café na remoção complementar dos tensoativos, sistema este que se mostrou eficiente, em escala piloto, obtendo redução de 95% de surfactantes.

5.10 SULFETO TOTAL

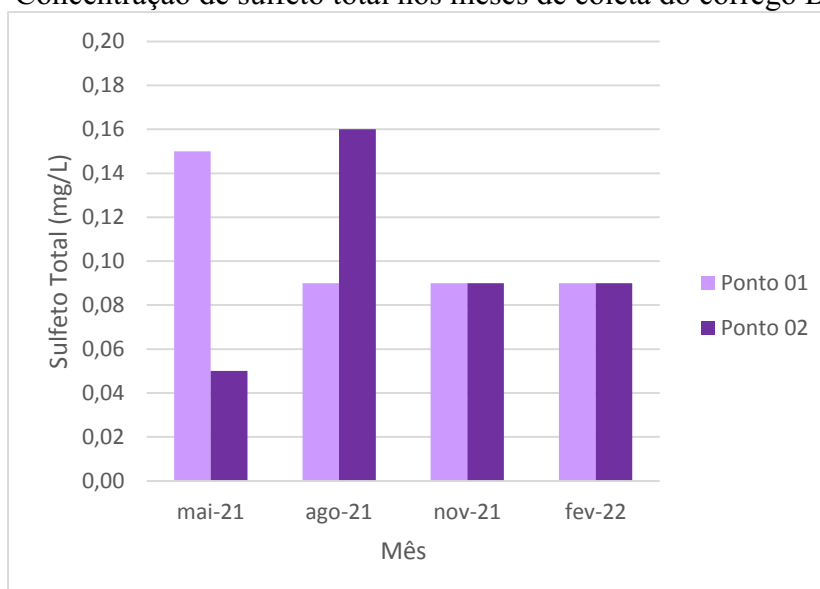
As fontes principais de sulfetos nos corpos d'água são os esgotos domésticos, efluentes de indústrias petroquímicas, de papel e celulose e atividades agrícolas. Podem ser obtidos naturalmente de minerais como zinco (esfalerita), cobre (calcopirita), ferro (pirrotita, calcopirita, pirita), chumbo (galena) entre outros. É um composto considerado tóxico e corrosivo, como já comentado anteriormente.

É tóxico para peixes, crustáceos, algas e bactérias. Mesmo em baixas concentrações, no homem pode provocar sérios problemas a saúde, como irritação nas vias respiratórias, reações alérgicas

severas, irritação aos olhos e provoca dermatite. Provoca efeitos inibidores sobre o tratamento anaeróbico de efluentes industriais e ainda problemas de toxicidade aguda nas tubulações de concreto da rede coletora de esgoto.

Durante os meses de coleta foram obtidos os resultados expostos na Figura 32. As maiores concentrações foram obtidas no mês de maio/2021 de 0,15 mg/L para o P01 e 0,16 mg/L para o P02 no mês de agosto/2021. A média da concentração de sulfeto total foi de 0,10 mg/L nos dois pontos. Os valores encontrados foram pouco significativos e entende-se que não houve variação significativa entre as estações climáticas e sim com o despejo de efluentes de empresas relacionadas a processamento de couro (curtume).

Figura 32 - Concentração de sulfeto total nos meses de coleta do córrego Brejo Alegre.



Fonte: A autora.

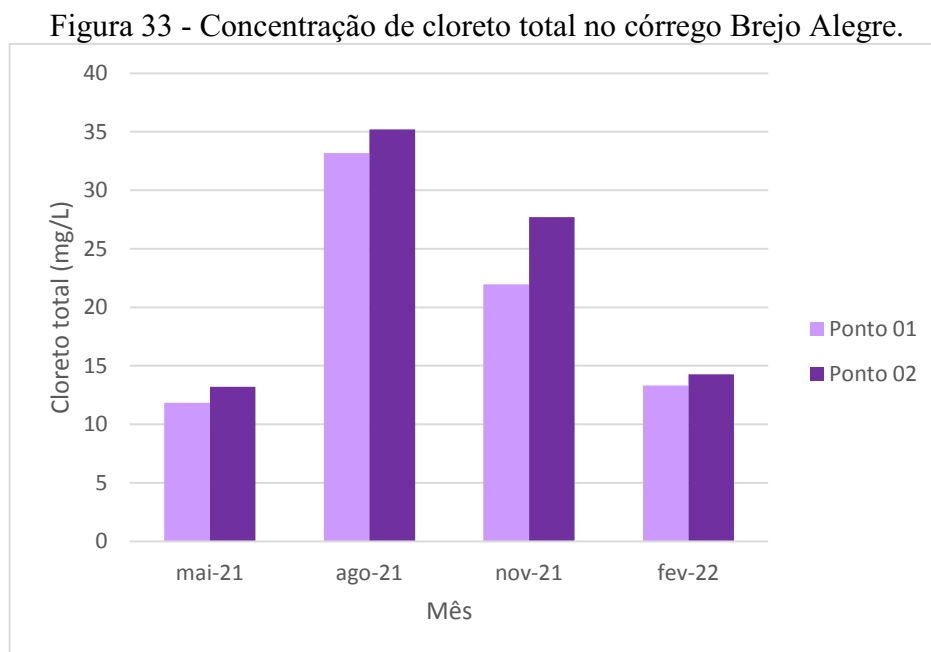
5.11 CLORETO TOTAL

O cloreto é o ânion Cl^- que se apresenta nas águas subterrâneas, oriundo da percolação da água através de solos e rochas. Nas águas superficiais, são fontes importantes de cloreto as descargas de esgotos sanitários, sendo que cada pessoa expele através da urina cerca 4 g de cloreto por dia, que representam cerca de 90 a 95% dos excretos humanos (CETESB, 2021). Dejetos humanos e de animais possuem altas taxas de cloreto, por ser um ingrediente comum nas dietas e o mesmo passar inalterado pelo sistema digestivo.

O cloreto apresenta influência nas características dos ecossistemas aquáticos naturais, por provocarem alterações na pressão osmótica em células de microrganismos (VON SPERLING, 2005).

Como já mencionado, assim como o sulfato, sabe-se que o cloreto também interfere no tratamento anaeróbio de efluentes industriais. E ainda, corrosão em estruturas hidráulicas, como, por exemplo, em emissários submarinos para a disposição oceânica de esgotos sanitários.

A Figura 33 demonstra dos resultados encontrados da concentração de cloretos totais. Nota-se que a maior concentração foi encontrada no mês de agosto de 2021, sendo no P01: 33,18 mg/L e P02: 35,21 mg/L. Já a menor concentração foi vista no mês de maio de 2021, cujos valores no pontos são P01: 11,83 mg/L e P02: 13,22 mg/L. Esses valores se justificam pois durante a estação seca ocorre o aumento do cloreto nas águas do córrego devido à alta taxa de evaporação.



Fonte: A autora

Os maiores valores de cloreto total encontrados nos dois pontos foram inferiores ao estabelecido Resolução CONAMA 357/05 CL 02 que determina limite de até 250 mg/L.

Os valores encontrados possuem forte correlação com a condutividade elétrica, que apresentou maiores valores nos meses de julho e agosto de 2021 (seca). Esse resultado era esperado já que a mesma expressa a concentração dos sais.

No trabalho desenvolvido por Santos (2021), que avaliou a poluição difusa em trechos fluviais urbanos nos municípios de São João do Cariri e Sumé no estado da Paraíba, também foi encontrado mesma analogia. Resultado semelhante foi encontrado por Silveira (2014), que desenvolveu estudo para avaliação da qualidade da água da bacia hidrográfica do Rio Sergipe e Andrade (2007) cujo trabalho desenvolvido foi avaliar os fatores determinantes da qualidade das águas superficiais na bacia do Alto Acaraú no Ceará.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Por meio dos resultados dos parâmetros analisados pelas amostras de água coletadas nos dois pontos durante os doze meses de coleta, foi possível concluir que o córrego Brejo Alegre passa por um processo de degradação da qualidade de suas águas, devido ao lançamento de esgoto sanitário sem tratamento do município de Araguari.

Pode-se constatar que os parâmetros fósforo total, DBO, coliformes termotolerantes, nitrogênio e os metais pesados Chumbo e Zinco, excederam os limites estabelecidos, em algum momento durante o período amostral, para o enquadramento da água doce classe 02, segundo Resolução CONAMA 357/2005.

O Índice de qualidade da água – IQA calculado com os valores das concentrações dos parâmetros mensais, permaneceu entre a faixa de 22 a 49, caracterizando o nível de qualidade muito ruim a ruim, segundo classificação do IGAM (2022). Os principais parâmetros de que contribuíram para estes resultados, foram a DBO, fosforo e coliformes termotolerantes.

Os dados levantados poderão alertar os órgãos públicos quanto aos possíveis problemas e riscos à saúde pública na região, bem como auxiliar na adoção de medidas para o controle da poluição.

São recomendadas medidas de controle da poluição e do uso do solo nas proximidades do córrego Brejo Alegre e parceria entre as instituições que realizam o controle ambiental, além

do reforço na educação ambiental da população para garantir a qualidade e uso sustentável e racional dos recursos hídricos. Incentivar mecanismos de controle, revitalização e recuperação das águas do córrego.

Como propostas de estudos futuros, sugere-se uma quantificação e acompanhamento das variáveis amostradas nesse estudo, principalmente as que compõem o cálculo do IQA, ao longo do córrego Brejo Alegre, desde o centro da cidade de Araguari, onde se localiza sua nascente até a jusante da ETE Brejo Alegre. E ainda, sugere-se a busca para identificar as principais causas de não conformidades no córrego estudado, que de acordo com este trabalho, atualmente podem ser os aportes de efluentes domésticos e industriais, e o escoamento superficial de áreas agrícolas e urbanas.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

A Importância do Tratamento de Esgotos Sanitários. Disponível em <<http://www.fec.unicamp.br/~bdta/esgoto/importancia.html#:~:text=import%C3%A2nciadot ratamentos&text=A%20falta%20de%20tratamento%20dos,a%20prote%C3%A7%C3%A3o%20da%20sa%C3%BAde%20p%C3%BAblica>>. Acesso em novembro de 2021.

ABBASI, T.; ABBASI, S. A. Water Quality Indices, Elsevier, pp. 353-356, 2012. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-54304-2.00016-6>

ADDISIE, Meseret. Evaluating Drinking Water Quality Using Water Quality Parameters and Esthetic Attributes. Air, Soil and Water Research, 2022. Disponível em <https://www.researchgate.net/publication/358560546_Evaluating_Drinking_Water_Quality_Using_Water_Quality_Parameters_and_Esthetic_Attributes>. Acesso em maio de 2022. <https://doi.org/10.1177/11786221221075005>

AFFONSO, D. F. S. Avaliação da qualidade hídrica pelo índice de qualidade de água (IQA) e seus indicadores segmentados: um estudo de caso do rio Piranga nos trechos urbanos da cidade de Ponte Nova (MG), Monografia, apresentada ao curso de Geografia da Universidade Federal

de Viçosa, 2016.

ANA - Agência Nacional De Águas. Disponível em <www.ana.gov.br>. Acesso em janeiro de 2022.

AKHTAR, N.; IZZUDDIN, M.; ISHAK, S.; BHAWANI, S.; UMAR, K. Various Natural and Anthropogenic Factors Responsible for Water Quality Degradation: A Review. *Water*. 13. 10.3390/w13192660, 2021.
<https://doi.org/10.3390/w13192660>

ALCÂNTARA, J. M. P. de; BRANDÃO, E. D. A. Análise e discussão das alterações da turbidez no rio Itabirito no âmbito da gestão de recursos hídricos. XXIII Simpósio Brasileiro De Recursos Hídricos, 2019. Disponível em <<http://abrh.s3.amazonaws.com/Eventos/Trabalhos/107/XXIII-SBRH0417-1-20190502-173145.pdf>>. Acesso em junho de 2022.

ALVES, W. S. et al. Análise das relações entre uso do solo e qualidade da água do Lago Bonsucesso, em Jataí, Estado de Goiás, Brasil. *Revista Brasileira de Geografia Física*. v.12, n.1, p.326 - 342, 2019.
<https://doi.org/10.26848/rbgf.v12.1.p326-342>

ANDRADE, E. M. DE; ARAÚJO, L. F. P.; ROSA, M. F.; GOMES, R. B.; LOBATO, F. A. O. Fatores determinantes da qualidade das águas superficiais na bacia do Alto Acaraú, Ceará, Brasil. *Revista Ciência Rural*, Santa Maria, v.37, n.6, p.1791-1797, nov-dez, 2007.
<https://doi.org/10.1590/S0103-84782007000600045>

ANDRADE, E.M.; PALÁCIO, H.D.A.Q.; CRISÓSTOMO, L.A.; SOUZA, I.H.; TEIXEIRA, A.S. Índice de qualidade de água, uma proposta para o vale do rio Trussu, Ceará. *Revista Ciência Agronômica*, v. 36, n. 2, p. 135-142, 2005.

APHA; AWWA; WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 23. ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2017.

PREFEITURA MUNICIPAL DE ARAGUARI. Notícias, Araguari - 131 de desenvolvimento. Assessoria de Comunicação. Disponível em < <https://araguari.mg.gov.br/noticias/araguari-131-de-desenvolvimento>>. Acesso em dezembro de 2021.

ASEVEDO, K. C. S.; JERÔNIMO, C. E. M. Diagnóstico ambiental de postos de lavagem de veículos (lava-jatos) em Natal-RN. 2012. Revista Scientia Plena, v. 8, n. 11, 2012. Disponível em <<http://www.scientiaplena.org.br/ojs/index.php/sp/article/view/1126/654>>. Acesso em setembro de 2021.

BARROS, A de. et al. Aplicação de um índice de qualidade de água em dois trechos (urbano e rural) da bacia do córrego Guanandy, Aquidauana - MS. Caderno de Geografia, v. 28, n.54, p. 630-649, 2018.
<https://doi.org/10.5752/P.2318-2962.2018v28n54p630-649>

BARROS, A. T. Caracterização físico-químico e biológica de água e do solo das margens do rio Piancó, PB. Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Ciências e Tecnologia, 2015. 180 f.

BARROS, F. M. Dinâmica do nitrogênio e do fósforo e estado trófico das águas do rio Turvo Sujo. 2008. 172f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa - Minas Gerais.

BÖCKEL, W. J. Análise de óleos e graxas em efluentes por espectrofotometria. Estação Científica (UNIFAP), v. 7, n. 3, p. 9, 2017.
<https://doi.org/10.18468/estcien.2017v7n3.p61-69>

BORGES, K. L. Análise do custo da captação subterrânea no município de Araguari. Anais... XIII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, Cuiabá - MT, 2012.

BOZORG-HADDAD, O.; DELPASAND, M.; LOÁICIGA, H.A. Water quality, hygiene, and health. In Economical, Political, and Social Issues in Water Resources; Elsevier: Amsterdam,

The Netherlands, 2021. Pages 217-257. Disponível em <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780323905671000085>>. Acesso em junho de 2022. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-90567-1.00008-5>

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS / Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde. - Brasília: Funasa, 2014. 112 p.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Inspeção sanitária em abastecimento de água / Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde. - Brasília: Ministério da Saúde, 2006.

BRASIL. Resolução CONAMA n. 357 de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação e enquadramento dos corpos de água. Brasília, DF, 2005. Disponível em <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso agosto de 2021.

BRASIL. Resolução CONAMA n. 430 de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Brasília, DF, 2005. Disponível em <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em agosto de 2021.

CALANDRINI, Gabriel San Machado et al. Growth of *Anagnostidinema amphibium* LBABL-2 (Oscillatoriales, Cyanobacteria) in Different Abiotic stress conditions, *Research, Society and Development*, v. 11, n. 8, p. e22411830764-e22411830764, 2022. <https://doi.org/10.33448/rsd-v11i8.30764>

CALDAS, H. F. M. Análise da evolução espaço-temporal da qualidade da água no eixo leste do projeto de integração do Rio São Francisco. Recife, 2021.

CANÁRIO, J. A. Captação, Abastecimento, Uso e Gestão da Água na Cidade do Sumbe,

Angola. Departamento da Ciência da Terra, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, Portugal, Dissertação de mestrado, 2018. Disponível em <<https://estudogeral.sib.uc.pt/bitstream/10316/86468/1/Can%20Desserta%20Final.pdf>>. Acesso em junho de 2022.

CARNEIRO, J. S. S.; SILVA, P. S. S.; SANTOS, A. C. M.; FREITAS, G. A.; SILVA, R. R. Response of grass Mombasa under the effect of sources and doses of phosphorus in the fertilization formation. *Journal of Bioenergy and Food Science*, v.4, p.12-25, 2017. <https://doi.org/10.18067/jbfs.v4i1.117>

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo. Índices de qualidade das águas. 2017a. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2018/06/Apêndice-D-Índices-de-Qualidade-das-Águas.pdf>>. Acesso em março de 2021.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo. Índice de Qualidade das Águas. Apêndice D. São Paulo. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2017/11/Ap%20C3%AAndice-D-%20C3%8Dndices-de-Qualidade-das-%20C3%81guas.pdf>>. Acesso em: novembro de 2021.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo. Variáveis de qualidade das águas. Disponível em <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/variaveis.asp#oleo>>. Acesso em outubro de 2021.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo. INFOÁGUAS. Disponível em: <<https://sistemainfoaguas.cetesb.sp.gov.br/>>. Acesso em agosto 2021.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo. Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo. São Paulo: Governo do Estado de São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente, 540 p., 2008.

CHEN, J.; LI, W.; QIAO, PENG; LI, Y.; ZHENG, K.; WANG, Y.; DONG, X.; WANG, S.; TAN, L.; CHU, F.; FANG, N.; ZENG, Y. Characterizing ammonia emissions from water bodies using dynamic floating chambers. *Science of The Total Environment*. 2021. Disponível em <https://www.researchgate.net/publication/353146051_Characterizing_ammonia_emissions_from_water_bodies_using_dynamic_floating_chambers>. Acesso em maio de 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148978>

CLIMATEMPO. Climatologia e histórico de previsão do tempo em Araguari, Brasil. Disponível em: <<https://www.climatempo.com.br/climatologia/1078/araguari-mg>>. Acesso em fevereiro, 2022.

COSTA, M. J. C. et al. Co-digestão anaeróbia de substâncias surfactantes, óleo e lodo de esgoto. *Sanitary and Environmental Engineering*, v. 12, p. 433-439, 2007. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522007000400010>

COPAM/CERH-MG. Deliberação Normativa Conjunta do Conselho Estadual de Política Ambiental N.º 1 de 05 de Maio de 2008. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências, 2008.

CRUZ, J. V. B.; SANTOS, Érica P. d.; SILVA, N. de J.; LIMA, F. L. O.; MARTINELLI, P. P.; VASCONCELLOS NETO, J. R. T.. Influence of heavy metals on cancer accommodation: A literature review. *Research, Society and Development*, [S. l.], v. 10, n. 6, p. e45810615992, 2021. Disponível em: <https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/15992>. Acesso em: fevereiro de 2022. <https://doi.org/10.33448/rsd-v10i6.15992>

DALTIN, D. *Tensoativos química, propriedades e aplicações*. São Paulo: Blucher, 2011.

DAMASCENO, M. C. S., et al. Avaliação Sazonal da qualidade das águas superficiais do Rio

Amazonas na orla da cidade de Macapá, Amapá, Brasil. Rev. Ambient. Água vol. 10 n. 3 Taubaté - Jul. / Sep. 2015. Disponível em: <[http:// http://www.scielo.br/pdf](http://www.scielo.br/pdf) >. Acesso em janeiro de 2022. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1606>

Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01, de 05 de maio de 2008. Disponível em < <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=8151>>. Acesso em maio de 2022.

DIAS, D. L. "Demanda Bioquímica de Oxigênio"; Brasil Escola. Disponível em <<https://brasilecola.uol.com.br/quimica/demanda-bioquimica-oxigenio.htm>>. Acesso em março de 2022.

DINIZ, I. S. M. The quality of water availability of the Cruzeta reservoir in the tropical semi-arid region in an event of prolonged drought. MSc diss., Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2017.

DODDS, W. K.; JONES, J. R.; WELCH, E. B. Suggested classification of stream trophic state: Distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. Water Res. 32, 1455-1462, 1998. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00370-9](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00370-9)

DUTTA, N., THAKUR, B. K.; , NURUJAMAN, MD, DEBNATH, K; BAL, D. P. An assessment of the water quality index (WQI) of drinking water in the Eastern Himalayas of South Sikkim, India, Groundwater for Sustainable Development, Volume 17, 2022. Disponível em <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352801X22000121>>. Acesso em maio de 2022. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2022.100735>

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Oxigênio Dissolvido. Disponível em < <https://www.cnpma.embrapa.br/projetos/ecoagua/eco/oxigdiss.html>> Acesso em março de

2022.

ESTEVEES, F. Fundamentos de limnologia. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826P.

ETE Central é inaugurada em Araguari. Disponível em <<https://araguari.mg.gov.br/noticias/ete-central-e-inaugurada-em-araguari>>. Acesso novembro de 2021.

FERREIRA, K.C.D.; LOPES, F.B.; ANDRADE, E.M.; MEIRELES, A.C.M.; SILVA, G.S. Adaptação do índice de qualidade de água da National Sanitation Foundation ao semiárido brasileiro. Revista Ciência Agronômica, v. 46, n. 2, p. 277-286, 2015.

FIA, R.; TADEU, H. C.; MENEZES, J. P. C. DE; FIA, F.R. L.; OLIVEIRA, L. F. C. Qualidade da água de um ecossistema lótico urbano. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, Porto Alegre, 20, 267-275, 2015.
<https://doi.org/10.21168/rbrh.v20n1.p267-275>

FILHO, B.; FIORUCCI, A. R. A importância do oxigênio dissolvido em ecossistemas aquáticos. S.l.: Sociedade Brasileira de Química, 2005.

Disponível em <<http://qnesc.sbq.org.br/online/qnesc22/a02.pdf>>. Acesso março de 2022.

FISHER, B.; TURNER, R. K.; MORLING, P. Defining and classifying ecosystem services for decision-making. Ecological Economics, v. 68, n. 3, p. 643-653, 2009.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014>

FORGIARINI, F. R.; Silveira, A. L. L. Silveira, G. L. Classificação das águas no Brasil e na Europa: diferenças, aplicações e vantagens dos documentos para a gestão dos Recursos Hídricos. XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2019.

Freshwater Ecosystems Has the Potential to Negatively Affect Predator-Induced Defenses in Daphnia. Current Biology 28, 327-332, 2018.

<https://doi.org/10.1016/j.cub.2017.12.022>

FUNCEME - Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. Disponível em <<http://www.funceme.br/qualigraf/>>. Acesso em novembro de 2021.

GAO, Jingsi et al. Dominance and Growth Factors of Pseudanabaena sp. in Drinking Water Source Reservoirs, Southern China, Sustainability, v. 10, n. 11, p. 3936, 2018. <https://doi.org/10.3390/su10113936>

GHIMIRE, S.; FLURY, M.; SCHEENSTRA, E.J.; MILES, C.A. Spatio-Temporal Variation of WQI, Scaling and Corrosion Indices, and Principal Component Analysis in Rural Areas of Marand, Iran. Sci. Total Environ. 2019, 11, 1-09. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2020.100480>

GOOGLE EARTH PROFESSIONAL. Disponível em <<https://www.google.com.br/earth/>>. Acesso em: setembro de 2021.

GUIMARÃES, A. J. A.; CARVALHO, D. F. de; SILVA, L. D. B. da. Saneamento básico. Disponível em <<http://www.ufrj.br/institutos/it/deng/leonardo/downloads/APOSTILA/Apostila%20IT%20179/Cap%201.pdf>>. Acesso em: 20 de nov de 2021.

GÜL, Ü. D. A green approach for the treatment of dye and surfactant contaminated industrial wastewater. Brazilian Journal of Biology, v. 80, n. 3, p. 615-620, 2020. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.218064>

HAQ, Z.U.; REHMAN, N.; ALI, F.; KHAN, N.M.; ULLAH, H. Physico-chemical properties of cationic surfactant cetyltrimethylammonium bromide in the presence of electrolyte. J. Mater. Environ. Sci. 8, 1029-1039, 2017.

HONG, Z.; ZHAO, Q.; CHANG, J.; PENG, L.; WANG, S.; HONG, Y.; LIU, G.; DING, S. Evaluation of Water Quality and Heavy Metals in Wetlands along the Yellow River in Henan

Province. Sustainability, 12, 1300, 2020.
<https://doi.org/10.3390/su12041300>

HORNSBURGH, J. S.; JONES, A. S.; STEVENS, D. K.; TARBOTON, D. G.; MESNER, N. O. A sensor network for high frequency estimation of waterquality constituent fluxes using surrogates. Environ Monit Softw25, 1031-1044, 2010.
<https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2009.10.012>

HUANG, X. et al. A Self-Supported CuO/Cu Nanowire Electrode as Highly Efficient Sensor for COD Measurement. Molecules, v. 24, n. 17, p. 3132, 28 ago. 2019.
<https://doi.org/10.3390/molecules24173132>

IAMARINO, L. Z.; OLIVEIRA, M. C.; ANTUNES, M. M.; OLIVEIRA, M.; RODRIGUES, R. O; ZANIN, C. I. C. B.; SCHIMIL, M.; LIMA, A. A. Nitritos nitratos em produtos cárneos enlatados e/ou embutidos. Gestão em Foco, Edição nº: 07/Ano: 2015. Disponível em<
https://portal.unisepe.com.br/unifia/wp-content/uploads/sites/10001/2018/06/22nitritos_nitratos.pdf>. Acesso em junho de 2022.

IGAM - Instituto Mineiro de Gestão das Águas. Índice de Qualidade Das Águas - IQA. Disponível em: <<http://portalinfohidro.igam.mg.gov.br/sem-categoria/319-indice-de-qualidade-das-aguas-iqa>>. Acesso em janeiro de 2022.

Indicadores de Qualidade - Índice de Qualidade das Águas (IQA). Disponível em <<http://pnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx>>. Acesso em novembro de 2021.

JARDIM, F. A; SPERLING, E. Von; JARDIM, B. F. M; ALMEIDA, K. C. B. Fatores determinantes das florações de cianobactérias na água do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil.

Revista Engenharia Sanitária Ambiental | v.19 n.3 | jul/set 2014 | 207-218. 2014.

JHA, M.K.; SHEKHAR, A.; JENIFER, M.A. Assessing Groundwater Quality for Drinking Water Supply Using Hybrid Fuzzy-GIS-Based Water Quality Index. Water Res. 2020, 179, 1-

16.

<https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115867>

KALAGBOR I.A., JOHNNY V. I., e OGBOLOKOT I. E. Application of National Sanitation Foundation and Weighted Arithmetic Water Quality Indices for the Assessment of Kaani and Kpean Rivers in Nigeria, American Journal of Water Resources, vol. 7, no. 1, 2019, p 11-15.

<https://doi.org/10.12691/ajwr-7-1-2>

KIRCHNER, J. W.; AUSTIN, C. M.; MYERS, A.; WHYTE, D. C. Quantify in remediation effectiveness under variable external forcing using contaminant rating curves. Environ Sci Technol 45:7874-7881, 2011.

<https://doi.org/10.1021/es2014874>

KJELLAND, M.E., WOODLEY, C.M., SWANNACK, T.M. et al. A review of the potential effects of suspended sediment on fishes: potential dredging-related physiological, behavioral, and transgenerational implications. Environ Syst Decis 35, 334-350 (2015).

<https://doi.org/10.1007/s10669-015-9557-2>

LAMPARELLI, M. C. Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. São Paulo: USP/ Departamento de Ecologia, 2004. 235 f. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, 2004.

LIBÂNIO, M. Fundamentos de qualidade e tratamento de água. 11 p. Campinas, SP: Editora átomo, 2008, 2a edição.

LIBÂNIO, Marcelo. Fundamentos da Qualidade da água. Campinas, SP. Editora Átomo, 3ª Edição, 2010.

LINDA, C. W.; L. P., ANNIKA STEIGER, S. K.; UWE FROST, R. T. Rising p CO2 in

LIU et al. A novel inhibition biosensor constructed by layer-by-layer technique based on biospecific affinity for the determination of sulfide. Sensors and Actuators B, v. 129, p. 218-

<https://doi.org/10.1016/j.snb.2007.07.137>

LIU, Y.; ENGEL, B. A.; FLANAGAN, D. C.; GITAU, M. W.; MCMILLAN, S. K.; CHAUBEY, I. A review on effectiveness of best management practices in improving hydrology and water quality: needs and opportunities. *The Science of the Total Environment*, v. 601-602, p. 580-593, 2017.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.212>

LOPES, F.B.; TEIXEIRA, A.S.; ANDRADE, E.M.; AQUINO, D.N.; ARAÚJO, L.D.F.P. Mapa da qualidade das águas do rio Acaraú, pelo emprego do IQA e Geoprocessamento. *Revista Ciência Agronômica*, v. 39, n. 3, p. 392-402, 2008.

MACHADO, E. S.; KNAPIK, H. G.; BITENCOURT, C. C. A. Considerações sobre o processo de enquadramento de corpos de água. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 24, n. 2, p. 261-269, abr. 2019.
<https://doi.org/10.1590/s1413-41522019181252>

MARINO, Lígia. Relação entre clorofila - a e cianobactérias no estado de São Paulo. *Revista DAE*.65.32-43.10.4322/dae.2016.026.
<https://doi.org/10.4322/dae.2016.026>

MARKAD, A. T. et al. Trophic state modeling for shallow freshwater reservoir: a new approach. ***Environmental Monitoring and Assessment***, v. 191, n. 9, p. 586, set. 2019.
<https://doi.org/10.1007/s10661-019-7740-5>

MARQUES, I. M.; GONÇALVES, M. G.; ALVES, W. G.; VIROLI, S. L. M. Impacto ambiental do sistema de tratamento de óleos e graxas em águas residuárias de lavagem de veículos. VII Jornada de Iniciação científica e extensão. 2016.

MARQUES, L. O. A.; TAFFARELLO, D.; CALIJURI, M. C.; MENDIONDO, E. M.; FERREIRA, M. S.; CUNHA, D. G. F. Phosphorus and thermotolerant coliforms' loads in

Brazilian watersheds with limited data: considerations on the integrated analysis of water quality and quantity. RBRH, 24, e3. Epub January 31, 2019. <https://doi.org/10.1590/2318-0331.241920170137>

MATIAS, A. E. B. Desenvolvimento e caracterização de sensores quimicamente modificados para análise de sulfeto. 2010, 71f.

METCALF; EDDY. Inc. Wastewater Engineering. Treatment, Disposal and Reuse. McGraw-Hill. p. 1334, 1991.

MORAIS, I. B. S de; ANGELIS, L. H. de. Biotensoativos: uma alternativa mais limpa para as indústrias de cosméticos. Disponível em <<http://docplayer.com.br/11676720-Biotensoativos-uma-alternativa-mais-limpa-para-as-industrias-de-cosmeticos.html>>. Acesso março 2022.

MPCA - Minnesota Pollution Control Agency, Minnesota Stormwater Manual, Total Suspended Solids (TSS) in stormwater, 2022. Disponível em <[https://stormwater.pca.state.mn.us/index.php/Total_Suspended_Solids_\(TSS\)_in_stormwater](https://stormwater.pca.state.mn.us/index.php/Total_Suspended_Solids_(TSS)_in_stormwater)>. Acesso em abril de 2022.

MTAITA, Tuarira Abduel. CHAPTER 3 - Food, Editor(s): BARRETT HAZELTINE, CHRISTOPHER BULL, Field Guide to Appropriate Technology, Academic Press, 2003, Pages 277-480. Disponível em <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780123351852500474>>. Acesso em maio de 2022. <https://doi.org/10.1016/B978-012335185-2/50047-4>

OLIVEIRA, M. J.; ARAÚJO, W. M. C.; BORGIO, L. A. Quantificação de nitrato e nitrito em linguiças do tipo frescal. Ciência e Tecnologia de Alimentos, v. 25, n. 4, p. 736-742, 2005. <https://doi.org/10.1590/S0101-20612005000400018>

OMAROVA, A., TUSSUPOVA, K., HJORTH, P., KALISHEV, M., DOSMAGAMBETOVA, R. Water Supply Challenges in Rural Areas: A Case Study from

Central Kazakhstan. International Journal of Environment Research and Public Health, 16 (688), Pp. 1-14, 2019.
<https://doi.org/10.3390/ijerph16050688>

OPIYO, S. et al. Application of the Carlson's Trophic State Index for the Assessment of Trophic Status of Lake Simbi Ecosystem, a Deep Alkaline-Saline Lake in Kenya. **International Journal of Fisheries and Aquatic Studies**. Rochester, NY, 11 ago. 2019.
<http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.3451145>

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE. Water quality and health - Review of turbidity: Information for regulators and water suppliers. Technical brief, 2017.

ORSATTO, F.; HERMES, E.; BOAS, M. A. V. Eficiência da remoção de óleos e graxas de uma estação de tratamento de esgoto sanitário, Cascavel-Paraná. Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia, v. 7, n. 4, 2010.

PARASTAR, Saeed; JALILZADEH, Ali; POURESHGH, Yousef; HASHEMI, Majid; MOHAMADIYAN, Gholamreza; HOSSEINI, Hooshyar. Analytical Assessment on National Sanitation Foundation Water Quality Index (NSFWQI) and other quality characterization of Mamloo Dam and Supporting Streams. International Journal of Environmental Health Engineering, 2014.

PAULA, L. M. de. Avaliação da qualidade da água e autodepuração do rio Jordão, Araguari (MG). Dissertação (Mestrado em Engenharias) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia), 2011. 196 f.

PEIXOTO, S. C.; TEIXEIRA, A.; MACIEL, A.; MARKUS, A. L.; FREITAS, L.; SCHALENBERGER, M. S.; SALAZAR, R. F. dos S. Avaliação da qualidade da água da Região de Santa Maria. Ciência e Natura. Santa Maria, v. 38, n.1, 2016, Jan.- Abr., p. 443 - 452.
<https://doi.org/10.5902/2179460X19756>

PEIXOTO, S. V., & ASMUS, C. I. R. F. (2020). O desastre de Brumadinho e os possíveis impactos na saúde. *Ciência e Cultura*, 72 (2), 43-46.
<https://doi.org/10.21800/2317-66602020000200012>

PEREIRA, C. C.; LIMA, J. D. As influências dos usos das terras na bacia hidrográfica do Córrego Brejo Alegre de Araguari (MG) sobre a qualidade das águas. *Revista Nacional De Gerenciamento De Cidades*, 3(19), 2015.
<https://doi.org/10.17271/2318847231920151052>

PEREIRA, F. J. Qualidade físico-química da água do Rio Mathias Almada na cidade de Foz do Iguaçu após Estação De Tratamento De Esgoto - ETE 8. Monografia de especialização. Universidade Tecnológica Federal Do Paraná. Medianeira, 2013.

PIMENTEL, F. C.; REIS, G.; HEINEN, H. L. C.; TIBOLA, L. P.; BALBINO, M. L. Avaliação de parâmetros físico-químicos de qualidade da água em arroio do rio Vacacaí-Mirim. Disponível em < https://siambiental.ucs.br/congresso/getArtigo.php?id=522&ano=_sexto>. Acesso abril de 2022.

PINHO, E. S.; ROSANOVA, C.; MATOS, F. T.; HONDA, R. T.; BUENO, G. W.; AKAMA, A. Avaliação do Índice de Estado Trófico como ferramenta para monitoramento de atividades aquícolas em reservatórios continentais. *Biotemas*, v. 31, n. 4, p. 23-34, 2018. Disponível em <<https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/1106398/1/CNPASA2018biotemas.pdf>>. Acesso em junho de 2022.
<https://doi.org/10.5007/2175-7925.2018v31n4p23>

PINTO, C. Cristiane. Monitoramento da água baseado em análise por componentes principais (recurso eletrônico): uma abordagem local. Tese (Doutorado). Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia, 2021, 151f.

POLARZ, S.; KUNKEL, M.; DONNER, A.; SCHÖTTER, M. Added-value surfactants. *Chem. Eur J.* 24, 1-16, 2018.
<https://doi.org/10.1002/chem.201887163>

POONIA S, SINGH TS, TSERING DC. Application of water quality index for the assessment of suitability of natural sources of water for drinking in rural areas of east Sikkim, India. Indian Journal of Public Health, Volume 59, Issue 2, April-June, 2015. <https://doi.org/10.4103/0019-557X.157539>

PORTARIA N° 888, DE 04 DE MAIO DE 2021. Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS n° 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Disponível em < https://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2021/prt0888_07_05_2021.html>. Acesso em setembro de 2021.

PRASAD, R.; CHAKRABORTY, D. Phosphorus Basics: Understanding Phosphorus Forms and Their Cycling in the Soil, 2019. Disponível em < https://www.aces.edu/wp-content/uploads/2019/04/ANR-2535-Phosphorus-Basics_041719L.pdf>. Acesso em março de 2022.

QI, J.; LI, S.; BOURQUE, C. P. A.; XING, Z.; MENG, F. R. Developing a decision support tool for assessing land use change and BMPs in ungauged watersheds based on decision rules provided by SWAT simulation. Hydrology and Earth System Sciences Discussions, p. 1-54, 2017. <https://doi.org/10.5194/hess-2017-423>

QU, X.; CHEN, Y.; LIU, H.; XIA, W.; LU, Y.; GANG, D.D.; LIN, L.S. A Holistic Assessment of Water Quality Condition and Spatiotemporal Patterns in Impounded Lakes along the Eastern Route of China's South-to-North Water Diversion Project. Water Res. 2020, 185, 1-14. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116275>

QUEIROZ, E. S. Lagoa de Estabilização: Um Olhar Ambiental, Funcional E Estrutural, No Município De Alto Alegre-Rr. Trabalho de Conclusão de Curso. Instituto Federal de Educação,

Ciência e Tecnologia do Ceará - IFCE, Fortaleza, 2018.

REZENDE, C. de O. Avaliação ambiental do córrego Brejo Alegre, em Araguari (MG), utilizando *Allium Cepa* e *Astyanax Altiparanae* como sistemas teste. Universidade Federal De Uberlândia Instituto De Ciências Agrárias - ICIAG. Curso De Engenharia Ambiental, 2018.

RIBEIRO, M. A.; PESSOA, F.; SOUZA, J.; DOMINGOS, P.; AZEVEDO, J. P. S. Índice fuzzy de qualidade de água para ambiente lótico - IQAFAL, Fev. 2020. Disponível em <<https://www.scielo.br/j/esa/a/zFkPBdQXt3NXtT8mwCJf5DK/?lang=pt#>>. Acesso em junho de 2022.

RIBEIRO, M. P; BOTARI, A. Evaluation of effluent post-treatment by slow filtration and adsorption with activated carbon produced from spent coffee grounds in surfactant removal in sewage treatment. *Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*. ISSN 1980-993X, 2021. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2756>

RIDOLFI, WELTON CARLOS. Análise do uso e ocupação do solo e sua implicação na qualidade da água no município de Louveira-SP. Campinas - SP, 2019. Disponível em <<http://www.iac.sp.gov.br/areadoinstituto/posgraduacao/repositorio/storage/pb170317.pdf>>. Acesso em maio de 2022.

RISTORI, C.A.; IARIA, S.T.; GELLI, D.S.; RIVERA, I.N.G. Pathogenic bacteria associated with oysters (*Crassostrea brasiliana*) and estuarine water along the south coast of Brazil. *International Journal of Environmental Health Research*, v.17, p.259-269, 2007. <https://doi.org/10.1080/09603120701372169>

RUEGNER, H.; SCHWIENSTEK, M.; BECKINGHAM, B.; KUCH, B.; GRATHWOHL, P. Turbidity as a proxy for total suspended solids (TSS) and particle facilitated pollutant transport in catchments. *Environmental earth sciences*, 2013. Disponível em <https://www.researchgate.net/publication/236587045_Turbidity_as_a_proxy_for_total_suspended_solids_TSS_and_particle_facilitated_pollutant_transport_in_catchments>. Acesso

maio de 2022.
<https://doi.org/10.1007/s12665-013-2307-1>

SABESP - COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO. Córrego limpo. Disponível em: <<http://site.sabesp.com.br/site/interna/Default.aspx?secaoId=116>>. Acesso em: agosto de 2021.

SAE - Superintendência de água e esgoto de Araguari - MG. Disponível em <<https://www.sae-araguari.com.br/>>. Acesso em outubro de 2021.

SAE - Superintendência de Água e Esgoto de Araguari. Relatórios. Disponível em: <https://www.sae-araguari.com.br/ouvidoria_relatorios>. Acesso em março de 2022.

SAHOO, S.; KHAOASH, S. Impact Assessment of Coal Mining on Groundwater Chemistry and Its Quality from Brajrajnagar Coal Mining Area Using Indexing Models. J. Geochem. Explor. 2020, 215, 1-17.
<https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2020.106559>

SALIH, N. Y. H.; MOHAMMAD, A. O.; MOHAMMED, F. O. Estudo sobre a Autopurificação do Rio Tanjaro. Tikrit Journal for Agricultural Sciences v. 21, n. 4, pág. 54-62, jan. 2022. Disponível em <<http://tjas.tu.edu.iq/index.php/ph/article/view/547>>. Acesso em junho de 2022.
<https://doi.org/10.25130/tjas.21.4.7>

SALLA, M. R. et al. Estudo da autodepuração do rio jordão, localizado na bacia hidrográfica do rio dourados. Eng Sanit Ambient, Scielo Brasil, v. 18, n. 2, p. 105-114, 2013.
<https://doi.org/10.1590/S1413-41522013000200002>

SÁNCHEZ, E.; COLMENAREJO, M.F.; VICENTE, J.; RUBIO, A.; GARCÍA, M.G.; TRAVIESO, L.; BORJA, R. Use of the water quality index and dissolved oxygen deficit as simple indicators of watersheds pollution. Ecological Indicators, v. 7, n. 2, p. 315-328, 2007. Disponível em <<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2006.02.005>>. Acesso em dezembro de

2021.

<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2006.02.005>

SANTOS, A. M. Avaliação da poluição difusa em trechos fluviais urbanos nos municípios de São João do Cariri e Sumé, Estado da Paraíba, 2021.

SANTOS, R.C.L.; LIMA, A.S.; CAVALCANTI, E.B.; MELO, C.M.; MARQUES, M.N. Aplicação de índices para avaliação da qualidade da água da Bacia Costeira do Sapucaia em Sergipe. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 23, n. 1, p. 33-46, 2018. Disponível em <<https://www.scielo.br/j/esa/a/JgKmvc4WxfFV5m95DbtsR6L/?lang=pt>>. Acesso em dezembro de 2021.
<https://doi.org/10.1590/s1413-41522017159832>

SANTOS, V. S. "O que é cianobactéria?"; Brasil Escola. Disponível em: <https://brasilecola.uol.com.br/o-que-e/biologia/o-que-e-cianobacteria.htm>. Acesso fevereiro de 2022.

SÃO JOSÉ, F. Estudo de flotação coletiva de sulfetos de zinco-chumbo. 2015, 87f. Disponível em <https://www.repositorio.ufop.br/bitstream/123456789/5880/1/DISSERTA%C3%87%C3%83O_EstudoFlota%C3%A7%C3%A3oSulfetos.pdf>. Acesso em março de 2022.

SÃO PAULO. Governo do Estado de. Águas Superficiais -variáveis de qualidade das águas. Companhia Ambiental do estado de São Paulo - CETESB. Apêndice E - Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade, 2016. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2017/11/Ap%C3%AAndice-E-Significado-Ambiental-e-Sanit%C3%A1rio-das-Vari%C3%A1veis-de-Qualidade-2016.pdf>>. Acesso em dezembro de 2021.

SÃO PAULO. Governo do Estado de. Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo. Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e

metodologias analíticas e de amostragem. Série relatórios, apêndice A. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/variaveis.pdf>>. Acesso em janeiro de 2022.

SARKAR, K.; MAJUMDER, M. Application of AHP-Based Water Quality Index for Quality Monitoring of Peri-Urban Watershed. *Environ. Dev. Sustain.* 2021, 23, 1780-1798. <https://doi.org/10.1007/s10668-020-00651-y>

SCHWIENSTEK, M.; RUGNER, H.; BECKINGHAM, B.; KUCH, B.; GRATHWOHL, P. Integrated monitoring of transport of persistent organic pollutants in contrasting catchments. *Environ Pollut* 172:155-162, 2013a. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.09.004>

SEIFI, A.; DEGHANI, M.; SINGH, V.P. Uncertainty Analysis of Water Quality Index (WQI) for Groundwater Quality Evaluation: Application of Monte-Carlo Method for Weight Allocation. *Ecol. Indic.* 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106653>

ŞENER, Ş.; ŞENER, E.; DAVRAZ, A. Evaluation of Water Quality Using Water Quality Index (WQI) Method and GIS in Aksu River (SW-Turkey). *Sci. Total Environ.* 2017, 584-585, 131-144. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.102>

SERAJUDDIN, MD; AKTARUL, I.; CHOWDHURY; HAQUE. Assessing Seasonal Water Quality Variations in River Water Using Water Quality Index (WQI): A Case Study. Aug, 2019. Disponível em <https://www.researchgate.net/publication/359788341_Assessing_Seasonal_Water_Quality_Variations_in_River_Water_Using_Water_Quality_Index_WQI_A_Case_Study>. Acesso em maio de 2022.

SHIL, S.; SINGH, U.K.; MEHTA, P. Water quality assessment of a tropical river using water

quality index (WQI), multivariate statistical techniques and GIS. *Appl Water Sci* 9, 168, 2019.
<https://doi.org/10.1007/s13201-019-1045-2>

SILVA, A. E. P.; ANGELIS, C. F.; MACHADO, L. A. T.; WAICHAMAN, A. V. Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus. *Acta Amazonica*, Manaus, v.38, n.4, p.733-
<https://doi.org/10.1590/S0044-59672008000400017>

742, 2008.

SILVA, A. M. C.; CASÉ, M.; LOPES, D. V. Qualidade da água como reflexo de atividades antrópicas em bacias hidrográficas do Nordeste, Brasil. *Geosul*, Florianópolis, v. 34, n. 72, p. 102-123, mai./ago. 2019.
<https://doi.org/10.5007/1982-5153.2019v34n72p102>

SILVA, P. N; HELLER L. O direito humano à água e ao esgotamento sanitário como instrumento para promoção da saúde de populações vulneráveis. *Ciência & Saúde Coletiva*, vol. 21, no. 6, p. 1861 - 1869, 2016.
<https://doi.org/10.1590/1413-81232015216.03422016>

SILVEIRA, A. M. Avaliação da qualidade de água da bacia hidrográfica do rio Sergipe usando análises multivariadas de dados. São Cristóvão, 2014, 120f.

SINGH, A.K.; SATHYA, M.; VERMA, S.; JAYAKUMAR, S. Spatiotemporal Variation of Water Quality Index in Kanwar Wetland, Begusarai, India. *Sustain. Water Resour. Manag.* 2020, 6, 1-8.
<https://doi.org/10.1007/s40899-020-00401-y>

SINGH, V. et al. Solid-phase extraction and spectrophotometric determination of hydrogen sulfide in air and water utilizing ethylene blue formation. *Analyst*, v. 125, p. 1185-1188, 2000.
<https://doi.org/10.1039/a909110f>

SIQUEIRA, G. W., APRILE, F., MIGUÉIS, A. M. Diagnóstico da qualidade da água do rio

Parauapebas (Pará-Brasil). Revista Acta Amazônica. Vol 42 (3). 2012.
<https://doi.org/10.1590/S0044-59672012000300014>

SISTE, C. E.; GIRÃO, E.J.; DUNCAN, B. L. Manual para formação e capacitação de grupos comunitários em metodologias participativas de monitoramento de qualidade da água - módulo III: avaliação físico-química / organizadores, tradução Ivan Vieira. - Fortaleza: Embrapa Agroindústria Tropical, 2011. 48p. Traduzido e adaptado de: Alabama Water Chemistry Monitoring - Auburn University, 2006. Disponível em <<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/900819/1/DOC11001.pdf>>. Acesso em maio de 2022.

SOLIMAN, N. F; YOUNIS, A. M; EL KADY, E. M. EL KADY. An insight into fractionation, toxicity, mobility and source apportionment of metals in sediments from El Tamsah Lake, Suez Canal. Chemosphere 2019, 222, 165-174.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.01.009>

SOUZA, A. K. R.; MORASSUTI, C. Y. Poluição do ambiente por metais pesados e utilização de vegetais como bioindicadores. Acta Biomedica Brasiliensia, 9(3), 2018, p 95-106.
<https://doi.org/10.18571/acbm.189>

SOUZA, D. J. A. T; LIMA, S. O.; SILVA, C. P.; FREITAS, G. A. Efeito de diferentes fontes e solubilidades de fósforo no desenvolvimento e nutrição do capim Mombaça. Colloquium Agrariae, Vol. 16, 2020, p72-83. 12p.
<https://doi.org/10.5747/ca.2020.v16.n3.a373>

SOUZA, E. R.; FERNANDES, M.R. Sub bacias hidrográficas, unidades básicas para o planejamento e gestão sustentáveis das atividades rurais. EMATER- MG, 2014.

SOUZA, G. S. Avaliação da Bacia Hidrográfica do rio Paraguaçu utilizando análise multivariada. Dissertação de mestrado, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2010.

SPERLING, M. Von. Estudos e modelagem da qualidade da água de rios. Belo Horizonte:

DESA - UFMG (Princípios Do Tratamento Biológico De Águas Residuárias; V.7), 2007, 588p.

SPERLING, M. Von. Introdução A Qualidade Das Águas E Ao Tratamento De Esgotos. 3.Ed. Belo Horizonte: DESA - UFMG (Princípios Do Tratamento Biológico De Águas Residuárias; V.1), 2005, 252p.

SPERLING, M. Von. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.1, 4ª ed. - Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014, p. 472.

SPERLING, M. Von. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2005, 452 p.

SREEKALA, M.S.; SAREEN, S. J.; RAJATHI, S. Influence of Geo-environmental and Chemical Factors on Thermotolerant Coliforms and E.coli in the Groundwater of Central Kerala. J Geol Soc India 91, p. 621-626, 2018.
<https://doi.org/10.1007/s12594-018-0913-y>

SRIVASTAVA, A.; CANO, A. Analysis and forecasting of rivers pH level using Deep Learning. Progress in Artificial Intelligence. 2021. Disponível em <https://www.researchgate.net/publication/355916352_Analysis_and_forecasting_of_rivers_pH_level_using_Deep_Learning>. Acesso em março de 2022.
<https://doi.org/10.1007/s13748-021-00270-2>

STACKPOOLE, S.M.; STETS, E.G; SPRAGUE, L.A. Variable impacts of contemporary versus legacy agricultural phosphorus on US river water quality. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 116 (41), 20562-20567, 2019.
<https://doi.org/10.1073/pnas.1903226116>

SUTADIAN, A. D; MUTTIL, N.; YILMAZ, A.G.; PERERA, B. J.C. Development of a water

quality index for rivers in West Java Province. Indonesia. Ecol. Indic., 2018, p. 966-982.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.11.049>

TAFFARELLO, D.; MOHOR, G. S.; CALIJURI, M. C.; MENDIONDO, E. M. Field investigations of the 2013-14 drought through quali-quantitative freshwater monitoring at the headwaters of the Cantareira System, Brazil. Water International, v. 41, n. 5, p. 776-800, 2016.
<https://doi.org/10.1080/02508060.2016.1188352>

TAYLOR, Sam D.; HE, Yi; HISCOCK, K. M. Modelling the impacts of agricultural management practices on river water quality in Eastern England, Journal of Environmental Management, Volume 180, 2016, Pages 147-163, ISSN 0301-4797. Disponível em <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479716302316>>. Acesso em maio de 2022.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.05.002>

THAKUR, B. K; GUPTA, V.; BHATTACHARYA, P.; JAKARIYA, M, ISLAM, M. T. Arsenic in drinking water sources in the Middle Gangetic Plains in Bihar: An assessment of the depth of wells to ensure safe water supply, Groundwater for Sustainable Development, Volume 12, 100504, ISSN 2352-801X, 2021.
<https://doi.org/10.1016/j.gsd.2020.100504>

TUNDISI, J. G. Water Resources in the Future: Problems and Solutions, 2008, disponível em <<https://www.scielo.br/j/ea/a/7gyMPtTzfkYfWWsMHqVLTqm/?lang=pt>>. Acesso em junho de 2022.

UDDIN, MD. G.; NASH, S.; OLBERT, A. I. A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality, Ecological Indicators. Volume 122, 2021. Disponível em <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X20311572>>. Acesso em junho de 2022.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107218>

UN - UNITED NATIONS. Water. 2022. Disponível em: < <https://www.un.org/en/global->

issues/water> Acesso em: abril de 2022.

URQUIZA, M. V. S.; BEZERRA, M. A. O.; SANTOS, D. F. S. Deposição Atmosférica de Fósforo na Cidade de Corumbá (Pantanal, MS), 2010. Disponível em <<https://www.cpap.embrapa.br/agencia/simpan5/PDF/expandidos/040RE.pdf>>. Acesso em junho de 2022.

USEPA - United States Environmental Protection Agency, 2022. Disponível em <<https://www.epa.gov/>>. Acesso em março 2022.

USP - UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO. Aspectos do Cerrado Clima. Departamento de Ecologia, Instituto de Biologia. Disponível em <http://ecologia.ib.usp.br/cerrado/aspectos_clima.htm>. Acesso em agosto de 2022.

VARDHAN, K.H.; KUMAR, P.S.; PANDA, R.C. A review on heavy metal pollution, toxicity and remedial measures: Current trends and future perspectives. J. Mol. Liq, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2019.111197>

VASCONCELOS, M. G. Avaliação integrada da qualidade da água do Rio Uberabinha - MG com base na caracterização química dos sedimentos e de espécimes da ictiofauna. 2012. 188 f. Tese (Doutorado em Ciências Exatas e da Terra) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2012.

VERIATO, M. K. L; BARROS, H. M.M; SOUZA, L. P; CHICÓ, L. R; BAROSI, K. X. L. Água: Escassez, crise e perspectivas para 2050. Revista Verde, Pombal - PB, vol. 10, nº 5 (especial), p. 17 - 22, 2015. <https://doi.org/10.18378/rvads.v10i5.3869>

VIEIRA, A. C. Um estudo sobre a mudança da qualidade da água de um rio e possibilidade de tratamento: abordagem utilizando equações de difusão. 1989- V673. Campinas, SP, 2016.

VÖRÖSMARTY, C.J., MCINTYRE, P.B., GESSNER, M.O., DUDGEON, D., PRUSEVICH,

A., GREEN, P., GLIDDEN, S., BUNN, S.E., SULLIVAN, C.A., LIERMANN, C.R., DAVIES, P.M., 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature* 467 (7315), 555-561.

<https://doi.org/10.1038/nature09440>

WILSON, P. Chis. WATER QUALITY NOTES: WATER CLARITY (TURBIDITY, SUSPENDED SOLIDS, AND COLOR). Department of Soil and Water Sciences, UF/IFAS Extension, 2019. Disponível em <<https://edis.ifas.ufl.edu/pdf/SS/SS52600.pdf>>. Acesso em junho de 2022.

YOUSEFI, M., SALEH, H. N., YASERI, M., MAHVI, A. H., SOLEIMANI, H., SAEEDI, Z., ZOHDI, S.; MOHAMMADI, A. A. Data on microbiological quality assessment of rural drinking water supplies in Poldasht county. *Data in Brief*, 17, 2018, p763-769. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2018.02.003>

ZAHRA, Z., CHOO, D. H., LEE, H., PARVEEN, A. (2020). Cyanobacteria: Review of current potentials and applications. In *Environments - MDPI* (Vol. 7, Issue 2). MDPI AG. <https://doi.org/10.3390/environments7020013>
<https://doi.org/10.3390/environments7020013>

ZENDRON, R. Mecanismos de neurotoxicidade e doenças neurológicas relacionadas à intoxicação por metais pesados. *Revista Brasileira de Nutrição Funcional*. 64(1), 45-51, 2015.

ZUIN, V. G.; IORIATTI, M. C. S.; MATHEUS, C. E. O emprego de parâmetros físicos e químicos para a avaliação da qualidade de águas naturais: uma proposta para a educação química e ambiental na perspectiva CTSA. *Química Nova na Escola*, v. 31, n. 1, p. 3-8, 2009.

Anexo 01 - Parâmetros analisados durante os meses de coleta no córrego Brejo Alegre.

Parâmetro/mês	Unid	Ponto	mai/21	jun/21	jul/21	ago/21	set/21	out/21	nov/21	dez/21	jan/22	fev/22	mar/22	abr/22
pH	-	P1	7,64	6,28	7,62	7,85	7,30	7,20	7,39	7,55	8,10	6,76	6,25	7,70
		P2	7,70	6,02	7,69	7,75	7,67	7,50	7,38	7,49	7,50	6,77	6,20	7,90
OD	mg/L	P1	0,50	5,81	5,42	5,00	4,00	2,00	0,00	4,12	6,10	4,40	2,66	5,14
		P2	2,60	5,23	5,42	2,99	5,00	5,00	4,39	4,67	4,73	4,70	3,50	7,90
Fósforo total	mg/L	P1	5,60	0,00	0,00	1,54	8,08	5,21	2,71	4,07	3,48	2,85	7,62	4,27
		P2	5,09	0,00	0,00	1,47	4,58	7,99	6,91	4,00	4,30	8,64	8,13	4,36
Turbidez	NTU	P1	35,60	21,80	31,90	28,00	21,20	45,30	50,40	54,80	42,00	9,14	17,30	44,70
		P2	18,60	18,60	26,70	44,90	19,90	41,20	25,00	38,00	21,10	7,46	16,30	43,50
DBO	mg/L	P1	14,20	68,71	6,84	33,24	22,60	45,95	9,34	54,19	4,54	5,17	16,14	43,36
		P2	22,86	60,32	6,84	40,29	20,08	73,38	6,72	31,12	10,69	5,90	20,26	49,48
Coliformes Termotolerante	NMP/100mL	P1	2,58E+04	7,38E+05	3,82E+05	9,92E+05	7,38E+05	2,15E+05	1,60E+05	6,83E+05	1,65E+06	1,67E+03	8,32E+04	4,17E+05
		P2	8,17E+04	3,78E+05	3,63E+05	4,77E+05	1,78E+05	2,88E+05	2,58E+05	7,25E+05	1,47E+05	1,26E+03	1,65E+04	1,65E+06
Nitrogênio total	mg/L	P1	29,40	ND	ND	0,54	29,32	21,99	26,70	23,45	1,39	2,71	1,70	8,14
		P2	29,40	ND	ND	0,38	43,97	51,30	25,78	41,04	43,97	3,36	9,13	23,56
Sólidos totais	mg/L	P1	201,00	207,00	213,00	172,00	170,00	243,00	177,00	182,00	166,80	130,00	180,00	182,00
		P2	298,00	321,00	344,00	347,00	368,00	400,00	267,00	359,00	348,00	274,00	126,00	436,00
Temperatura	° C	P1	23,00	24,50	24,50	25,00	27,00	28,00	29,00	29,00	28,00	29,00	29,00	25,30
		P2	24,00	24,50	24,50	25,00	27,00	29,00	30,00	29,00	29,00	29,00	30,00	24,80
Condutividade elétrica	µS/cm	P1	552,00	608,50	904,20	872,30	575,80	134,20	516,60	501,70	260,60	390,00	390,00	390,00
		P2	654,00	737,40	907,00	910,20	625,60	168,10	568,70	573,60	343,60	429,00	429,00	429,00
DQO	mg/L	P1	63,91	180,11	152,98	161,91	226,23	113,01	188,07	137,80	101,10	56,84	56,84	56,84
		P2	77,70	154,04	138,19	201,03	204,11	194,76	151,98	76,05	75,72	63,45	63,45	63,45
Cd	mg/L	P1	0,00	ND	ND	0,00	ND	ND	0,00	ND	ND	0,00	ND	ND
		P2	0,00	ND	ND	0,00	ND	ND	0,00	ND	ND	0,00	ND	ND
Pb	mg/L	P1	0,01	ND	ND	0,01	ND	ND	0,01	ND	ND	0,03	ND	ND
		P2	0,01	ND	ND	0,01	ND	ND	0,01	ND	ND	0,03	ND	ND
Zn	mg/L	P1	0,06	ND	ND	0,11	ND	ND	0,15	ND	ND	0,19	ND	ND
		P2	0,06	ND	ND	0,19	ND	ND	0,11	ND	ND	0,18	ND	ND
Cu	mg/L	P1	0,01	ND	ND	0,01	ND	ND	0,01	ND	ND	0,01	ND	ND
		P2	0,01	ND	ND	0,01	ND	ND	0,01	ND	ND	0,01	ND	ND
Densidade de cianobactérias	mg/L	P1	2609,16	ND	ND	4689,15	ND	ND	941,59	ND	ND	94,01	ND	ND
		P2	21118,93	ND	ND	4532,54	ND	ND	1094,82	ND	ND	203,27	ND	ND

Clorofila a	mg/L	P1	5,80	ND	ND	3,89	ND	ND	0,99	ND	ND	0,99	ND	ND
		P2	3,65	ND	ND	4,55	ND	ND	0,98	ND	ND	0,98	ND	ND
Óleos e graxas	mg/L	P1	18,80	ND	ND	9,99	ND	ND	9,99	ND	ND	9,99	ND	ND
		P2	12,20	ND	ND	9,99	ND	ND	9,99	ND	ND	9,99	ND	ND
Surfactantes	mg/L	P1	0,48	ND	ND	0,22	ND	ND	0,33	ND	ND	0,42	ND	ND
		P2	0,05	ND	ND	0,12	ND	ND	0,32	ND	ND	0,50	ND	ND
Sulfeto total	mg/L	P1	0,15	ND	ND	0,09	ND	ND	0,09	ND	ND	0,09	ND	ND
		P2	0,05	ND	ND	0,16	ND	ND	0,09	ND	ND	0,09	ND	ND
Cloreto total	mg/L	P1	11,83	ND	ND	33,18	ND	ND	21,95	ND	ND	13,31	ND	ND
		P2	13,22	ND	ND	35,21	ND	ND	27,70	ND	ND	14,27	ND	ND

ND: Não determinado.

Fonte: A autora.

Anexo 02 – Densidade de cianobactérias no córrego Brejo Alegre no período de coleta.

Pontos	Ordem	Família	Gênero	mai/21 (cel/mL)	ago/21 (cel/mL)	nov/21 (cel/mL)	fev/21 (cel/mL)
P1	Oscillatoriales	Coleofasciculaceae	<i>Anagnostidinema sp.</i>	2.285,25	3.521,58	666,93	51,48
			<i>Geitlerinema splendidum</i>	-	-	-	-
		Oscillatoriaceae	<i>Oscillatoria sp.</i>	-	-	-	-
			<i>Phormidium sp.</i>	-	245,17	-	-
	Synechococcales	Merismopediaceae	<i>Merismopedia sp.</i>	-	-	31,98	-
		Pseudanabaenaceae	<i>Limnothrix sp.</i>	-	-	-	-
			<i>Pseudanabaena sp.</i>	323,91	922,40	242,68	42,53
Total/mês				2.609,16	4.689,15	941,59	94,01
P2	Oscillatoriales	Coleofasciculaceae	<i>Anagnostidinema sp.</i>	5.770,67	2.005,87	510,78	52,62
			<i>Geitlerinema splendidum</i>	-	-	25,98	-
		Oscillatoriaceae	<i>Oscillatoria sp.</i>	-	18,48	-	-
			<i>Phormidium sp.</i>	-	46,19	-	29,35
	Synechococcales	Merismopediaceae	<i>Merismopedia sp.</i>	-	-	-	-
		Pseudanabaenaceae	<i>Limnothrix sp.</i>	-	2.416,96	-	-
			<i>Pseudanabaena sp.</i>	15.348,26	45,04	558,06	121,30
Total/mês				21.118,93	4.532,54	1.094,82	203,27

Fonte: A autora

