



Universidade Federal de Campina Grande
Centro de Tecnologia e Recursos Naturais
Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais

Área de Concentração: Engenharia de Recursos Naturais

Linha de pesquisa: Recursos hídricos

AMANDA LAURENTINO TORQUATO

**EXISTE SEGURANÇA MICROBIOLÓGICA NA PORTARIA DE POTABILIDADE
GM/MS 888/2021 NAS CONDIÇÕES DA REGIÃO SEMIÁRIDA DO BRASIL?**

CAMPINA GRANDE – PB
2022

AMANDA LAURENTINO TORQUATO

**EXISTE SEGURANÇA MICROBIOLÓGICA NA PORTARIA DE
POTABILIDADE GM/MS 888/2021 NAS CONDIÇÕES DA REGIÃO
SEMIÁRIDA DO BRASIL?**

Tese de doutorado apresentada à
Universidade Federal de Campina
Grande, em cumprimento às exigências
para a obtenção do grau de Doutora em
Engenharia e Gestão de Recursos
Naturais.

Área de Concentração: Engenharia de Recursos Naturais

Linha de Pesquisa: Recursos Hídricos

Orientadora: Profa. Dra. Vera Lucia Antunes de Lima

Coorientadora: Profa. Dra. Weruska Brasileiro Ferreira

CAMPINA GRANDE – PB
2022

T687c

Torquato, Amanda Laurentino.

Existe segurança microbiológica na portaria de potabilidade GM/MS 888/2021 nas condições da região semiárida do Brasil? / Amanda Laurentino Torquato. - Campina Grande, 2023.

85 f. : il. color.

Tese (Doutorado em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais) - Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, 2023.

"Orientação: Profa. Dra. Vera Lúcia Antunes de Lima, Profa. Dra. Weruska Brasileiro Ferreira."

Referências.

1. Reservatório Epitácio Pessoa. 2. Tratamento de Água para Consumo Humano. 3. Portaria GM/MS 888/21. 4. Esporos de Bactérias Aeróbicas. 5. Parâmetros de Turbidez. 6. Protozoários. 7. Semiárido Brasileiro. I. Lima, Vera Lúcia Antunes de. II. Ferreira, Weruska Brasileiro. III. Título.

CDU 556.55(043)



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
POS-GRADUACAO EM RECURSOS NATURAIS
Rua Aprígio Veloso, 882, - Bairro Universitário, Campina Grande/PB, CEP 58429-900

FOLHA DE ASSINATURA PARA TESES E DISSERTAÇÕES

AMANDA LAURENTINO TORQUATO

“EXISTE SEGURANÇA MICROBIOLÓGICA NA PORTARIA DE POTABILIDADE GM/MS 888/2021 NAS CONDIÇÕES DA REGIÃO SEMIÁRIDA DO BRASIL?”

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais como pré-requisito para obtenção do título de Doutor Engenharia e Gestão de Recursos Naturais.

Aprovada em: 15/12/2022

Dr.(a.) **Vera Lucia Antunes de Lima/UF CG** (Orientador PPGERN).

Dr.(a.) **Viviane Farias Silva/UF CG**(Examinador Interno).

Dr.(a.) **Patrícia Herminio Cunha Feitosa/UF CG**(Examinador Interno).

Dr.(a.) **Whelton Brito dos Santos/UEPB** (Examinador Externo).

Dr.(a.) **Neyliane Costa de Souza/UEPB**(Examinador Externo).



Documento assinado eletronicamente por **VERA LUCIA ANTUNES DE LIMA, PROFESSOR(A) DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 15/12/2022, às 15:50, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **Whelton Brito dos Santos, Usuário Externo**, em 15/12/2022, às 16:04, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **Weruska Brasileiro Ferreira, Usuário Externo**, em 15/12/2022, às 16:13, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **NEYLIANE COSTA DE SOUZA, Usuário Externo**, em 15/12/2022, às 16:55, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **VIVIANE FARIAS SILVA, VICE-COORDENADOR**, em 16/12/2022, às 13:49, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **PATRICIA HERMINIO CUNHA FEITOSA, PROFESSOR(A) DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 19/12/2022, às 07:55, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site <https://sei.ufcg.edu.br/autenticidade>, informando o código verificador **2987899** e o código CRC **0F67E611**.

Dedico

Aos meus pais, Marco Antônio Torquato e
Micheline Laurentino da Silva e ao meu irmão,
Felipe Laurentino Torquato.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus e à Virgem Maria, por terem me guiado em todos os momentos da minha caminhada, principalmente nos momentos felizes em que me conduziram pela mão e nos momentos difíceis em que me carregaram em seus braços.

Aos meus pais Marco Antônio Torquato e Micheline Laurentino da Silva, e ao meu irmão Felipe Laurentino Torquato, por todo amor, apoio e incentivos, mesmo distantes. Obrigada por não medirem esforços para eu conseguir alcançar os meus objetivos. Amo vocês.

Aos meus grandes amigos do LARTECA, George Belmino, Thiago Santos, Thyago Nóbrega, Emanuel Júnior e todos aqueles que tive a oportunidade de conviver e trabalhar durante as pesquisas do laboratório.

Ao meu grande amigo Whelton Brito dos Santos, que mais uma vez esteve comigo em todos os momentos, sendo eles felizes ou não. Obrigada pelo apoio incondicional, pela paciência, por acreditar no meu potencial, mesmo quando eu não acredito, por todo auxílio na construção dessa tese e principalmente pela AMIZADE sincera e verdadeira. Sou muito grata a Deus por ter colocado você em minha vida. Te amo.

À minha orientadora Vera Lúcia Antunes de Lima pela condução dessa pesquisa sempre com muita doçura, humanidade, confiança, me fazendo acreditar que no final tudo daria certo. Obrigada pelo enorme carinho e ensinamentos.

À minha coorientadora Weruska Brasileiro Ferreira por todos esses anos de caminhada, desde a graduação até aqui. Obrigada por todo companheirismo, pelos ensinamentos, conselhos e por sua amizade. Sou muito grata a oportunidade e por tudo que vivemos até aqui. Perdoe-me os momentos em que falhei.

Aos membros da banca examinadora pela dedicação em contribuir com este trabalho, principalmente a professora Patrícia Hermínio Cunha Feitosa pelos ensinamentos e carinho desde o mestrado.

À todas as pessoas que de alguma forma contribuíram com esta pesquisa, principalmente aos pesquisadores do LARTECA Livia Lara, Larissa Dantas, Giselly, e Robson nas análises laboratoriais, estendendo o agradecimento ao técnico de laboratório Thyago Nóbrega.

Aos meus amigos Tayná, Jedelson e Jaqueline pelo incentivo diário e paciência nessa reta final.

À minha grande amiga Camila Oliveira por todo incentivo, amizade, conselhos, por dividir e comemorar comigo todas as vitórias. Obrigada por tudo que você representa na minha vida. Te amo.

Ao CNPq pelo apoio financeiro.

Enfim, a todos aqueles que direta ou indiretamente fizeram parte da minha caminhada.

Obrigada a todos!

RESUMO

O estudo baseou-se no monitoramento de duas estações de tratamento de água, de portes distintos e abastecidas pelo reservatório Eptácio Pessoa – PB, a fim de avaliar se há segurança microbiológica no que preconiza os padrões de potabilidade da Portaria de GM/MS nº 888/21 em tratamentos de águas superficiais do Semiárido Brasileiro. As coletas de água para análises tiveram frequência semanal, durante o período amostral entre junho de 2022 e novembro de 2022 compreendendo 22 (vinte e duas) amostras para cada uma das ETAs. Foi analisado os parâmetros de turbidez, cor aparente, pH, temperatura, cloro residual, esporos de bactérias aeróbias, coliformes totais, *E. coli* e a estimativa de inativação de *Giardia* a partir do modelo da USEPA ao longo das etapas de tratamento de água. A água bruta apresentou baixos valores de turbidez, altas concentrações de EBA e ausência de *E. coli* em todas as amostras analisadas. A etapa de clarificação da água em ambas as ETAs foram ineficazes, apresentando um aumento na concentração dos esporos e discreta remoção de turbidez. A etapa de filtração foi a responsável pela maior eficiência de tratamento de EBA, tanto na ETA Gravatá como na ETA Cariri, alcançando valores médios de remoção em torno de 1 log. Quando comparado a eficiência de remoção de turbidez e EBA nas etapas de clarificação + filtração, observa-se que as eficiências ao invés de aumentarem, se anulam devido a ineficiência na etapa de clarificação, sobrecarregando a remoção somente na etapa de filtração. Os resultados de inativação de *Giardia* também não foram satisfatórios, com médias de remoção abaixo de 0,5 log, este fato pode estar associado ao Ct (residual desinfetante x tempo de contato) que foram abaixo do recomendado pela portaria, inviabilizando o processo de inativação dos microrganismos. Devido aos problemas operacionais e estruturais das ETAs, não foi possível atender aos padrões de potabilidade preconizados pela legislação vigente, em relação a maioria dos parâmetros avaliados.

Palavras-chave: Portaria GM/MS 888/21; esporos de bactérias aeróbias; turbidez; protozoários; tratamento de água para consumo humano; Semiárido.

ABSTRACT

The study was based on the monitoring of two water treatment plants, of different sizes and supplied by the reservoir Epitácio Pessoa - PB, in order to assess whether there is microbiological safety in what advocates the potability standards of Ordinance of GM/MS nº 888 /21 in surface water treatments in the Brazilian semi-arid region. Water collections for analyzes were carried out weekly, during the sampling period between June 2022 and November 2022, comprising 22 (twenty-two) samples for each of the ETAs. The parameters of turbidity, apparent color, pH, temperature, residual chlorine, spores of aerobic bacteria, total coliforms, E. coli and the estimate of Giardia inactivation from the USEPA model were analyzed throughout the water treatment steps. Raw water showed low turbidity values, high concentrations of EBA and absence of E. coli in all analyzed samples. The water clarification step in both ETAs was ineffective, showing an increase in spore concentration and slight removal of turbidity. The filtration stage was responsible for the greater EBA treatment efficiency, both at ETA Gravatá and ETA Cariri, reaching average values of removal around 1 log. When comparing the efficiency of turbidity and EBA removal in the clarification + filtration steps, it is observed that the efficiencies, instead of increasing, cancel out due to the inefficiency in the clarification step, overloading the removal only in the filtration step. The results of inactivation of Giardia were also not satisfactory, with averages of removal below 0.5 log, this fact may be associated with the Ct (residual disinfectant x contact time) that were below the recommended by the ordinance, making the inactivation process unfeasible of microorganisms. Due to the operational and structural problems of the ETAs, it was not possible to meet the potability standards recommended by the current legislation, in relation to most of the evaluated parameters.

Keywords: Ordinance GM/MS 888/21; spores of aerobic bacteria; turbidity; protozoa; water treatment for human consumption; semiarid.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Ciclo celular de bactérias formadoras de endósporos	30
Figura 2 – Localização do reservatório Epitácio Pessoa (a) e da ETA Gravatá (b)	46
Figura 3 – Localização do reservatório Epitácio Pessoa (a) e da ETA Cariri (b)	47
Figura 4 – Turbidez da água bruta, decantada, filtrada e tratada da ETA Gravatá no período monitorado.....	50
Figura 5 – Cor aparente da água bruta, decantada, filtrada e tratada da ETA Gravatá no período monitorado.....	51
Figura 6 – Valores de pH da água bruta, decantada, filtrada e tratada da ETA Gravatá no período monitorado.....	52
Figura 7 – Temperatura da água bruta, decantada, filtrada e tratada da ETA Gravatá no período monitorado.....	53
Figura 8 – Valores de cloro total (CT), cloro residual combinado (CRC) e cloro residual livre (CRL) na água tratada da ETA Gravatá no período monitorado.....	54
Figura 9 – Resultados de EBA na água bruta, decantada, filtrada e tratada da ETA Gravatá no período monitorado.....	55
Figura 10 – Resultados de Coliformes totais na água bruta, decantada, filtrada e tratada da ETA Gravatá no período monitorado	56
Figura 11 – Variabilidade dos dados de remoção (log) de EBA ao longo do tratamento da ETA Gravatá no período monitorado	57
Figura 12 – Comparação da eficiência de remoção de turbidez e EBA nas etapas de decantação (a) e filtração (b) da ETA Gravatá no período monitorado	58
Figura 13 – Comparação da eficiência de remoção de turbidez e EBA nas etapas de clarificação + filtração da ETA Gravatá no período monitorado	59
Figura 14 – Comparação da eficiência de inativação de <i>Giardia</i> e EBA na etapa de desinfecção da ETA Gravatá no período monitorado	60
Figura 15 – Turbidez da água bruta, decantada, filtrada e tratada da ETA Cariri no período monitorado.....	61
Figura 16 – Cor aparente da água bruta, decantada, filtrada e tratada da ETA Cariri no período monitorado.....	62
Figura 17 – Valores de pH da água bruta, decantada, filtrada e tratada da ETA Cariri no período monitorado.....	63

Figura 18 – Temperatura da água bruta, decantada, filtrada e tratada da ETA Cariri no período monitorado.....	64
Figura 19 – Valores de cloro total (CT), cloro residual combinado (CRC) e cloro residual livre (CRL) na água tratada da ETA Cariri no período monitorado	65
Figura 20 – Resultados de EBA da água bruta, decantada, filtrada e tratada da ETA Cariri no período monitorado.....	66
Figura 21 – Resultados de coliformes totais da água bruta, decantada, filtrada e tratada da ETA Cariri no período monitorado	67
Figura 22 22 – Variabilidade dos dados de remoção (log) de EBA ao longo do tratamento da ETA Cariri no período monitorado	68
Figura 2323 – Comparação da eficiência de remoção de turbidez e EBA nas etapas de decantação (a) e filtração (b) da ETA Cariri no período monitorado.....	69
Figura 24 24 – Comparação da eficiência de remoção de turbidez e EBA nas etapas de clarificação + filtração da ETA Cariri	70
Figura 2525 – Comparação da eficiência de inativação de <i>Giardia</i> e EBA na etapa de desinfecção da ETA Cariri no período monitorado.....	70

LISTA DE TABELA

Tabela 1 – Espécies de <i>Giardia</i> e seus respectivos hospedeiros	22
Tabela 2 – Espécies de <i>Cryptosporidium</i> e respectivos hospedeiros	23
Tabela 3 – Padrão bacteriológico da água para consumo humano.....	43
Tabela 4 – Características das unidades de tratamento da ETA Gravatá	46
Tabela 5 – Parâmetros de qualidade e suas respectivas metodologias	48

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	14
1.1 Justificativa	15
1.2 Hipóteses	17
1.3 Objetivos	18
1.3.1 Objetivo geral.....	18
1.3.2 Objetivos específicos	18
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	19
2.1 Principais microrganismos patógenos associados às doenças de veiculação hídrica	19
2.1.1 Vírus.....	19
2.1.2 Bactérias do grupo Coliformes.....	20
2.1.3 Protozoários.....	21
2.2 Mecanismos de remoção de <i>Cryptosporidium e Giardia</i> em estações de tratamento de água	23
2.3 Indicadores indiretos de remoção de cistos de <i>Giardia</i> e oocistos de <i>Cryptosporidium</i>	26
2.4 Esporos de bactérias aeróbias.....	28
2.4.1 Esporo bacteriano.....	29
2.4.2 Germinação	31
2.4.3 Mecanismos de resistência do esporo	31
2.5 Características dos reservatórios naturais do Semiárido Brasileiro	32
2.5.1 Reservatórios eutrofizados do Semiárido Brasileiro.....	34
2.5.2 Bacia do Rio Paraíba.....	36
2.6 Presença de <i>E. coli</i> nos reservatórios naturais	38
2.7 Portaria GM/MS 888/2021.....	40
3 METODOLOGIA.....	44
3.1 Área de desenvolvimento da pesquisa	44
3.2 Descrição da área de estudo	44
3.2.1 Reservatório superficial	44
3.2.2 Estação de tratamento de água – ETA Gravatá.....	45
3.2.3 Estação de tratamento de água – ETA Cariri	46
3.3 Pontos de amostragem.....	48
3.4 Métodos de coleta e analíticos	48
3.5 Análise dos dados.....	49
4 RESULTADOS	50
4.1 ETA Gravatá	50
4.1.1 Turbidez	50
4.1.2 Cor aparente	51
4.1.3 pH.....	52
4.1.4 Temperatura	53
4.1.5 Cloro residual	54
4.1.6 EBA.....	55
4.1.7 Coliformes totais	55

4.1.8 E. coli	56
4.1.9 Eficiência de remoção de EBA	57
4.1.10 Comparação entre a remoção de turbidez e EBA.....	58
4.1.11 Comparação entre a remoção de Giardia e EBA.....	60
4.2 ETA Cariri.....	61
4.2.1 Turbidez	61
4.2.2 Cor aparente	62
4.2.3 pH.....	63
4.2.4 Temperatura	63
4.2.5 Cloro residual	64
4.2.6 EBA.....	65
4.2.7 Coliformes totais	66
4.2.8 E. coli	67
4.2.9 Eficiência de remoção de EBA	67
4.2.10 Comparação entre a remoção de turbidez e EBA.....	68
4.2.11 Comparação entre a remoção de Giardia e EBA.....	70
5 DISCUSSÃO.....	72
6 CONCLUSÕES.....	76
7 RECOMENDAÇÕES.....	78
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	79

1 INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural de fundamental importância para a manutenção da vida. Sendo assim, o controle de sua qualidade, principalmente quando destinada ao consumo humano, exige uma maior atenção por parte das autoridades responsáveis pelo seu tratamento, bem como pelos consumidores, visto a potencialidade da água em se tornar um veículo transmissor de doenças a partir da presença de microrganismos patogênicos e/ou substâncias que sejam deletérias à saúde humana.

Segundo a WHO (2011), estima-se que apenas cerca de 18% da população mundial tem acesso à água potável e de qualidade. Por outro lado, mais de cinco milhões de pessoas vêm a óbito anualmente em consequência das doenças associadas ao consumo de água contaminada e à precariedade do serviço de esgotamento sanitário. As mortes por diarreia no mundo todo apontam que cerca de 88% dos casos estão relacionados a doenças de veiculação hídrica.

No Brasil, segundo o boletim epidemiológico da Secretaria de Vigilância em Saúde (2020), com base nos dados do Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (Sisagua), pelo menos 7 milhões de brasileiros consomem água sem o tratamento mínimo exigido na norma de potabilidade de água. Desses, aproximadamente 42% são da região Nordeste (2.912.110 pessoas).

Os riscos à saúde humana provenientes do consumo de água de baixa qualidade são diversos, porém destacam-se aqueles associados a microrganismos patogênicos, compreendendo várias espécies de bactérias, vírus e protozoários. Dentre eles, vários protozoários possuem sua transmissão pelo consumo de água, como por exemplo o *Cryptosporidium spp.*, a *Giardia duodenalis*, o *Toxoplasma gondii*, a *Cyclospora cayentanensis* e a *Isospora belli* (KARANIS; KOURENTI; SMITH, 2007).

Desde a década de 1980, o *Cryptosporidium spp* e a *Giardia duodenalis* foram responsáveis por aproximadamente 90% dos surtos de gastroenterite ocorridos nos países como Canadá, Japão e Estados Unidos. Ambos representam as espécies com maior resistência ao processo de desinfecção no tratamento de água, destacando seu alto custo e metodologias complexas para sua detecção (KARANIS; KOURENTI; SMITH, 2007; WANG et al., 2011).

Sendo assim, atualmente o Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5/2017 (PRC nº 5/2017) do Ministério da Saúde alterada pela Portaria GM/MS 888/2021, preconiza que o monitoramento destes protozoários seja realizado quando for identificada a média geométrica anual maior ou igual a 1.000 *Escherichia coli*.100mL⁻¹ no (s) ponto (s) de captação de água.

A Portaria GM/MS 888/2021 ainda estabelece que somente quando for identificada média geométrica móvel dos últimos 12 meses de monitoramento maior ou igual a 1.000 *E. coli*.100mL⁻¹, deve-se avaliar a eficiência de remoção da ETA por meio do monitoramento semanal de esporos de bactérias aeróbias (EBA).

Nessa perspectiva, o monitoramento dos reservatórios que servem para abastecimento humano, necessita de estudos mais aprofundados relacionados a realidade das regiões, tendo em vista que as diferentes características e peculiaridades das águas podem influenciar diretamente na potabilidade. Sendo assim, faz-se necessário avaliar as diretrizes e concentrações preconizadas pela Portaria GM/MS 888/2021 para a realidade do semiárido brasileiro, onde raramente são encontradas concentrações tão elevadas do indicador *E. coli* nos mananciais naturais, sugerindo uma possível fragilidade da atual portaria, nesse aspecto.

1.1 Justificativa

A presença de microrganismos patogênicos como o *Cryptosporidium* spp. e a *Giardia* spp em corpos hídricos que são destinados ao abastecimento público de água ocorre principalmente devido à contaminação dessas águas pelos dejetos de efluentes domésticos e industriais.

De acordo com a WHO (2011), os principais problemas associados a esses protozoários são:

- elevada persistência ambiental de suas formas encistadas e que são excretadas pelo hospedeiro, os cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium*;
- elevada resistência dos cistos e oocistos aos processos de desinfecção tradicionalmente utilizados em estações de tratamento de água (ETA), particularmente a cloração, sendo os oocistos de *Cryptosporidium* mais resistentes que os cistos de *Giardia*;
- baixas doses infectantes.

Contudo, torna-se inviável o monitoramento desses microrganismos de forma rotineira, tendo em vista, a complexidade da metodologia de detecção, falta de profissionais capacitados, alto custo, além de persistirem dificuldades no processo analítico de detecção em amostras com concentrações baixas desses microrganismos (AGULLÓ-BARCELÓ; OLIVA; LUCENA, 2013; BASTOS; BRANDÃO; CERQUEIRA, 2009).

Sendo assim, no Brasil, tornou-se obrigatório nas estações de tratamento de água o monitoramento desses protozoários de acordo com a concentração de *E. coli*.

Entretanto, a concentração de *E. coli* estabelecida pela Portaria GM/MS 888/2021 para monitoramento dos protozoários é um valor bastante elevado (média geométrica anual maior ou igual a 1.000 *E. coli*.100mL⁻¹ no (s) ponto (s) de captação de água) para a realidade dos mananciais geralmente eutrofizados do semiárido brasileiro, tendo em vista, que há estudos que sugerem a inibição das bactérias *E. coli* pela vegetação aquática.

Segundo Barbosa et al. (2012) o semiárido brasileiro é uma região caracterizada pela ocorrência de poucas chuvas, períodos extensos de escassez de água e altas taxas de evaporação. Sendo assim a água permanece por um maior período no reservatório, ocasionando uma concentração de nutrientes mais elevada, provenientes de fontes externas como lançamento de efluentes, pecuária e agricultura ocasionando no reservatório um estado eutrófico ou hipereutrófico, com frequentes florações de algas (PANOSSO et al., 2007; MEDEIROS et al., 2015).

De acordo com Rangel Júnior et al. (2018), nos reservatórios brasileiros, florações de cianobactérias têm sido comumente reportadas em todas as regiões do país sendo, na sua maioria, em reservatórios utilizados para o abastecimento humano, especialmente na região Nordeste.

No entanto, estudos sugerem baixa correlação entre as bactérias *E. coli* e um corpo aquático eutrofizado, levando em consideração os efeitos que a vegetação aquática têm em relação ao crescimento dessas bactérias. De acordo com Cho et al. (2022) em um estudo sobre as interações de *E. coli* com algas e vegetação aquática em águas naturais, eles alertam para uma preocupação de saúde pública, dada a confiança de longa data em *E. coli* como um indicador da presença de patógenos em águas naturais, sugerindo estudos mais aprofundados. Segundo o mesmo estudo, as algas podem afetar a sobrevivência de *E. coli* por meio de múltiplos fatores, os principais, incluem: mudança no suprimento de nutrientes, modificação das propriedades da água e constituintes, impacto na penetração da radiação solar, sobrevivência relacionada à fixação do substrato, mediação de habitats secundários por algas e inibição da sobrevivência devido à liberação de substâncias tóxicas e antibióticos.

Pontes, Barros Filho e Freitas (2019), também colabora com a hipótese no estudo da avaliação temporal de fatores limnológicos do reservatório Paulo Saraste, Ceará, Brasil, na qual apresentou resultados de um reservatório com elevados níveis de eutrofização, caracterizando-se na maior parte do período avaliado como hipereutrófico (média no ano de 2016 foi de 520.216 células.mL⁻¹), entretanto, em relação a densidades de coliformes, foram observadas baixas concentrações de *E. coli* (máxima de 20 NMP.100mL⁻¹).

Outro fator que precisa ser levado em consideração nesse estudo é a baixa correlação de *E. coli* com os protozoários. O estudo de Bastos et al. (2018) referente a dinâmica de remoção de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* em processos de tratamento de água no sudeste do Brasil, apresentou altas densidades dos protozoários avaliados, variando de 2,0-140 cistos.L⁻¹ e 4,0-510 oocistos.L⁻¹ e, a partir dos dados estatísticos, não foi possível encontrar uma associação consistente com a maioria dos parâmetros analisados, inclusive *E. coli*, sendo a turbidez o indicador mais promissor.

Segundo Wu, Long e Dorner (2011), em uma análise estatística de 40 anos de pesquisa para avaliar se há correlação entre os indicadores microbianos e os patógenos, conclui-se que a *E. coli* e o *enterococos*, dois indicadores frequentemente utilizados, não mostraram maior probabilidade de correlação com patógenos do que outros indicadores.

Deste modo, diante de tal problemática e relevância do tema no âmbito do tratamento de água e de saúde pública, surge a necessidade de avaliar se as diretrizes e concentrações preconizadas pela atual Portaria de Potabilidade (Portaria GM/MS 888/2021) apresentam segurança microbiológica para as águas do Semiárido brasileiro destinadas ao abastecimento humano.

1.2 Hipóteses

Nesse sentido, cinco hipóteses para a pesquisa são estabelecidas:

- A ausência de *E. coli* não garante a não presença de outros patógenos;
- Reservatórios eutrofizados inibem o crescimento das bactérias *E. coli*;
- A concentração preconizada pela Portaria GM/MS 888/2021 de 1.000 *E. coli*.100mL⁻¹ em águas brutas não é representativo para avaliar a presença de protozoários em mananciais superficiais, principalmente os eutrofizados;
- Estações de tratamento de água subdimensionadas não tem eficiência na remoção de protozoários;
- 2,5 log de EBA após filtração, em relação a água bruta, pode não ser suficiente para garantir a segurança microbiológica da água.

Por fim, pode-se garantir que a proposta de tese apresentada se alinha com o Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais, considerando aderência a linha de pesquisa em recursos hídricos, estabelecendo um enfoque interdisciplinar, integrador e sistêmico. Outro ponto relevante dessa proposta é o grau de ineditismo em se propor questionar a fragilidade de uma Portaria de Potabilidade recém-publicada a partir do

monitoramento de duas estações de tratamento de água com portes distintos e abastecidas por um reservatório com águas características do Semiárido Brasileiro.

1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivo geral

Avaliar a segurança microbiológica da Portaria de Potabilidade (Portaria GM/MS nº 888/21) a partir do monitoramento de duas estações de tratamento de água com portes distintos e abastecidas por um reservatório do Semiárido Brasileiro.

1.3.2 Objetivos específicos

- Avaliar a eficiência de duas ETAs convencionais abastecidas pelo reservatório Epitácio Pessoa e a qualidade de água fornecida em relação à parâmetros microbiológicos preconizados na Portaria GM/MS nº 888/21;
- Quantificar os EBA, Coliformes totais, *E. coli* e turbidez no ponto de captação do reservatório Epitácio Pessoa, Paraíba;
- Avaliar comparativamente as remoções de EBA, Coliformes totais, *E. coli* e turbidez nas etapas de clarificação e desinfecção em duas ETA's convencionais de médio e grande porte;
- Comparar a eficiência de inativação por cloração dos EBA e cistos de *Giardia*.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Principais microrganismos patógenos associados às doenças de veiculação hídrica

Até fins do século XIX a qualidade da água para consumo humano era aferida pela sua aparência física. Logo após, a partir do século XX, posterior a ocorrência de diversos surtos provenientes de doenças de veiculação hídrica e com o avanço do conhecimento científico, estabeleceu-se a necessidade de desenvolvimento de recursos técnicos e legais que traduzissem as características que a água deveria apresentar para ser considerada potável (CEBALLOS; DANIEL; BASTOS, 2009).

A Organização Mundial de Saúde (OMS) introduz o termo “patógeno/organismo referência” como sendo a seleção do organismo que melhor reúna informações que possam representar o grupo como um todo. As informações comumente utilizadas na seleção, com o objetivo de proteger a saúde pública, incluem aspectos relacionados a remoção/inativação no tratamento de água e aqueles associados a impactos à saúde, tanto no âmbito individual como coletivo (BEVILACQUA; AZEVEDO; CERQUEIRA, 2009).

Neste contexto, diversos microrganismos patógenos encontrados na água, são alvo de preocupações, tanto das autoridades de saúde pública quanto da comunidade científica, devido à sua transmissão de doenças, na qual expõe ao risco de infecções aqueles que a consomem. Sendo assim, serão apresentadas algumas características dos principais microrganismos patógenos associados às doenças de veiculação hídrica.

2.1.1 Vírus

A água pode ser um dos principais veículos de transmissão de agentes infecciosos, incluindo os vírus. Têm sido identificadas diferentes espécies virais na água (FONG; GRIFFIN; LIPP, 2005), onde cerca de cem destas afetam a população humana e diferentes espécies animais. O vírus entra no grupo de agentes causadores de inúmeras doenças em humanos, transmitidos principalmente pela via oral-fecal, causando doenças como hepatite, gastroenterite, meningite, encefalite, doenças respiratórias e cutâneas, diabetes e conjuntivite, entre outras (FONG; GRIFFIN; LIPP, 2005; GANESH; LIN, 2013).

Os vírus entéricos incluem espécies de diferentes famílias, sendo os mais representativos aqueles que são deletérios à saúde humana, como entero-vírus (pólio, vírus humano-citopático entérico humano - ECHO, vírus Cocksackie), astrovírus, adenovírus

entéricos, ortorreovírus, os calicivírus (norovírus e sapovírus) e vírus da hepatite A e E (GANESH; LIN, 2013; PELÁEZ et al., 2016).

Os vírus chegam ao meio ambiente, em especial, aos recursos hídricos, através do descarte indevido de efluentes domésticos e industriais, tanto em ambientes urbanos como agrícolas, atingindo conseqüentemente a população humana. Sua identificação, tanto no Brasil como na Colômbia, tem se utilizado através da presença/ausência de *E. coli* e Coliformes totais (PELÁEZ et al., 2016). Porém, este tipo de indicador tem se mostrado cada vez menos efetivo para indicar tal contaminação na água (PUSCH et al., 2005). E técnica de monitoramento na água de consumo não é simples porque precisa de equipamentos e de pessoas especializadas.

2.1.2 Bactérias do grupo Coliformes

Os Coliformes totais são bacilos gram-negativos, aeróbios ou anaeróbios facultativos, oxidase-negativos, não formam esporos, são capazes de se desenvolver na presença de sais biliares ou agentes tensoativos que fermentam a lactose com produção de ácido, gás e aldeído a $35,0 \pm 0,5$ °C em 24 - 48 h e que podem apresentar atividade da enzima β -galactosidase. A maioria das bactérias do grupo coliformes pertence aos gêneros *Escherichia*, *Citrobacter*, *Klebsiella* e *Enterobacter*, embora vários outros gêneros e espécies façam parte desse grupo (DI BERNARDO; SABOGAL PAZ, 2008).

Ainda segundo Di Bernardo e Sabogal Paz (2008), a *E. coli* é uma das bactérias do grupo coliformes que fermenta lactose e manitol, produzindo ácido e gás a $44,5 \pm 0,2$ °C em 24 h. Esta bactéria produz indol a partir do triptofano, é oxidase negativa, não hidrolisa a uréia e apresenta atividade das enzimas β -galactosidase e β -glucuronidase. A *E. coli* é encontrada abundantemente nas fezes de humanos e animais, com números que atingem 10^9 .g⁻¹ fezes. É encontrada no esgoto e nas águas naturais provenientes à contaminação fecal recente. Este microrganismo é habitante normal do intestino. A *E. coli* na água sempre indica contaminação potencialmente perigosa, requerendo atenção especial quando detectada na água de consumo, entretanto, este microrganismo é sensível aos desinfetantes comumente usados nas ETA's, comparado a protozoários e vírus e, por isso, seu uso é questionado como indicador de poluição na água.

Os coliformes termotolerantes na qual antigamente eram denominados fecais, não são sensíveis na avaliação criteriosa da exposição da água à poluição fecal. Autores como Caplenas e Kanarek (1984) e Edberg Allen e Smith (1988) estimam que 15% dos testes positivos para coliformes termotolerantes estão relacionados a coliformes que não são *E. coli*, mas sim

espécies do gênero *Klebsiella*, *Enterobacter* e *Citrobacter*. Embora os coliformes termotolerantes sejam de simples detecção, têm importância secundária como indicadores de poluição em águas, especialmente em países tropicais ou subtropicais nos quais esse microrganismo pode ser encontrado na vegetação das florestas, sem relação direta com contaminação fecal (WHO, 2011).

2.1.3 Protozoários

Os protozoários são organismos que incluem seres de vida livre e parasitas, na qual se caracterizam por apresentar diferentes formas, tipos de metabolismo e locais de ocorrência. As distintas espécies de animais e o ser humano constituem os hospedeiros obrigatórios ou acidentais dos protozoários patogênicos, podendo alguns destes apresentar complexos ciclos biológicos envolvendo diferentes modos e mecanismos de transmissão (BEVILACQUA; AZEVEDO; CERQUEIRA, 2009).

Diversos protozoários patogênicos de transmissão fecal-oral, a exemplo dos *Balantidium coli*, *Blastocystis hominis*, *Cyclospora cayetanensis*, *Entamoeba histolytica*, *Isospora belli*, *Microsporidia* e *Toxoplasma gondii*, têm transmissão associada à veiculação hídrica (KARANIS; KOURENTI; SMITH, 2007; WHO, 2011). No entanto, recaem sobre o *Cryptosporidium* e a *Giardia* as maiores evidências e preocupações dessa transmissão via abastecimento de água para consumo humano, tendo em vista que, os cistos e oocistos desses protozoários apresentam elevada persistência no ambiente, baixas doses infectantes e são difíceis no processo de remoção/inativação em ETA's (BASTOS; BRANDÃO; CERQUEIRA, 2009).

De acordo com Xiao e Fayer (2008), os *Cryptosporidium* e *Giardia* constituem-se por diferentes espécies e genótipos, na qual apresentam diversidade biológica, capacidade distinta de infectar uma ou múltiplas espécies hospedeiras e prevalência de infectar ampla variação regional. Sendo assim, a crescente preocupação com a transmissão de protozoários no abastecimento de água para consumo humano, envolve diversas dificuldades na tentativa de solucionar essa problemática. Bevilacqua, Azevedo e Cerqueira (2009), citam algumas delas:

- As limitações dos processos convencionais de tratamento de água na remoção/inativação de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium*;
- A insuficiência do controle tradicional da qualidade da água tratada via emprego de bactérias do grupo Coliforme ou outros indicadores;

- As limitações analíticas dos métodos disponíveis de pesquisa de protozoários em amostra de água;
- Dificuldade de estimar riscos à saúde associados à presença de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* em águas de consumo humano, principalmente quando em números reduzidos.

Nos dias atuais, seis espécies de *Giardia* são reconhecidas (Tabela 1), (FRANCO, 2007; XIAO; FAYER, 2008). Destas, a *Giardia duodenalis* é a espécie causadora de infecção nos seres humanos, sobre a qual cabem, as seguintes observações:

- *Giardia duodenalis*, *Giardia intestinalis* e *Giardia lamblia* são nomes frequentemente usados acriticamente na literatura se referindo ao mesmo organismo;
- São reconhecidos sete assemblages (ou grupos genéticos) dessa espécie.

Vale salientar, que apenas os genótipos A e B são reconhecidos por infectar seres humanos.

Tabela 1 – Espécies de *Giardia* e seus respectivos hospedeiros

Espécies	Hospedeiros
<i>Giardia agilis</i>	Anfíbios
<i>Giardia ardeae</i>	Pássaros
<i>Giardia microti</i>	Ratos/Ratazanas
<i>Giardia muris</i>	Roedores
<i>Giardia psittaci</i>	Pássaros
<i>Giardia duodenalis</i>	
Assemblage A	Humanos, primatas, cães, gado, roedores,
Assemblage B	Humanos, primatas, cães, cavalos, gado
Assemblage C	Cães
Assemblage D	Cães
Assemblage E	Artiodátilos
Assemblage F	Gatos
Assemblage G	Roedores

Fonte: adaptado de Xiao e Fayer (2008).

Em relação ao gênero *Cryptosporidium*, eles compreendem ao total 30 espécies (Tabela 2), da qual 14 delas possuem evidências de infectar os seres humanos e 13 os bovinos (ŠLAPETA, 2013). Dentre essas 14 espécies passíveis de infecção nos seres humanos, 5 são responsáveis pela maioria das infecções, tanto em indivíduos imunocompetentes quanto em

imunocomprometidos: *C. hominis*, *C. parvum*, *C. meleagridis*, *C. felis* e *C. canis*, sendo *C. parvum* e *C. hominis*. as principais espécies encontradas em surtos de veiculação hídrica. *C. hominis* apresenta ciclo predominantemente antroponótico, enquanto o *C. parvum* infecta, além de humanos, bovinos e outros ruminantes, apresentando, portanto, ciclo zoonótico (FRANCO, 2007).

Tabela 2 – Espécies de *Cryptosporidium* e respectivos hospedeiros

Espécies	Tipo de hospedeiro
<i>Cryptosporidium andersoni</i>	Bovinos
<i>Cryptosporidium baileyi</i>	Aves
<i>Cryptosporidium bovis</i>	Gado
<i>Cryptosporidium canis</i>	Cães, humanos
<i>Cryptosporidium fayeri</i>	Canguru vermelho
<i>Cryptosporidium felis</i>	Gatos, humanos
<i>Cryptosporidium galli</i>	Galináceos
<i>Cryptosporidium hominis</i>	Humanos
<i>Cryptosporidium macropodum</i>	Canguru cinza
<i>Cryptosporidium meleagridis</i>	Peru, humanos
<i>Cryptosporidium molnari</i>	Peixes
<i>Cryptosporidium muris</i>	Roedores, humanos
<i>Cryptosporidium parvum</i>	Ruminantes, humanos
<i>Cryptosporidium scophthalmi</i>	Peixes
<i>Cryptosporidium serpentis</i>	Cobras
<i>Cryptosporidium suis</i>	Suíños, humanos
<i>Cryptosporidium varanii</i>	Répteis
<i>Cryptosporidium wrairi</i>	Preá-da-Índia

Fonte: adaptado de Xiao e Fayer (2008) e Franco (2007).

A robustez e persistência ambiental dos oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia* são reconhecidos fatores que contribuem para sua transmissão via consumo de água, sendo importante salientar que, como observado por Robertson e Gjerde (2004), algumas espécies do mesmo gênero apresentam maior resistência do que outras.

2.2 Mecanismos de remoção de *Cryptosporidium* e *Giardia* em estações de tratamento de água

Os protozoários *Giardia* e *Cryptosporidium* apresentam ciclos biológicos complexos, incluindo estágios de reprodução assexuada ou sexuada no organismo hospedeiro até a

formação dos oocistos (cápsulas protetoras). Na ótica da Engenharia Sanitária e Ambiental, é necessário ter o entendimento que os oocistos desses protozoários são as formas excretadas, infectantes que estão circulando por todo o ambiente e são ingeridas por novos hospedeiros; apresentam-se resistentes às condições ambientais e, sendo assim, chegam às estações de tratamento de água, onde precisam ser removidas (BASTOS; BRANDÃO; CERQUEIRA, 2009).

Ainda segundo Bastos, Brandão e Cerqueira (2009), atualmente, o *Cryptosporidium* vem recebendo maior destaque na área de Engenharia Sanitária e Ambiental, devido a maior resistência dos oocistos, tamanhos menores e menos densos que os cistos de *Giardia*, apresentando assim uma sobrevivência mais duradoura no ambiente, maior resistência à ação de desinfetantes e remoção mais difícil por processos de separação, como a decantação e a filtração. Em contrapartida, apresentam características e dimensões que se comportam de maneira semelhante com as partículas inorgânicas, coloidais ou em suspensão e são passíveis de remoção por técnicas usuais de tratamento de água, desde que submetidas a um controle operacional rigoroso.

O tratamento de ciclo completo mais conhecido como tratamento convencional de água, é o termo utilizado para descrever as etapas sequenciais que envolvem processos físicos, químicos e físico-químicos utilizados para a clarificação e desinfecção da água, que são eles: mistura rápida e coagulação, floculação, decantação e/ou flotação, filtração e desinfecção. Por outro lado, dependendo das características da água, a exemplo da baixa turbidez, opta-se pelo tratamento por filtração direta, dispensando a decantação ou flotação (OLIVEIRA, 2015).

Neste contexto, os processos físicos, a exemplo da decantação e filtração, possibilitam a remoção dos oocistos de protozoários patogênicos, levando em consideração que sejam precedidos do processo químico da coagulação e em seguida a floculação. A eficiência da inativação por desinfecção dependerá do agente desinfetante, visto que os oocistos de *Giardia* e *Cryptosporidium* são resistentes à ação do cloro, porém, susceptíveis a outros agentes, como o dióxido de cloro, ozônio e radiação UV (BETANCOURT; ROSE, 2004; SINCLAIR et al., 2012).

De forma geral, os oocistos de *Giardia* e *Cryptosporidium* apresentam carga elétrica neutra em valores de pH mais baixos e assumem carga negativa em faixas de pH de neutro a alcalino. Segundo Ongerth e Pecoraro (1996), registraram-se potencial zeta (PZ) de oocistos de *Cryptosporidium* igual a zero em pH de 4 a 4,5 e -35mV em pH 7. Sendo assim, percebe-se em algumas características dos oocistos que a otimização da coagulação é quesito fundamental para sua efetiva remoção na decantação e na filtração.

O processo de floculação, na qual é responsável pela formação dos flocos para serem removidos nas etapas seguintes de decantação ou flotação e em seguida filtração, também demonstra seu papel fundamental na remoção dos microrganismos patogênicos, tendo em vista da relação que alguns autores reconhecem entre a eficiência de remoção de cistos e oocistos com valores de turbidez da água bruta mais elevados, pois neste caso é possível a melhor formação de flocos e conseqüentemente a maior retenção dos microrganismos nos flocos (ASSAVASILAVASUKUL et al., 2008; DUGAN et al., 2001).

Já no processo de decantação que ocorre a partir da ação da gravidade, as partículas suspensas no meio líquido se movimentam de forma descendente, permitindo a clarificação da água. A velocidade de sedimentação vai depender das dimensões, forma e massa das partículas. Em se tratando dos protozoários, as baixas densidades e velocidades de sedimentação dos oocistos são fatores que influenciam na eficiência de remoção por decantação. Outro fator que influencia para maior eficiência no processo, é quando os cistos e oocistos se aderem ao material particulado, aumentando assim sua velocidade de sedimentação, resultando em um processo de clarificação mais eficiente (OLIVEIRA, 2015).

Na etapa de filtração, Emelko; Huck e Douglas (2003) descreve que a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* envolve os mesmos mecanismos de remoção das partículas em meio aquoso, sendo eles:

- transporte;
- aderência;
- desprendimento do leito filtrante.
- E os fatores que interferem no processo de filtração são:
- as características da suspensão (da água afluente aos filtros), como pH, pZ, tamanho, concentração e densidade das partículas;
- a taxa de filtração;
- as características dos meios filtrantes: granulometria e espessura do leito.

Por fim, Bastos, Brandão e Cerqueira (2009) resumem que segundo Lechevallier e Au (2004), sob condições otimizadas, a remoção de cistos de *Giardia* e de oocistos de *Cryptosporidium* na decantação e no tratamento em ciclo completo, até a filtração, pode alcançar, respectivamente, 1-2 log e 4 log. Há estudos que indicam ainda que a filtração direta pode alcançar eficiência de remoção de (oo)cistos comparável à do tratamento convencional (NIEMINSKI; ONGERTH, 1995).

2.3 Indicadores indiretos de remoção de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium*

A rotina de monitoramento da presença de patógenos no âmbito da qualidade de água para consumo humano, mostra-se inviável nos aspectos técnicos e econômicos, em virtude da alta diversidade de microrganismos patogênicos possíveis de serem veiculados no abastecimento de água, das pequenas concentrações em que eles se encontram na água, do alto custo das análises e das limitações laboratoriais (limite de detecção e taxa de recuperação). Deste modo, vem sendo empregado indicadores na rotina de controle da qualidade microbiológica da água, que indiquem a eficiência do tratamento (BASTOS; BEVILACQUA, NASCIMENTO, 2000).

Segundo Bastos, Bevilacqua e Keller (2003), para avaliar a eficiência da remoção de microrganismos patogênicos nos processos de tratamento de água, o emprego de organismos indicadores deve partir do seguinte entendimento:

- a ausência do organismo indicador no efluente tratado indicaria a ausência de patógenos, pela inativação e/ou remoção de ambos;
- a presença dos indicadores no efluente tratado se daria em populações remanescentes às quais corresponderia a ausência de patógenos ou, eventualmente, à presença de patógenos em concentrações correspondentes a níveis de risco toleráveis.

Deste modo, para que o organismo atenda à essas características e cumpra o papel de indicador na eficiência do tratamento, Bastos et al. (2003) reforçam ainda a necessidade que:

- o indicador apresente resistência superior ou similar a dos patógenos aos processos de tratamento;
- o mecanismo de remoção de ambos (patógenos e indicadores) seja similar.

Neste contexto, as bactérias do grupo Coliformes além de atualmente serem os indicadores mais utilizados, ele encontra-se previsto na atual Portaria GM/MS 888/21. De acordo com Kornacki, Gurtler e Stawick (2015), a *E. coli* foi inicialmente introduzida como indicador em 1892 na Austrália e em 1895 nos Estados Unidos, para indicar a contaminação da água por matéria fecal e assim, alertar para a presença de microrganismos patogênicos entéricos, a exemplo da *Salmonella*. Posteriormente, o padrão foi substituído para coliformes totais em 1915 pelo U.S. Public Health Service, diante da premissa de que todos os coliformes apresentavam igual valor como indicadores de contaminação fecal (SILVA et al., 2017).

Porém, nos dias atuais, é possível concluir que as bactérias do grupo Coliformes não são tão eficientes na avaliação da qualidade microbiológica da água tratada para consumo

humano, visto que esse grupo de bactéria é removido/inativado em processos de desinfecção a base de cloro. Por outro lado, os cistos de protozoários, são caracterizados por uma alta resistência a este mesmo processo, que na maioria dos casos é a cloração (OLIVEIRA, 2015). Sendo assim, uma amostra de água que apresente ausência do grupo Coliformes, nem sempre significa que a água esteja livre de outros organismos patógenos.

Outro indicador muito utilizado, principalmente por apresentar método analítico simples e de baixo custo é a turbidez, na qual indica a presença de partículas na água, tanto coloidais como em suspensão.

Em relação ao parâmetro turbidez como indicador de remoção de cistos de *Giardia* e de oocistos de *Cryptosporidium* por filtração, não há informações de limites numéricos que assegurem a eficiência na remoção dos protozoários, porém, reconhece-se a importância do monitoramento da turbidez na etapa de filtração, com os menores valores de turbidez possível (WHO, 2011). Mesmo sem a consolidação da relação de remoção de turbidez com os protozoários, diversas normas de qualidade da água para consumo humano, entendem que valores limites de turbidez para água filtrada indica um padrão de qualidade parasitológica da água (OLIVEIRA, 2015).

Por outro lado, de acordo com Viana (2011), alguns autores vieram estudando modelos que relacionaram essa remoção de turbidez com cistos de protozoários, são eles: Nieminski e Ongerth (1995), Lechevallier e Norton (1992) e Lopes (2008).

Sabe-se que os cistos de *Giardia* e os oocistos de *Cryptosporidium* possuem alta resistência aos processos de desinfecção, sendo assim, a USEPA (1991) desenvolveu um modelo (Eq. 1) com base em dados experimentais à respeito da inativação de cistos de *Giardia*, na qual determina a eficiência de inativação a partir de valores Ct (residual desinfetante × tempo de contato) sob condições específicas, tais como, pH e/ou temperatura, constituindo-se assim, como um parâmetro indicador da eficiência de inativação de protozoários patogênicos em processos de desinfecção da água (OLIVEIRA, 2015).

$$\text{Log inativação } Gi\acute{a}rdia = \frac{Ct}{0,2828 \times pH^{2,69} \times C^{0,15} \times 0,933^{T-5}} \quad \text{Eq. (1)}$$

Onde:

C = concentração de cloro residual livre (mg.L⁻¹);

t = tempo de contato (min);

T = temperatura (°C).

2.4 Esporos de bactérias aeróbias

As bactérias aeróbias formadoras de endósporo, referidas como Bafes, é o termo utilizado para designar espécies aeróbias com alta capacidade de produzir células metabolicamente dormentes e extremamente resistentes, após uma sequência de eventos de diferenciação celular, na qual podem germinar dentro de segundos quando as condições externas voltarem a ser favoráveis (NIALL; HALKET, 2011).

Os esporos das bactérias representam um mecanismo de conservação de informação genética extremamente eficiente e o tipo celular mais resistente (DRIKS, 2002; LA DUC; SATOMI; VENKATESWARAN, 2004). Esses esporos podem ser facilmente encontrados em amostras isoladas de toda a superfície e subsuperfície terrestre, associadas, ainda, a animais e plantas (NICHOLSON et al., 2000a). As células podem ser isoladas de diferentes ambientes, como, água doce e salgada, solo e ar. A variedade fenotípica e metabólica permite ainda que sejam isolados de ambientes com características peculiares, a exemplo de ambientes com elevada temperatura, extrema salinidade, condições ácidas ou alcalinas, dentre outros (LOGAN; DE VOS, 2009).

Os esporos uma vez formados, permanecem em estado de dormência, devido à sua estrutura. Diferentemente das células vegetativas, os esporos não apresentam atividade metabólica e não se multiplicam, porém, em ótimas condições podem voltar a germinar e originar novas células vegetativas. As condições ambientais que seriam letais para células vegetativas, não são para os esporos, na qual conseguem resistir à diversas situações adversas. Além disso, eles conseguem suportar ao congelamento, a desidratação, a irradiação, a presença de conservantes, o tratamento com desinfetantes e a exposição a altas temperaturas (SILVA et al., 2017). Essa capacidade de resistir a estresses comumente letais, são devido às propriedades conferidas aos esporos relacionadas às suas características na composição química e ultraestrutura.

Desde 1920 que a habilidade de formar esporos é definida como uma característica do gênero *Bacillus*, sendo reconhecido ainda nos dias atuais como o principal representante das bactérias aeróbias formadoras de esporos. Entretanto, existem outras bactérias formadoras de esporos, como o gênero *Clostridium*, no entanto, sob condições anaeróbias (LOGAN; DE VOS, 2009).

A ampla distribuição no meio ambiente, o tamanho diminuto da maioria dos esporos (1 μm), o alto poder de resistência a bactericidas tradicionais, além da habilidade em permanecerem dormentes e durarem por milhares de anos, fazem com que as células adquiram

propriedades de sobrevivência, sendo ainda, patógenos eficientes (DRIKS, 2002; LA DUC; SATOMI; VENKATESWARAN, 2004).

De acordo com Muhammad, Sinha e Krishnan (2008) esporos de *B. subtilis* possuem tamanho médio de aproximadamente 1,2 µm, enquanto oocistos de *Cryptosporidium* possuem 4 - 6 µm, e apresentam potencial zeta bastante similar ao dos oocistos em faixa de pH de 6.5 - 8.

Sugere-se também a utilização de EBA como indicadores da qualidade de água desinfetada, devido a sua resistência ao cloro (WHO, 2011). A resistência dos microrganismos aos agentes desinfetantes, geralmente segue a seguinte ordem, do mais para o menos resistente: esporos de bactérias, cistos de protozoários, vírus e células de bactérias (SINCLAIR et al., 2011). Alguns pesquisadores ainda descrevem que esporos de *Bacillus subtilis* são úteis na inativação de *Cryptosporidium parvum* por ozônio em processos de tratamento de água (MAZOUA; CHAUVEHEID, 2005).

Garvey et al. (2013) também tem indicado a partir de seus estudos, espécies como *Bacillus megaterium* e *Bacillus pumilus*, geralmente encontradas em solo, como indicadores na eficiência da inativação de *Cryptosporidium*. Brown e Cornwell (2007) também sugerem que o monitoramento de EBA pode ser utilizado na avaliação da eficiência de estações de tratamento em remover *Cryptosporidium* em processos de clarificação da água.

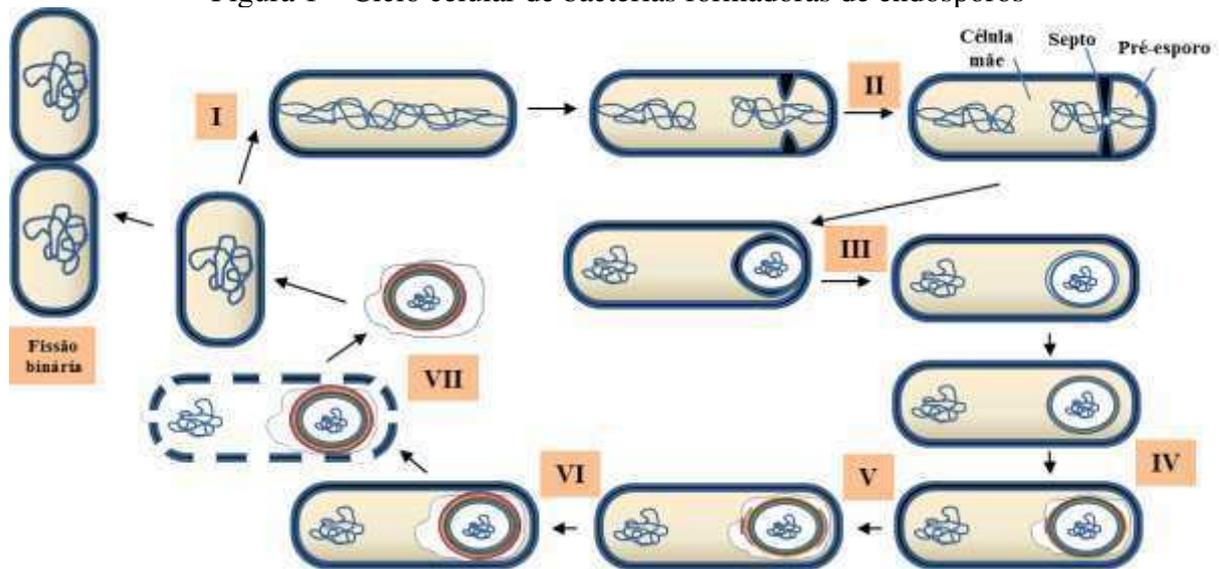
2.4.1 Esporo bacteriano

O primeiro a descrever o processo de esporulação bacteriana e iniciou a mudança na nomenclatura de algumas espécies, tais como, *Vibrio subtilis*, que passou a ser denominado *Bacillus subtilis*, foi Ferdinand Cohn em 1872, tornando-se deste então, o paradigma da esporulação (GALPERIN, 2013; LOGAN; DE VOS, 2009).

Endosporo é o nome utilizado quando a estrutura é formada intracelularmente, antes de ser liberado ao meio ambiente. Já os esporos são formados no final da fase de crescimento exponencial e sua formação pode ser induzida por diversos fatores, tais como, densidade populacional, privação nutricional, temperatura de crescimento, pH do ambiente, disponibilidade de oxigênio, concentração e presença de sais minerais, carbono e fontes de fósforo (LOGAN; DE VOS, 2009).

A formação do esporo pode ser dividida em um estágio inicial 0 e 7 estágios (I à VII), morfologicamente reconhecíveis (Figura 1).

Figura 1 – Ciclo celular de bactérias formadoras de endósporos



Fonte: Piggot e Coote (1976).

Segundo Piggot e Coote (1976); Silva (2017) o processo de esporulação divide-se em sete sucessivos estágios metabólicos:

- **Estágio inicial:** É uma célula vegetativa, que em final de fase logarítmica com genoma duplicado inicia o processo;
- **Estágio I:** É a formação de um filamento axial da cromatina, com duas cópias de cromossomos;
- **Estágio II:** É a divisão celular assimétrica, para formar uma célula maior (célula mãe ou esporângio) e uma célula menor (presporo ou foresporo);
- **Estágio III:** É o engolfamento do presporo pela célula mãe;
- **Estágio IV:** É a formação do córtex, com duas camadas de peptidoglicano em torno do presporo, e a formação da parede das células germinativas primordiais (que irão formar a camada de peptidoglicano de uma nova célula após a germinação);
- **Estágio V:** É a construção da capa, uma estrutura complexa de proteínas na superfície exterior do presporo. Depois que o córtex e a capa são formados o presporo desidrata e adquire sua aparência brilhante;
- **Estágio VI:** É a maturação, quando o esporo adquire sua refratividade e resistência plena;
- **Estágio VII:** No estágio final a parede celular do esporângio é lisada, liberando o esporo maduro no ambiente. Esporos são rapidamente capazes de germinar e continuar o ciclo vegetativo em resposta à presença de nutrientes.

2.4.2 Germinação

A germinação é uma resposta ao retorno de condições ambientais favoráveis. Essa ocorre quando um germinante, ou substrato germinacional, se liga a receptores proteicos, localizados na membrana interna do esporo (SETLOW, 2003).

Em ambientes naturais agentes germinantes são geralmente pequenas moléculas tais como aminoácidos, açúcares, nucleosídeos de purina e uma mistura de asparagina, glicose, frutose e K^+ (AGFK) (PAIDHUNGAT; SETLOW, 2002). Em adição, esporos podem iniciar a germinação por outros agentes, como lisoenzimas, sais, pressões hidrostáticas elevadas e surfactantes catiônicos, como dodecilaína. É possível ainda que DPA- Ca^{2+} , liberado por outros esporos, possa atuar como um estimulante para a germinação. É pela germinação que esporos causam patologias (SETLOW, 2003).

A germinação pode ser induzida por exposição a nutrientes como aminoácidos e açúcares, por mistura destes, por não-nutrientes (dodecilaína, por exemplo), por enzimas e por alta pressão hidrostática. Para muitas espécies, L-alanina é um germinante importante, quanto D-alanina atua como inibidor competitivo, podendo ligar-se no mesmo local da L-alanina. Uma vez quebrada a dormência do esporo, o córtex é rapidamente hidrolisado, as pequenas proteínas ácido solúveis (SASPs) são degradadas e refratilidade desaparece. O protoplasto do esporo germinado então cresce, observando-se um visível inchamento, devido a absorção de água. A biossíntese recomeça e uma nova célula vegetativa emerge quando a capa do esporo é destruída (LOGAN; DE VOS, 2009).

2.4.3 Mecanismos de resistência do esporo

Os esporos ao longo da evolução, adquiriram diversos mecanismos para proteger macromoléculas de danos acumulados em longos períodos, aparentemente, conservados entre as diversas linhagens esporulantes de *Firmicutes* (SETLOW, 2006). Vale salientar, que determinados tipos de situações adversas podem desativar certos componentes do aparato de germinação do esporo, sem inviabilizar estas células. Neste caso, mesmo com a estrutura lesionada a germinação pode ser induzida por mecanismos artificiais (NICHOLSON; SCHUERGER; SETLOW, 2005)

O núcleo do esporo, análogo ao protoplasto da célula vegetativa, contém a maior parte das enzimas do esporo, bem como DNA, ribossomos e tRNAs, semelhantes àqueles encontrados na célula vegetativa, exceto pela presença de algumas macromoléculas (COWAN

et al., 2003). De acordo com Setlow, (2006), o fator determinante para resistência ao calor úmido em esporos é o conteúdo de água do núcleo. Quanto menor o conteúdo de água livre maior será a faixa de resistência. Em adição, o baixo conteúdo de água no núcleo do esporo é determinante para inibir a atividade enzimática.

Dentre as moléculas mais importantes para a resistência do esporo, o DPA-Ca²⁺ representa uma delas, onde compreende 5-15% do peso seco do esporo em espécies de *Bacillus*. O grande acúmulo de DPA-Ca²⁺ no núcleo do esporo é o maior responsável pela redução do conteúdo de água durante a esporulação, reduzindo assim a mobilidade de macromoléculas e conferindo resistência à temperaturas elevadas. Embora o conteúdo de água no núcleo seja um fator decisivo, a termoestabilidade intrínseca de proteínas e a presença de íons podem colaborar para a resistência ao calor úmido (SETLOW, 2006).

Em relação a resistência dos esporos à radiação UV o que pode estar envolvido é a proteção de componentes do esporo (por exemplo, o DNA) por pigmentos localizados nas camadas mais externas da estrutura e que absorvam esta radiação (NICHOLSON; SCHUERGER; SETLOW, 2005). Embora tenha sido sugerido que o baixo conteúdo de água no núcleo do esporo reduza a habilidade de radiações ionizantes γ produzirem radicais hidroxila, potencialmente perigosos para o material genético, a característica que mais contribui para resistência de esporos expostos a radiação de 254 nm — considerada a mais eficiente para inviabilizar esporos (NICHOLSON et al., 2000b) — é a composição fotoquímica do DNA contido nessa célula.

Apesar de os mecanismos de resistência à radiação e a agentes químicos não serem profundamente conhecidos, sugere-se que a saturação do cromossomo, protegida pela ação de SASPs, em conjunto com a prevenção ao acesso de enzimas líticas de PG pela capa, previna a ação do peróxido de hidrogênio e radiação UV (RIESENMAN; NICHOLSON, 2000).

2.5 Características dos reservatórios naturais do Semiárido Brasileiro

A região semiárida brasileira é considerada a mais populosa do mundo, com uma população de 22 milhões de pessoas, o que corresponde a 11,8% da população Brasileira (BARBOSA et al., 2012). Essa região compreende uma área de 980.133,079 km², onde estão inseridos 1.135 municípios de nove estados (Alagoas, Bahia, Ceará, Minas Gerais, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Norte e Sergipe) totalizando 18 cerca de 11% do território do Brasil (NEVES et al., 2010).

O semiárido brasileiro é uma região que se caracteriza por baixas precipitações anuais, longos períodos de escassez de água, altas temperaturas e conseqüentemente, altas taxas de evaporação (BARBOSA et al., 2012). Neste caso, a água permanece por um período mais extenso no reservatório, ocasionando uma maior concentração de nutrientes, provenientes de fontes externas como, lançamento de efluentes, pecuária e agricultura (MESQUITA, 2009; OLIVEIRA, 2012), ocasionando no reservatório um estado eutrófico ou hipereutrófico, com frequentes florações de algas (PANOSSO et al., 2007; MEDEIROS et al., 2015).

Essas características podem tornar as águas dos reservatórios impróprias para o consumo e irrigação, devido a intensificação do processo de eutrofização, na qual pode resultar na ocorrência de florações de cianobactérias (HUSZAR et al., 2000; MEDEIROS et al., 2015). De acordo com Lucena-Silva et al. (2019), especialmente as cianobactérias podem tornar-se uma ameaça maior à biota aquática e à saúde humana, devido os seus efeitos adversos ocasionados pelo supercrescimento de espécies nocivas de fitoplâncton que são capazes de produzir toxinas.

As regiões semiáridas são altamente vulneráveis às secas, e os cenários de mudanças climáticas indicam que essas regiões são afetadas por déficits de chuvas e aumento da aridez (IPCC, 2014; MARENGO et al., 2018), causando flutuações nos níveis de água e nas concentrações de nutrientes que podem intensificar ainda mais o processo de eutrofização (MOSS, 2014).

No período chuvoso, geralmente os reservatórios tendem a apresentar uma água de melhor qualidade, devido ao efeito da diluição e da renovação da água pelo extravasamento (OLIVEIRA, 2012). No período de seca, estes sistemas são propensos a terem o seu estado trófico aumentando para condições eutróficas, decorrente da alta taxa de evaporação e concentração de nutrientes (COSTA et al., 2009; BARBOSA et al., 2012).

Nessa região, a intermitência dos rios, as altas taxas de evapotranspiração e características geológicas e do relevo da bacia de drenagem, que facilitam o carreamento de nutrientes para os reservatórios, tendem a aumentar os níveis de nutrientes e o tempo de residência da água dos mesmos, favorecendo a eutrofização (COSTA et al., 2009; FREITAS; RIGHETTO; ATTAYDE, 2011; OLIVEIRA, 2012; MEDEIROS et al., 2015).

A eutrofização é um dos principais problemas relacionados a degradação das águas, sendo definida como o processo de enriquecimento de reservatórios por nutrientes, principalmente o nitrogênio e o fósforo, que pode provocar a proliferação de algas nocivas, mortandade de peixes e muitos problemas relacionados, levando ao desequilíbrio ecológico do ecossistema (SCHINDLER, 2012).

Estados avançados de eutrofização podem provocar ainda “blooms” de cianobactérias, em que a literatura reporta que vários gêneros de cianobactérias podem produzir toxinas que têm efeitos sobre a saúde humana e provocam aumento nos custos para o tratamento da água (HOEGER et al., 2004; FERRÃO-FILHO; MOLICA; AZEVEDO, 2009).

Quanto a sua origem, o processo de eutrofização pode ser classificado como natural ou cultural, sendo que o natural depende das características naturais da bacia e das características da geologia local (SMITH; SCHINDLER, 2009), já a eutrofização cultural é devido a níveis excessivos de nutrientes, principalmente nitrogênio (N) e fósforo (P), de origem humana, sendo um dos principais desafios ambientais globais enfrentados atualmente pelos ecossistemas de água doce (AYELE; ATLABACHEW, 2021).

Embora os nutrientes N e P sejam responsáveis pela eutrofização, os esforços para restaurar os corpos de água doce têm se concentrado no controle do P, uma vez que é considerado o elemento limitante do fitoplâncton (AYELE; ATLABACHEW, 2021). Isso porque muitas espécies de cianobactérias têm a capacidade de fixar N atmosférico (N₂) e, assim, podem compensar a limitação por N e crescer (SCHINDLER, 2012).

Por fim, eutrofização acarreta prejuízos às atividades econômicas e os usos múltiplos aos quais os reservatórios estão destinados.

2.5.1 Reservatórios eutrofizados do Semiárido Brasileiro

O aumento do impacto antrópico sobre os ecossistemas aquáticos, bem como, as baixas precipitações da região Nordeste, vem acelerando o processo de eutrofização e comprometendo os usos múltiplos de água dos reservatórios do Semiárido.

Muitos reservatórios em regiões semiáridas têm água de má qualidade. Isso é verdade para as bacias receptoras do rio São Francisco, onde as atividades humanas criaram condições eutróficas (THORNTON; RAST, 1993; BARBOSA et al., 2012; AZEVÊDO et al., 2015, 2017, 2018).

A má gestão quanto à qualidade da água de reservatórios no semiárido desencadeia problemas como a eutrofização, salinização, propagação de doenças veiculadas pela água, problemas sanitários (ABÍLIO et al., 2006) e perda de biodiversidade relacionadas com a degradação ambiental e a introdução de espécies exóticas (LOCKWOOD; CASSEY; BLACKBURN, 2005).

As florações de cianobactérias são consideradas um grave problema ambiental e de saúde pública, principalmente em reservatórios utilizados para o abastecimento humano, como é o caso dos reservatórios do semiárido do Rio Grande do Norte (COSTA et al., 2009).

No semiárido do Rio Grande do Norte, muitos reservatórios utilizados para abastecimento público apresentam condições eutróficas e eventualmente hipereutróficas, com constantes ocorrências de florações hepatotóxicas de cianobactérias como *Microcystis aeruginosa*, *Planktotrix agardhii*, *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Anabaena circinalis* (MORALES, 2003, COSTA et al., 2006a, 2006b, ESKINAZI-SANT'ANNA et al., 2006, MARTIN, 2006, PANOSSO et al., 2007).

Muitas espécies podem produzir toxinas, representando um risco potencial para a saúde humana e para animais domésticos e silvestres. O maior exemplo desse risco foi a intoxicação por cianotoxinas e consequente morte de dezenas de pessoas no evento descrito como síndrome de Caruaru (JOCHIMSEN et al. 1998). Este caso, aconteceu no dia 11 de abril de 1996 e a causa das mortes foi intoxicação pela água usada no tratamento de hemodiálise que estava contaminada com a toxina microcistina-LR, devido a floração do manancial Tabocas em Pernambuco (NETO, 2011)

Na Região Nordeste, Huszar et al. (2000) reportaram a dominância de cianobactérias em oito reservatórios urbanos, incluindo quatro açudes do semiárido pernambucano. Bouvy et al. (2000) também relataram que entre 39 reservatórios investigados na região do semiárido pernambucano, 27 deles apresentaram predominância de *Cylindrospermopsis*.

Segundo com o Plano Estadual de Recursos Hídricos (PARAÍBA, 2006), em todo o estado da Paraíba, as atividades antrópicas mostram-se bastante acentuadas, atingindo 65% de sua área total. Como resposta aos estresses antropogênicos e ambientais e ainda aos fatores climáticos, morfométricos e os hidráulicos (largo espelho de água, pouca profundidade e alto tempo de retenção da água) a maioria desses ecossistemas dos reservatórios do Estado da Paraíba estão eutrofizados (VASCONCELOS et al., 2011).

Segundo Mendes et al. (2022), na avaliação do estado trófico dos reservatórios Camalaú, Boqueirão (conhecido como Epitácio Pessoa) e Acauã (conhecido como Argemiro Figueiredo) localizados no semiárido do Estado da Paraíba, apresentaram estado eutrófico durante todo período de estudo (2015-2017).

Na avaliação temporal de fatores limnológicos no reservatório Paulo Sarasate, localizado no estado do Ceará, foi avaliado os parâmetros físico-químicos e biológicos, considerando período chuvoso e de estiagem nos anos de 2016 e 2017 no reservatório pertencente a bacia do rio Acaraú. O resultado foi mais crítico com impactos evidentes no

período de estiagem, considerando que a água apresentou estado de hipereutrofização (PONTES; BARROS FILHO; FREITAS, 2019).

2.5.2 *Bacia do Rio Paraíba*

A bacia hidrográfica é considerada como uma área de captação natural da água de precipitação que faz convergir o escoamento para um único ponto de saída (PORTO; PORTO, 2008). De acordo com Tucci (1997), a bacia hidrográfica compõe-se de um conjunto de superfícies vertentes e de uma rede de drenagem formada por cursos de água que confluem até resultar em um leito único no seu exutório, onde estarão representados todos os processos que fazem parte do seu sistema.

A Bacia Hidrográfica do rio Paraíba, com uma área de 20.071,83 km², compreendida entre as latitudes 6°51'31" e 8°26'21" Sul e as longitudes 34°48'35"; e 37°2'15"; Oeste de Greenwich, é a segunda maior do Estado da Paraíba, pois abrange 38% do seu território, abrigando 1.828.178 habitantes que correspondem a 52% da sua população total. Considerada uma das mais importantes do semiárido nordestino, ela é composta pela sub-bacia do Rio Taperoá e Regiões do Alto Curso do rio Paraíba, Médio Curso do rio Paraíba e Baixo Curso do rio Paraíba. Além da grande densidade demográfica, na bacia estão incluídas as cidades de João Pessoa, capital do Estado e Campina Grande, seu segundo maior centro urbano (AESAs, 2022).

De acordo a classificação de Köppen (1948), essa região tem clima tipo BSw'h', ou seja, semiárido quente com altas taxas de evaporação. O regime pluviométrico é marcadamente irregular, tanto em nível mensal como anual, com uma estação chuvosa e outra seca. A pluviometria média anual varia entre 600 e 1.100 mm e a umidade relativa do ar de 68% a 85%.

Através do Governo Federal e Estadual, foram construídos na área da bacia vários açudes públicos, que são utilizados no abastecimento das populações e de rebanhos, irrigação, pesca e em algumas iniciativas de lazer e turismo regional. O Estado da Paraíba possui 124 reservatórios públicos artificiais, monitorados pela Agência Executiva de Gestão das Águas (AESAs). Esses reservatórios são as principais fontes de água da região e nas ocorrências de estiagens muitos deles entram em colapso, ocasionando conflitos pelo uso dos recursos hídricos e graves problemas de ordem social e econômica, com o é o caso do Açude Epitácio Pessoa em Boqueirão (AESAs 2022).

Em todo o Estado da Paraíba, as atividades antrópicas se mostram bastante intensificadas, atingindo 65% de sua área total, resultando na eutrofização da maioria dos ecossistemas desses reservatórios (VASCONCELOS et al., 2011), com áreas ao seu entorno

ocupadas com agricultura irrigada, pecuária e moradias, além do desenvolvimento da piscicultura extensiva e intensiva, desenvolvida em suas águas (PARAÍBA, 2011).

O açude Epitácio Pessoa mais conhecido como Boqueirão, pertencente à Bacia do Rio Paraíba, é o terceiro em capacidade de acumulação no estado, localizado na mesorregião da Borborema, especificamente na microrregião do Cariri Oriental paraibano. O mesmo faz parte da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba, formada pelo Alto Paraíba e sub-bacia do Rio 20 Taperoá, cuja zona de barramento, localiza-se no exutório da região do Alto Paraíba e início do seu curso Médio. Abastece com água potável os municípios de Campina Grande, Martinhas, Pocinhos, Boqueirão, Cabaceiras, Boa Vista, Juazeirinho, Soledade, São Vicente do Seridó, Pedra Lavrada, Olivados e Sossego (AESAs, 2015)

Atualmente, o reservatório vem sendo afetado por atividades antrópicas desenvolvidas na sua bacia de drenagem, como a irrigação, pastagem, carcinocultura, agricultura de subsistência, etc., que associadas com a redução do volume acumulado resultante da demanda de água, tende a provocar a deterioração da qualidade da água e conseqüentemente uma crise hídrica e racionamento da água ofertada às principais cidades abastecidas pelo reservatório (VIANA, 2016).

É importante ressaltar o projeto de transferência de água no Brasil envolvendo o rio São Francisco (Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional/PISF (Projeto de Integração do Rio São Francisco-Brasil). O objetivo do projeto é bombear água com o intuito de aumentar o abastecimento de água para abastecimento humano, dessedentação de animais e irrigação das áreas semiáridas do Nordeste (ARAÚJO et al., 2004). O PISF iniciou em 2017 e a água do rio São Francisco foi transferida para a bacia do rio Paraíba. Os reservatórios da bacia estavam hidrologicamente desconectados há 5 anos, porque os trechos dos rios intermediários secaram durante a prolongada seca regional desde 2012 (MARENGO et al., 2016; MARTINS et al., 2016; GONDIM et al., 2017).

Ainda que não tenha sido desenvolvido um modelo para o PISF prever a qualidade da água que chegaria aos reservatórios receptores, estudos têm apontado que existem fontes significativas de poluição nas margens dos corpos d'água da bacia do rio São Francisco que têm um histórico de eutrofização (MARQUES et al., 2019). Selge et al. (2016) observaram que desde o represamento do reservatório de Itaparica em 1988, os processos de lixiviação e mineralização fizeram com que a carga de fósforo excedesse significativamente a capacidade de carga no local onde as águas do rio São Francisco são desviadas pelo eixo leste para a bacia do rio Paraíba. As entradas de fósforo ainda estavam acima desse limite em 2013 devido ao lançamento de esgoto e atividades de aquicultura.

Nesse sentido, é de extrema importância avaliar os impactos da transferência entre bacias nas características físicas, químicas e biológicas das bacias receptoras, tendo em vista que essas informações servem como base de dados para tomada de decisões futuras, bem como, o desenvolvimento de políticas públicas para a gestão da água, garantindo a conservação dos ecossistemas aquáticos (BARBOSA, 2021).

2.6 Presença de *E. coli* nos reservatórios naturais

Com base na investigação levantada referente a concentração de *E. coli* preconizada pela Portaria GM/MS 888/21 em reservatórios naturais, este item apresentará estudos de diferentes mananciais e suas respectivas concentrações de *E. coli* para compreender melhor as distintas realidades.

Em um estudo realizado no reservatório Paulo Sarasate, pertencente a bacia do rio Acaraú, estado do Ceará, foram analisados valores de *E. coli* em um período amostral de 2014 a 2017. A média geométrica da concentração desses microrganismos ao longo dos anos foi de: 1,8 NMP.100mL⁻¹ (2014); 1,9 NMP.100mL⁻¹ (2015); 2,6 NMP.100mL⁻¹ (2016) e 2,9 NMP.100mL⁻¹ (2017). Vale salientar que o nível de trofia do reservatório avaliado neste estudo foi caracterizado com elevados níveis de eutrofização, obtendo uma maior densidade desses organismos de 1.170.668 células.mL⁻¹ no ano de 2016 (PONTES; BARROS FILHO; FREITAS, 2019).

Em relação ao monitoramento da qualidade da água na barragem de Morrinhos, no município de Poções – Bahia, os valores médios encontrados em relação ao grupo Coliformes, na qual teoricamente apresenta maiores concentrações que *E. coli*, devido este último fazer parte de um subgrupo do grupo Coliformes, foi encontrado somente 3,61 NMP.100mL⁻¹, demonstrando baixas concentrações desse indicador (FILHO; SANTOS; 2017)

De acordo com Santos (2018), na análise dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da água da barragem do Prata responsável pelo abastecimento da cidade de Caruaru, foi encontrado resultados médios de coliformes termotolerantes de 6,7 NMP.100mL⁻¹, no ano de 2018, já o valor máximo atingido no período de monitoramento foi de 12,1 NMP.100mL⁻¹. O autor ainda cita que a concentração máxima já encontrada no reservatório foi de 700 NMP.100mL⁻¹ no ano de 2006 e que durante o período das coletas foi observado um aumento gradativo da vegetação na barragem.

Bastos et al. (2018), no estudo sobre a dinâmica de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* no sudeste do Brasil, avaliou a água bruta de dois reservatórios (São

Bartolomeu e Rio Turvo) e efluentes filtrados de três estações de tratamento de água no estado de Minas Gerais. Neste estudo foram encontradas altas densidades de *Giardia* e *Cryptosporidium* nas duas fontes de água, variando de 2,0–140 cistos.L⁻¹ e 4,0–510 oocistos.L⁻¹. No reservatório de São Bartolomeu das 12 amostras, 58% e 67% foram positivas para cistos e oocistos respectivamente, já no Rio Turvo, 92% das amostras foram positivas para ambos. Vale salientar que neste estudo foi realizado um teste estatístico para correlacionar esses protozoários com *E. coli* e turbidez. Além da baixa correlação do indicador microbiológico com cistos e oocistos, os valores médios de *E. coli* encontrados no Rio Bartolomeu por exemplo, foi de 100 NMP.100mL⁻¹, valor abaixo do preconizado pela Portaria GM/MS 888/2021 (1000 NMP.100mL⁻¹), para monitoramento de protozoários, mesmo sendo encontrado altas concentrações desses patógenos.

Na represa Vargem das Flores em Minas Gerais, onde foi realizado a avaliação de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* em diferentes pontos e sua associação com indicadores bacteriológicos, foi encontrado valores máximos entre os pontos de amostragem de: 186 NMP.100mL⁻¹; 435 NMP.100mL⁻¹ (estação 2); 156,5 NMP.100mL⁻¹ (LOPES, 2009) Observa-se que todos os resultados para *E. coli* foram relativamente baixos, e ainda assim foi encontrado *Giardia* e *Cryptosporidium* em todos os pontos avaliados.

Em outro estudo publicado por Freitas et al. (2012) relacionado a qualidade da água do rio Beberibe no estado de Pernambuco, na qual é caracterizado como hipereutrófico pela Agência Ambiental Estadual de Pernambuco (CPRH) devido as atividades antrópicas na bacia do rio Beberibe, foi encontrado concentrações médias de coliformes fecais variando de 300 a 3.400 NMP/100mL.100mL⁻¹, vale ressaltar que as bactérias do grupo *E. coli* não foram avaliadas, mas suas concentrações tendem a ser menores, por fazer parte de um subgrupo dentro do grupo Coliformes termotolerantes (anteriormente chamado de Coliformes fecais).

Outra linha de pesquisa que vem sendo investigada e necessita de estudos mais aprofundados, devido a maioria dos reservatórios do Semiárido serem eutrofizados, é o fato da vegetação aquática, inibir ou afetar a sobrevivência da *E. coli* em decorrência de vários fatores, bem como, a alteração da propriedade da água e seus constituintes; sobrevivência relacionada à fixação do substrato; impacto na penetração da radiação solar; alteração no suprimento de nutrientes; sobrevivência relacionada à fixação do substrato; mediação de habitats secundários por algas e inibição da sobrevivência devido à liberação de substâncias tóxicas e antibióticos, estes foram os resultados de um estudo sobre as interações de *E. coli* com algas e vegetação aquática em águas naturais (CHO et al., 2022).

Essa hipótese já havia sido alvo de estudo de Dixon, Nazawi e Alderson (2004), na qual avaliou os efeitos permeabilizantes de concentrações subinibitórias de microcistina no crescimento de *E. coli*. No estudo concluiu-se que, embora o mecanismo exato de permeabilização de *E. coli* com microcistina não tenha sido elucidado, os efeitos foram consistentes com as alterações de permeabilidade da membrana externa da enterobactéria causadas pelo nonapeptídeo polimixina B.

Ainda na mesma linha de pesquisa, Yang, Xia e Liu (2010), avaliaram o efeito da permeabilidade da microcistina-RR (MC-RR) em *E. coli*, e *Bacillus subtilis*. Este trabalho motivou-se pelo fato de os relatos sobre o efeito das microcistinas nas células microbianas serem muito limitados. Os resultados mostraram que MC-RR pode aumentar a permeabilidade das membranas externas das células de *E. coli* e *B. subtilis*. Os efeitos sinérgicos de MC-RR e lisozima em bactérias indicaram que MC-RR pode desempenhar um papel ecológico em bactérias em combinação com outras substâncias em alguns ambientes aquáticos.

Diante do exposto e das hipóteses levantadas por estudos já realizados, fica a indagação se os reservatórios do Semiárido, na qual a maioria são caracterizados por altos níveis de trofia e diversas fontes de poluição devido as atividades antrópicas na bacia hidrográfica, não estão sendo monitorados de forma errônea referente a presença de microrganismos patogênicos a partir de uma concentração alta do indicador *E. coli* que pode estar sendo inibido pela vegetação aquática.

2.7 Portaria GM/MS 888/2021

Neste tópico, serão apresentados as principais diretrizes e os limites que balizam a qualidade microbiológica em sistemas e soluções alternativas coletivas de abastecimento de água para consumo humano, segundo a Portaria GM/MS 888/21¹.

A partir do capítulo IV que trata das exigências aplicáveis aos sistemas e soluções alternativas coletivas de abastecimento de água para consumo humano, podemos ressaltar que:

Art. 24 Toda água para consumo humano fornecida coletivamente deverá passar por processo de desinfecção ou adição de desinfetante para manutenção dos residuais mínimos, conforme as disposições contidas no Art. 32.

¹ PORTARIA GM/MS Nº 888, DE 4 DE MAIO DE 2021. Disponível em: https://www.in.gov.br/web/dou/-/portaria-gm/ms-n-888-de-4-de-maio-de-2021-*-321540185

Além de que todas as águas provenientes de mananciais superficiais devem ser submetidas ao processo de filtração, conforme parágrafo único.

Do Capítulo V sobre padrão de potabilidade, têm-se:

Art. 27 A água potável deve estar em conformidade com padrão microbiológico, conforme disposto nos Anexos 1 a 8 e demais disposições deste Anexo.

§ 1º No controle da qualidade da água, quando forem detectadas amostras com resultado positivo para coliformes totais, mesmo em ensaios presuntivos, ações corretivas devem ser adotadas pelo responsável pelo SAA ou SAC e novas amostras devem ser coletadas em dias imediatamente sucessivos até que revelem resultados satisfatórios.

Já em relação ao Art. 28 que objetiva a garantia da qualidade microbiológica da água, em complementação às exigências relativas aos indicadores microbiológicos, deve ser atendido o padrão de turbidez expresso no Anexo 2 e devem ser observadas as demais exigências, bem como:

§ 2º Em toda a extensão do sistema de distribuição (reservatório e rede) ou pontos de consumo deverá atender ao VMP de 5,0 uT para turbidez.

§ 4º Caso seja comprovado o impedimento da realização do monitoramento individual de cada unidade filtrante, poderá ser realizado o monitoramento na mistura do efluente dos diferentes filtros.

O Art. 29, considerado o mais importante para esse estudo, descreve que todos os sistemas e soluções alternativas coletivas de abastecimento de água que utilizam mananciais superficiais devem realizar monitoramento mensal de *E. coli* no(s) ponto(s) de captação de água e ainda destaca:

§ 1º Quando for identificada média geométrica móvel dos últimos 12 meses de monitoramento maior ou igual a 1.000 *Escherichia coli*.100mL⁻¹, deve-se avaliar a eficiência de remoção da Estação de Tratamento de Água (ETA) por meio do monitoramento semanal de esporos de bactérias aeróbias.

§ 2º A amostragem para o monitoramento semanal de esporos de bactérias aeróbias citada no § 1º deste artigo deve ser realizada na água bruta na entrada da ETA e na água filtrada, no efluente individual de cada unidade de filtração.

§ 3º O monitoramento para avaliação da eficiência de remoção de esporos de bactérias aeróbias na ETA deve ser mantido semanalmente, enquanto permanecerem as condições estabelecidas no § 1º deste artigo.

§ 4º Quando a média aritmética da avaliação da eficiência de remoção da ETA, com base no mínimo em 4 amostragens no mês, for inferior a 2,5 log (99,7%), deve ser realizado monitoramento de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. em cada ponto de captação de água com frequência mensal ao longo dos 12 meses seguintes.

§ 5º Sistemas e soluções alternativas coletivas de abastecimento de água que realizam pré-oxidação devem proceder ao monitoramento de (oo)cistos de *Cryptosporidium* e *Giardia* quando identificada média geométrica móvel maior ou igual a 1.000 *Escherichia coli*.100mL⁻¹.

§ 6º Uma vez iniciado o monitoramento de (oo)cistos, pode ser interrompido o monitoramento de esporos de bactérias aeróbias.

§ 7º Quando a média aritmética da concentração de oocistos de *Cryptosporidium* spp. for maior ou igual a 1,0 oocisto.L⁻¹ no(s) ponto(s) de captação de água, deve-se obter efluente em filtração rápida com valor de turbidez menor ou igual a 0,3 uT em 95% (noventa e cinco por cento) das amostras mensais ou uso de processo de desinfecção que comprovadamente alcance a mesma eficiência de remoção de oocistos.

§ 8º Entre os 5% (cinco por cento) das amostras que podem apresentar valores de turbidez superiores a 0,3 uT o limite máximo para qualquer amostra pontual deve ser menor ou igual a 1,0 uT para filtração rápida.

§ 9º Caso a concentração de oocistos seja inferior a 1 oocisto.L⁻¹ e a média geométrica móvel se mantenha superior ou igual a 1.000 *Escherichia coli*.100mL⁻¹ deve-se realizar o monitoramento de esporos de bactérias aeróbias pelo período de um ano.

§ 10º A concentração média de oocistos de *Cryptosporidium* spp., referida no § 7º deste Art., deve ser calculada considerando um número mínimo de 12 (doze) amostras uniformemente coletadas ao longo dos 12 meses de monitoramento.

§ 11º Havendo comprovação de que todos os filtros rápidos do sistema de tratamento produzam água com turbidez inferior a 0,3 uT, de maneira sistemática, dispensa-se a realização dos ensaios exigidos neste artigo.

§ 12º Para SAA e SAC com tratamento por filtração em membrana, deve-se obter um efluente filtrado com turbidez menor ou igual a 0,1 uT em pelo menos 99% das medições realizadas no mês.

Em relação a desinfecção, o Art.30 diz que para sistemas e soluções alternativas coletivas de abastecimento de água com captação em mananciais superficiais, no controle do processo de desinfecção da água por meio da cloração, cloraminação, da aplicação de dióxido de cloro ou de isocianuratos clorados devem ser observados os tempos de contato e as concentrações residuais de desinfetante na saída do tanque de contato, em função, quando cabível, dos valores de pH e temperatura, expressos nos Anexos 3, 4 e 5.

O Art. 32 estabelece a obrigatoriedade da manutenção de no mínimo, 0,2 mg.L⁻¹ de cloro residual livre ou 2 mg.L⁻¹ de cloro residual combinado ou de 0,2 mg.L⁻¹ de dióxido de cloro em toda a extensão do sistema de distribuição (reservatório e rede) e nos pontos de consumo.

Em se tratando de cianotoxinas, o Art. 43 no intuito de minimizar os riscos de contaminação, preconiza que os responsáveis por SAA ou SAC com captação em mananciais superficiais devem realizar monitoramento para identificação e contagem de células de

cianobactérias, de acordo com a Tabela do Anexo 12, considerando, para efeito de alteração da frequência de monitoramento, o resultado da última amostragem.

§ 1º Em complementação ao monitoramento do Anexo 12, deve ser realizada análise de clorofila-a no manancial, com frequência mensal, como indicador de potencial aumento da contagem de cianobactérias.

I - Quando os resultados da análise prevista no § 1º deste artigo revelarem que a concentração de clorofila-a é igual ou superior a $10 \mu.L^{-1}$, deve-se proceder a nova coleta de amostra para análise do fitoplâncton;

II - Se a contagem de células de cianobactérias representar 10% ou mais do fitoplâncton, deve ser realizado monitoramento semanal de cianobactérias no manancial, no ponto de captação; e

III - O monitoramento de clorofila-a descrito no § 1º deste Artigo pode ser substituído pelo monitoramento mensal de cianobactérias no ponto de captação, atendendo o limite de contagem de células de cianobactérias menor ou igual a $10.000 \text{ células.mL}^{-1}$.

§ 2º Quando a contagem de células de cianobactérias exceder $20.000 \text{ células.mL}^{-1}$, deve-se realizar análise das cianotoxinas microcistinas, saxitoxinas e cilindropermopsinas no ponto de captação com frequência no mínimo semanal:

I - As análises de cianotoxinas no ponto de captação devem permanecer enquanto se mantiver contagem de células de cianobactérias superior a $20.000 \text{ células.mL}^{-1}$.

O Anexo 1 da Portaria GM/MS 888/21 apresenta de forma resumida na Tabela 3, os limites que balizam a qualidade microbiológica da água para consumo humano, segundo Portaria GM/MS 888/21.

Tabela 3 – Padrão bacteriológico da água para consumo humano

Formas de abastecimento		Parâmetro		VMP (1)
Sistema de abastecimento individual (SAI)		<i>Escherichia coli</i> (2)		Ausência em 100 mL
Sistema de abastecimento de água (SAA) e Sistema alternativo coletivo (SAC)	Na saída do tratamento	Coliformes totais (3)		Ausência em 100 mL
	Sistema de distribuição e pontos de consumo	<i>Escherichia coli</i>		Ausência em 100 mL
		Coliformes totais (4)	Sistemas ou soluções alternativas coletivas que abasteçam menos de 20.000 habitantes.	Apenas uma amostra, entre as amostras examinadas no mês, poderá apresentar resultado positivo.
			Sistemas ou soluções alternativas coletivas que abasteçam a partir de 20.000 habitantes	Ausência em 100 mL em 95% das amostras examinadas no mês.

Fonte: BRASIL (2021)

Nota: (1) Valor Máximo Permitido.

(2) Indicador de contaminação fecal.

(3) Indicador de eficiência de tratamento.

(4) Indicador da condição de operação e manutenção do sistema de distribuição de SAA e pontos de consumo e reservatório de SAC em que a qualidade da água produzida pelos processos de tratamento seja preservada (indicador de integridade).

3 METODOLOGIA

De modo geral, o trabalho se constituirá, essencialmente, no monitoramento de EBA, Coliformes totais, *E. coli* e turbidez na água bruta e ao longo das etapas de tratamento de água em duas ETA's de portes diferentes (médio e grande), o qual vem brevemente descrita a seguir, bem como o detalhamento dos métodos analíticos utilizados no desenvolvimento do trabalho, por fim, a metodologia para a análise dos resultados obtidos.

3.1 Área de desenvolvimento da pesquisa

A pesquisa foi desenvolvida em parceria entre a Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), Universidade Estadual da Paraíba (UEPB) e a Companhia de Água e Esgoto da Paraíba (CAGEPA).

Os procedimentos analíticos foram realizados no Laboratório de Referência em Tecnologias de Águas (LARTECA), vinculado ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental do Centro de Ciências e Tecnologia da UEPB.

3.2 Descrição da área de estudo

As áreas de estudo são as ETA Gravatá e Cariri ambas abastecidas pelo manancial superficial Epitácio Pessoa no Estado da Paraíba.

3.2.1 Reservatório superficial

O reservatório Epitácio Pessoa (7°29'20.08"S, 36°8'26,59"W) está localizado no município de Boqueirão, Paraíba, no semiárido brasileiro, cujos usos principais estão relacionados à irrigação e abastecimento humano. O reservatório integra um dos contribuintes no alto curso da Bacia do Rio Paraíba, tem capacidade de armazenamento de 466.525.964 m³ (AESAs, 2021), é um dos maiores açudes da Paraíba e abastece 19 (dezenove) municípios circunvizinhos, incluindo o município de Campina Grande. Seu gerenciamento está sob a responsabilidade do Departamento Nacional de Obras contra a Seca (DNOCS).

A região está incluída no semiárido brasileiro, que possui um embasamento cristalino, gerando dureza e alcalinidade elevadas na água, limitando seu uso na indústria e na irrigação (PERH-PB, 2006). A bacia apresenta média pluviométrica de 600 mm.ano⁻¹, o que representa uma região com grande severidade para abastecimento de água (SANTOS, 2014).

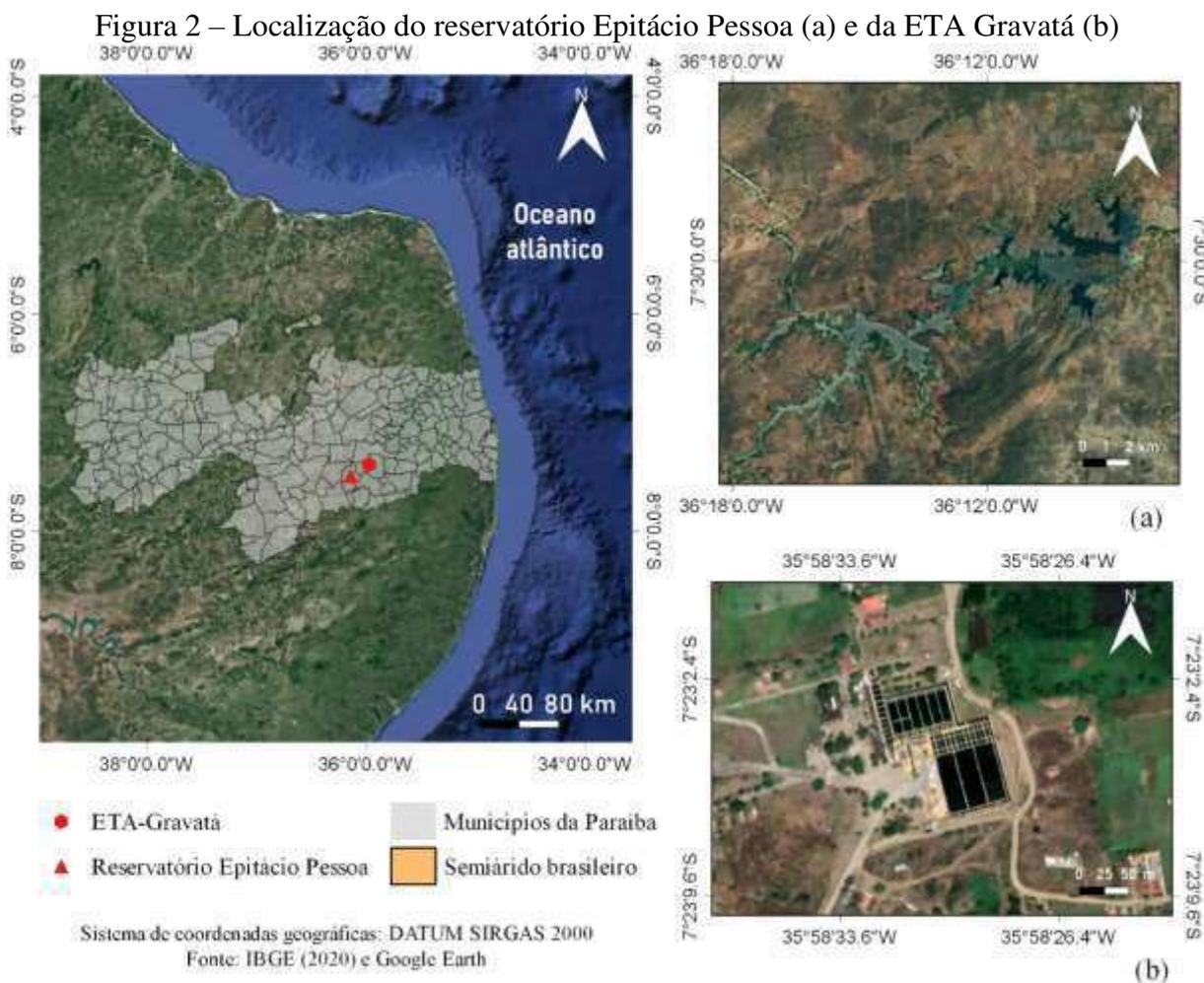
Em relação ao nível de eutrofização do reservatório, o estudo sobre a investigação da bioacumulação de microcistina e cilindrospermopsinas em pimentão e coentro irrigados com águas do reservatório Epitácio Pessoa, caracteriza o manancial como eutrófico e com florações persistentes de cianobactérias (NERY; NERY; MEDEIROS, 2020). Bem como o estudo de Mendes et al. (2022) ao avaliar a redução do volume de água no favorecimento das cianobactérias filamentosas em reservatórios tropicais do semiárido, na qual caracteriza o estado trófico do reservatório Epitácio Pessoa como eutrófico.

3.2.2 Estação de tratamento de água – ETA Gravatá

Localizada no município de Queimadas, Paraíba (Figura 2), cerca de 21 km de Campina Grande, a ETA Gravatá é uma estação de tratamento do tipo convencional ou de ciclo completo, atualmente com uma capacidade de tratar 1.500 L.s^{-1} ($1,5 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$). Ao longo do tempo a estação sofreu mudanças, anteriormente contava com uma capacidade de tratamento de 780 L.s^{-1} ($0,78 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$), no entanto passou por uma expansão aumentando sua vazão para 1500 L.s^{-1} ($1,5 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$) e ainda, em projeto, era contemplado uma segunda etapa da expansão com capacidade de produzir 2.100 L.s^{-1} ($2,1 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$).

A ETA Gravatá, de forma geral, apresenta as seguintes unidades:

- Canal a montante da mistura rápida;
- Mistura rápida – Calha Parshall;
- Canal de água coagulada;
- Floculadores mecanizados;
- Decantadores convencionais;
- Canal de água decantada;
- Filtros rápidos, e;
- Tanque de contato.



A Tabela 4 apresenta as características das unidades da ETA Gravatá.

Tabela 4 – Características das unidades de tratamento da ETA Gravatá

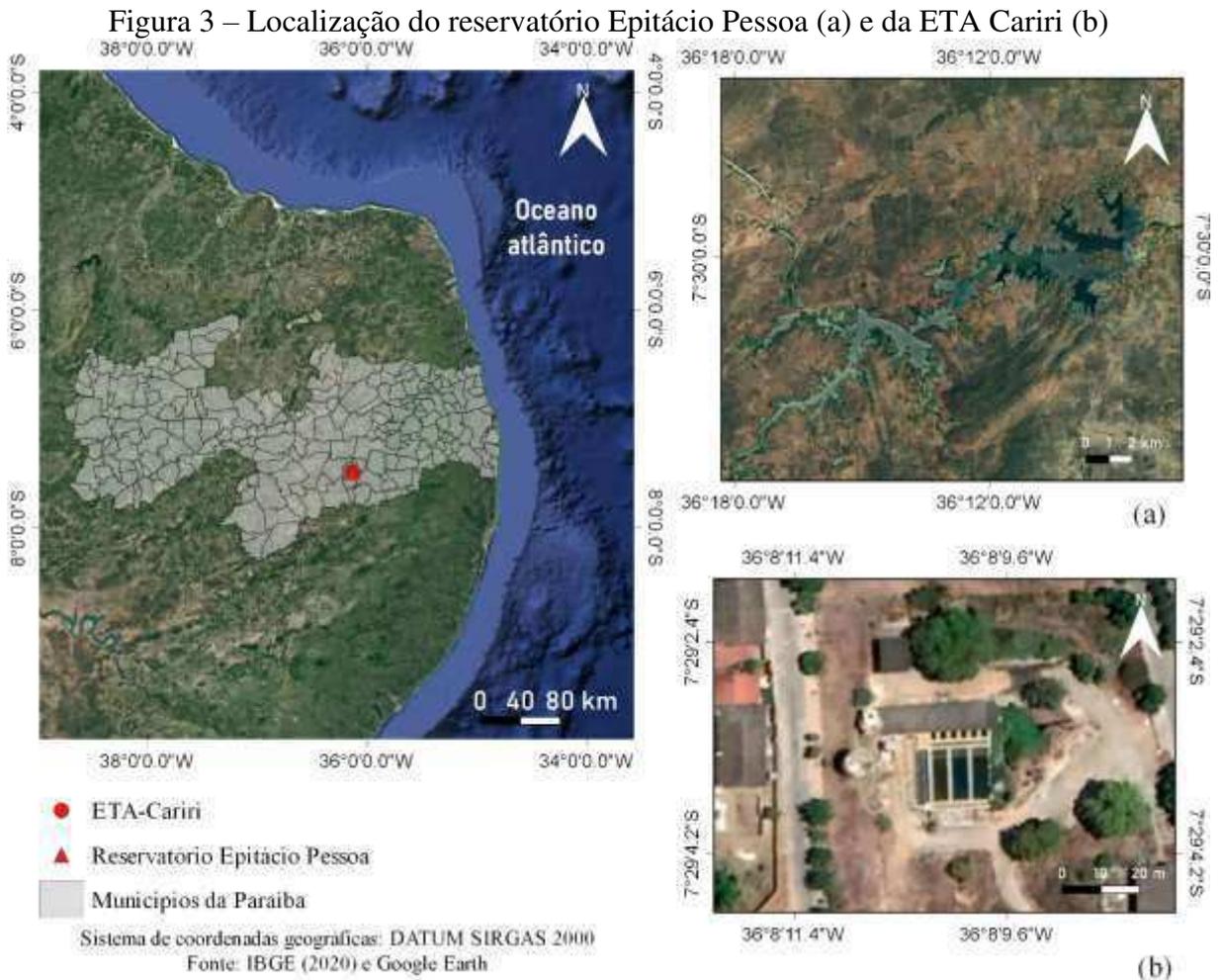
Característica	Descrição
Vazão	1500 L.s ⁻¹
Floculador	Mecânico - 9 unidades
Decantador	Convencional de fluxo horizontal - 9 unidades
Filtros	Dupla camada -11 unidades
Tanque de contato	Uma câmara

3.2.3 Estação de tratamento de água – ETA Cariri

A ETA Cariri está localizada no município de Boqueirão, Paraíba (Figura 3), sendo essa responsável pelo abastecimento do sistema adutor do Cariri. A água bruta é proveniente do reservatório Epitácio Pessoa, conhecido por Boqueirão. A ETA Cariri é uma estação de

tratamento do tipo convencional ou de ciclo completo, atualmente com uma capacidade de tratar 115 L.s^{-1} ($0,115 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$), constituída pelas seguintes unidades:

- Canal a montante da mistura rápida;
- Mistura rápida – Calha Parshall;
- Canal de água coagulada;
- Floculadores hidráulicos;
- Decantadores convencionais;
- Canal de água decantada;
- Filtros rápidos, e;
- Tanque de contato.



A Tabela 5 apresenta as características das unidades da ETA Cariri.

Tabela 5 – Características das unidades de tratamento da ETA Cariri.

Característica	Descrição
Vazão	115 L.s ⁻¹
Floculador	Hidráulico - 86 chicanas de fluxo vertical
Decantador	Convencional de fluxo horizontal - 3 unidades
Filtros	Filtros rápidos de gravidade - 6 unidades
Tanque de contato	Uma câmara

3.3 Pontos de amostragem

Com o intuito de avaliar a eficiência de cada unidade de tratamento separadamente, foi determinado os seguintes pontos de amostragem em ambas as ETA's:

- (P1): Chegada de água bruta;
- (P2): Canal de água decantada;
- (P3): Canal de água filtrada;
- (P4): Saída do reservatório de água tratada.

3.4 Métodos de coleta e analíticos

As coletas de água para análises tiveram frequência semanal, durante o período amostral entre junho de 2022 e novembro de 2022 compreendendo 22 (vinte e duas) amostras para cada uma das ETAs.

As amostras foram submetidas às análises microbiológicas, bem como, outros parâmetros de qualidade da água. A Tabela 5 apresenta a lista de parâmetros avaliados na pesquisa e os seus respectivos métodos analíticos.

Tabela 5 – Parâmetros de qualidade e suas respectivas metodologias

Parâmetro	Unidade	Metodologia
Turbidez	uT	
Cor aparente	Uh	
pH	-	
Temperatura	°C	
Cloro residual livre	mg.L ⁻¹	(APHA; AWWA; WPCF, 2012)
Cloro residual combinado	mg.L ⁻¹	
Coliformes totais	NMP.100mL ⁻¹	
<i>E. coli</i>	NMP.100mL ⁻¹	
EBA	UFC.100mL ⁻¹	

A análises de EBA foram realizadas em duplicatas e seguiram as seguintes etapas: (i) tratamento térmico (para inativar as células vegetativas) com banho-maria a 80 °C (12 minutos) e logo após, resfriada em banho de gelo (até atingir temperatura ambiente); (ii) diluição das amostras e filtração em membrana de 0,45 µm; (iii) incubação por 24 horas a 35 °C em meio ágar nutriente com azul de tripano e contagem das colônias em microscópio.

3.5 Análise dos dados

Os dados obtidos do monitoramento dos parâmetros da Tabela 5 em ambas as ETA's foram preliminarmente sintetizados e expostos descritivamente, de forma a verificar a tendência central, amplitude e dispersão, obtendo-se média aritmética, máximos, mínimos para todos os parâmetros analisados em cada ponto de coleta.

Em relação aos protozoários, como não foi realizado seu monitoramento neste estudo, sua remoção será discutida comparativamente em relação a remoção de EBA e dos cistos de *Giardia*, a partir dos dados experimentais das ETAs e o modelo desenvolvido pela USEPA (1991) expresso na Equação 1 (Tópico 2.3).

4 RESULTADOS

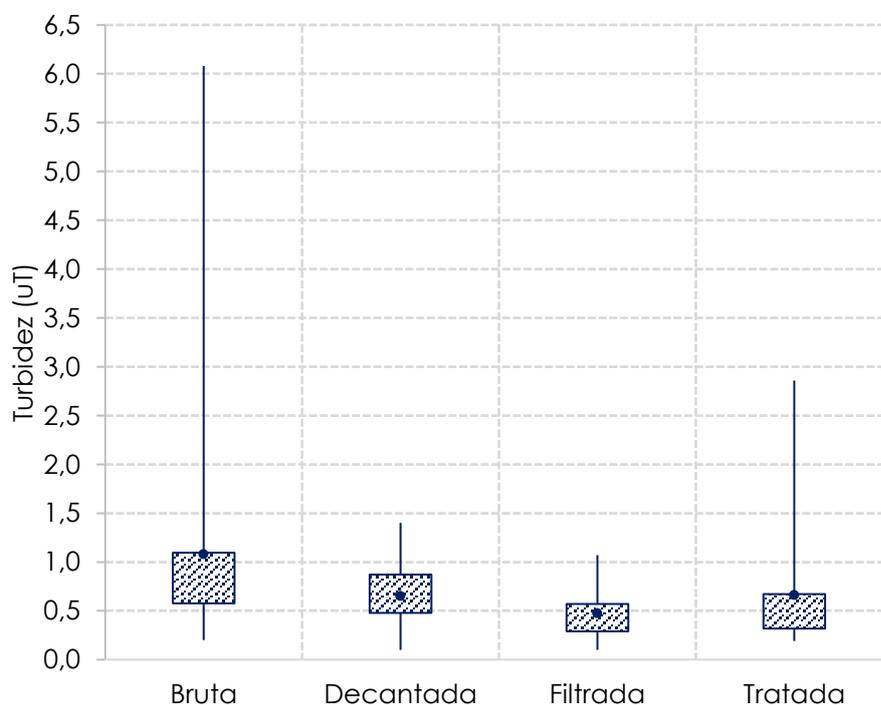
4.1 ETA Gravatá

A seguir, serão discutidos os resultados obtidos para a Estação de Tratamento de Água Gravatá (ETA Gravatá).

4.1.1 Turbidez

Os valores de turbidez monitorados durante o período compreendido entre junho e novembro de 2022, em cada uma das etapas de tratamento estão apresentados na Figura 4. Apesar da baixa turbidez inicial presente na água bruta (média igual a 1,1 uT), verifica-se o decaimento do valor de turbidez ao longo do tratamento, com valores médios de 0,7 uT na água decantada, 0,5 uT na filtrada, com um discreto aumento na água tratada (média igual a 0,7 uT).

Figura 4 – Turbidez da água bruta, decantada, filtrada e tratada da ETA Gravatá no período monitorado



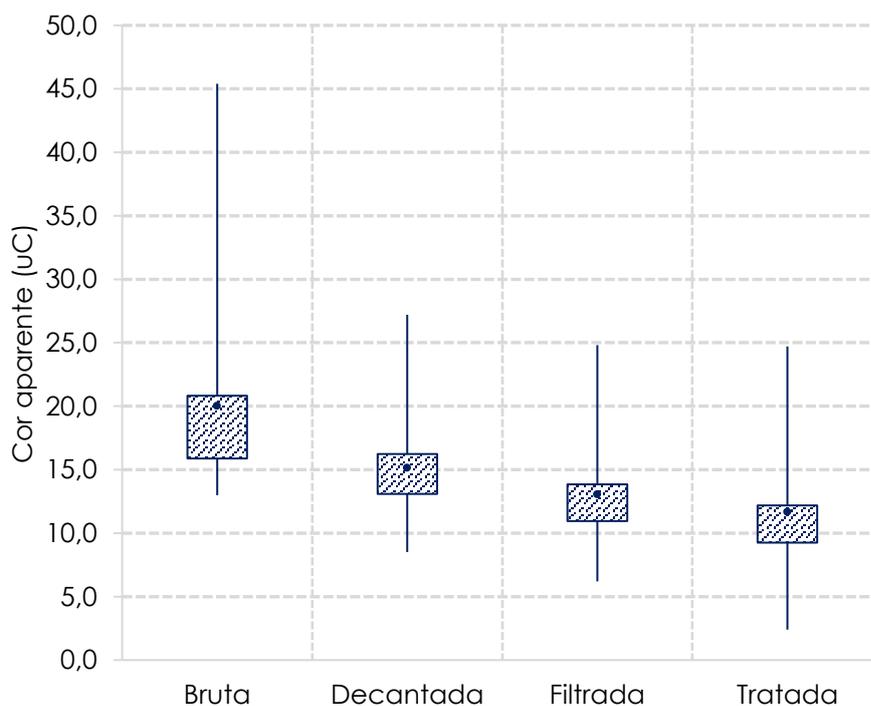
Os valores da turbidez para a água pós-filtração apresentaram 54,5% em conformidade com Portaria GM/MS N° 888/2021 (0,5 uT para filtração rápida - tratamento completo ou filtração direta). Como afirma Pádua (2009), uma turbidez acima de 0,5 uT eleva os riscos da

presença de protozoários em água, além de que turbidez mais elevada na água dificulta a ação dos desinfetantes na inativação dos demais microrganismos por recrudescimento (LIBÂNIO, 2017).

4.1.2 Cor aparente

Nota-se que a variação dos resultados de cor aparente no período analisado (Figura 5), obtiveram valor máximo de 45,4 uH na água bruta e média igual a de 20,0 uH. Porém, assim como a turbidez, o parâmetro cor aparente apresentou decaimento ao longo do tratamento de água.

Figura 5 – Cor aparente da água bruta, decantada, filtrada e tratada da ETA Gravatá no período monitorado

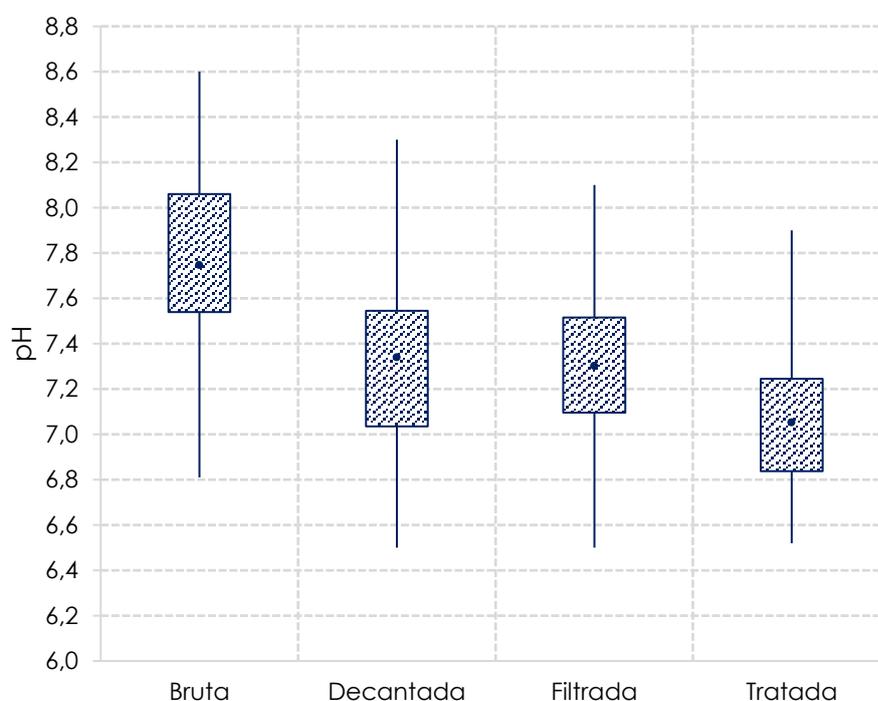


O próprio processo de clarificação (água decantada) já apresenta valores próximos ao preconizado pela Portaria GM/MS N° 888/2021 (15 uH), apresentando média de 15,2 uH, fazendo com que na etapa de filtração (média igual a 13,1 uH) e na água tratada (média igual a 11,7 uH), 86,4% dos dados mantiveram-se em conformidade com o estabelecido pela portaria, com valores menores ou iguais a 15 uH.

4.1.3 pH

Em relação ao pH, a Figura 6 apresenta valores referentes a água bruta próximos à neutralidade (média igual a 7,7). Segundo Di Bernardo e Sabogal Paz (2008), os valores de pH em águas naturais, frequentemente variam entre 5,5 e 9,5, intervalo adequado à manutenção da vida aquática. Sabe-se que o monitoramento do pH em estações de tratamento de água, são realizados com maior frequência na rotina operacional, devido a importância deste parâmetro na interferência dos processos de potabilização, principalmente a coagulação, desinfecção e controle de corrosão.

Figura 6 – Valores de pH da água bruta, decantada, filtrada e tratada da ETA Gravata no período monitorado



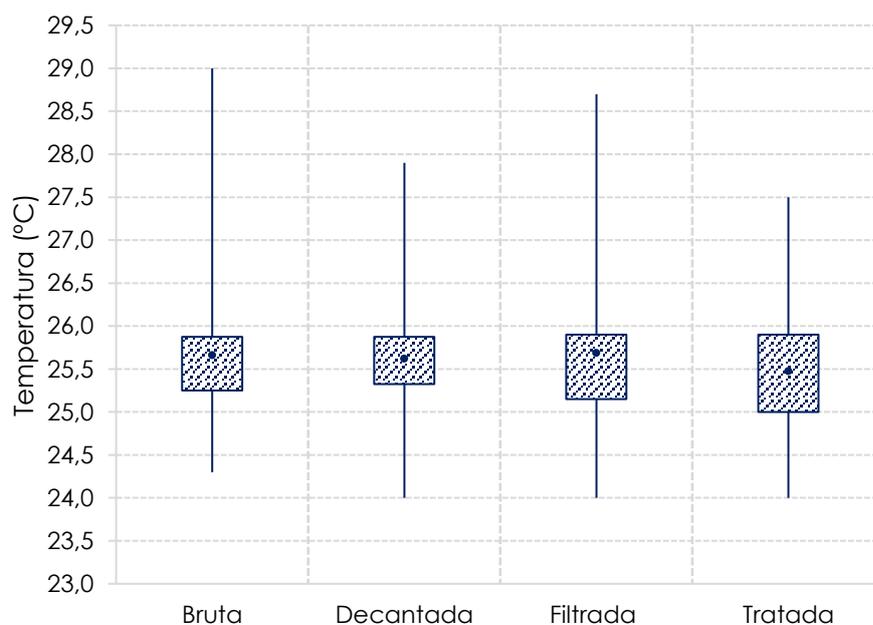
Observa-se que ao longo do tratamento houve um discreto decaimento da média do pH durante as etapas, saindo de 7,7 da água bruta para 7,3 tanto na água decantada como filtrada e 7,1 na água tratada, em termos médios. Este decaimento pode ser atribuído pelo consumo da alcalinidade natural da água, pelo processo de coagulação com o emprego do sulfato de alumínio como agente coagulante, na qual as reações de hidrólise liberam íons H^+ , favorecendo a diminuição do pH. Por seu turno, a etapa de desinfecção com o uso do cloro gás tende diminuir o pH.

Na Portaria N°2.914/11, recomendava-se a variação do pH da água tratada em um amplo intervalo de 6 a 9, a fim de reduzir os processos de corrosão ou incrustação nas redes de distribuição, porém, foi retirada da atual Portaria GM/MS N° 888/21. Durante todo o monitoramento o pH estava dentro do intervalo estabelecido.

4.1.4 Temperatura

A temperatura da água de forma geral não apresentou variabilidade significativa entre seus valores, obtendo mínima de 24 °C e máxima de 29 °C. Porém, os valores médios, praticamente se mantiveram constantes em torno de 25 °C (Figura 7).

Figura 7 – Temperatura da água bruta, decantada, filtrada e tratada da ETA Gravatá no período monitorado



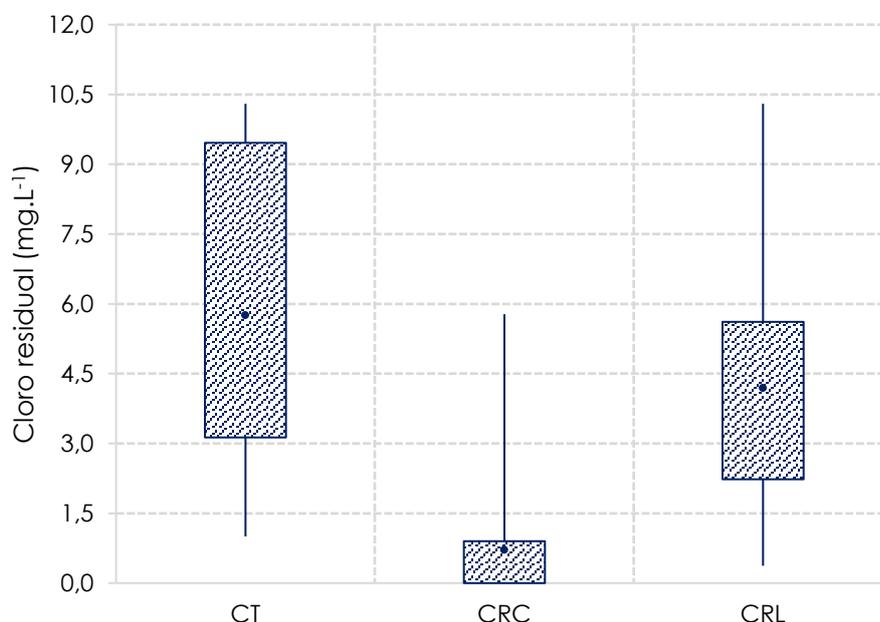
Segundo Libânio (2008), para fins de tratabilidade, a temperatura representa uma vantagem ainda maior para os países tropicais, nos quais as variações são menos significativas. As médias diárias de águas naturais afluentes às estações de tratamento de água nas regiões do País, raramente apresentam-se inferiores a 18 °C, o que favorece o processo de coagulação, já que em baixas temperaturas, ela se realiza de forma menos exitosa.

A Portaria GM/MS N° 888/2021 não estabelece temperatura como parâmetro de potabilidade.

4.1.5 Cloro residual

A Figura 8 apresenta os resultados referentes a cloro residual livre (CRL), cloro residual combinado (CRC) e cloro total (CT) na água tratada. Com relação aos padrões estabelecidos pela Portaria GM/MS Nº 888/2021, é obrigatória a manutenção de no mínimo $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$ de cloro residual livre ou $2,0 \text{ mg.L}^{-1}$ de cloro residual combinado ou de $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$ de dióxido de cloro em toda a extensão do sistema de distribuição (reservatório e rede) e nos pontos de consumo.

Figura 8 – Valores de cloro total (CT), cloro residual combinado (CRC) e cloro residual livre (CRL) na água tratada da ETA Gravatá no período monitorado



A partir das recomendações, observa-se que em termos médios, o residual de cloro esteve dentro do limite preconizado, tendo em vista que o CRL sempre permaneceu acima de $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$, mesmo que o CRC não tenha alcançado o valor de 2 mg.L^{-1} na maioria do período monitorado.

O valor máximo permitido como padrão de potabilidade é de 5 mg.L^{-1} de CRL, contudo, verificou-se valor máximo de $10,3 \text{ mg.L}^{-1}$ na saída do tratamento. Sabe-se que o excesso de CRL pode causar problemas por ser um componente corrosivo e tóxico, além de conferir sabor e odor à água.

A Portaria GM/MS Nº 888/2021 não evidencia condições para CT.

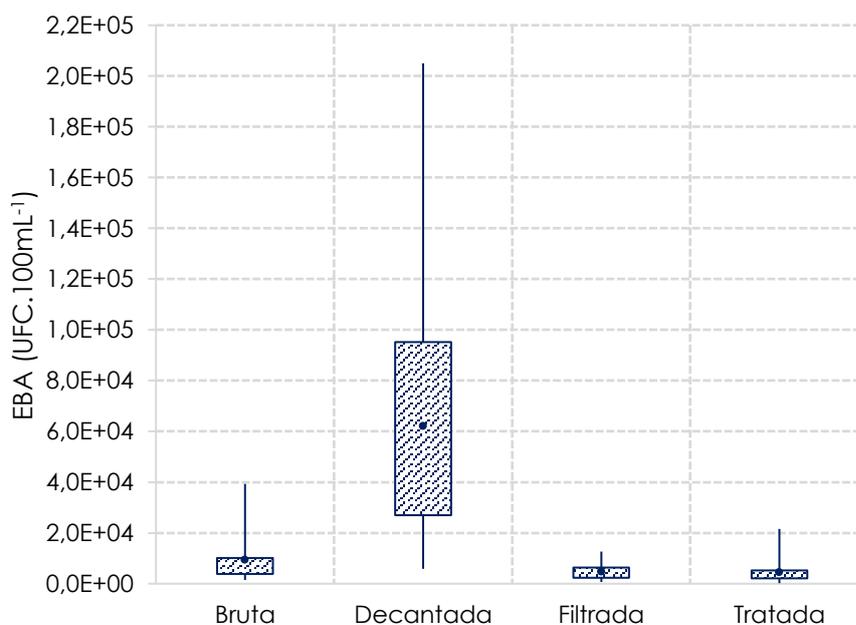
4.1.6 EBA

A Figura 9 apresenta os resultados do monitoramento de EBA ao longo das etapas de tratamento de água. Observa-se que não há uma grande variabilidade de EBA entre as etapas, no entanto, a unidade de decantação apresenta um comportamento contrário as demais, resultando no aumento da concentração dos esporos.

De forma geral, a água bruta variou de $1,4 \times 10^3$ a $3,9 \times 10^4$ UFC.100 mL⁻¹ (média de $9,3 \times 10^3$ UFC.100mL⁻¹). No decorrer do tratamento, a etapa de decantação apresentou concentrações superiores a água bruta, variando de $5,9 \times 10^3$ a $2,0 \times 10^5$ UFC.100mL⁻¹ (média de $6,2 \times 10^4$ UFC.100mL⁻¹). Esse aumento pode estar associado a ineficiência do processo de coagulação, principalmente pela água bruta entrar com uma turbidez relativamente baixa, o que dificulta o processo de desestabilização das partículas, bem como a ineficiência da descarga de fundo do decantador que é realizada esporadicamente.

Na etapa de filtração, a concentração de EBA variou de $6,4 \times 10^2$ UFC.100mL⁻¹ a $1,2 \times 10^4$ UFC.100mL⁻¹ (média de $4,7 \times 10^3$ UFC.100mL⁻¹). Por fim, a água ao final do processo de tratamento, variou de $2,1 \times 10^2$ UFC.100mL⁻¹ a $2,1 \times 10^4$ UFC.100 mL (média de $4,5 \times 10^3$ UFC.100mL⁻¹), o que demonstra a ineficiência na remoção de EBA no processo de desinfecção.

Figura 9 – Resultados de EBA na água bruta, decantada, filtrada e tratada da ETA Gravatá no período monitorado



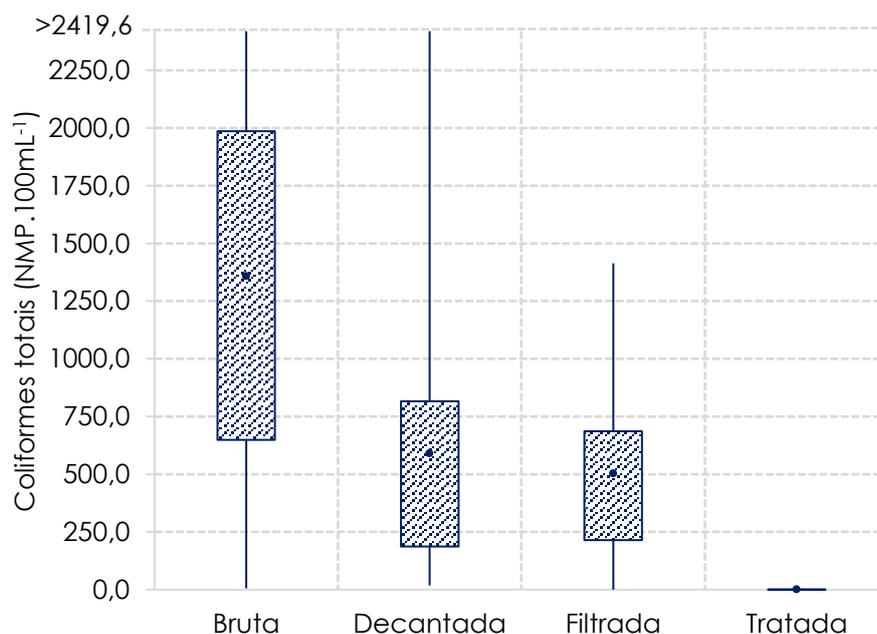
4.1.7 Coliformes totais

Em relação aos Coliformes totais (Figura 10), os estudos revelaram elevada variabilidade ao $m,6 \text{ NMP.100mL}^{-1}$ (média igual a $591 \text{ NMP.100mL}^{-1}$).

A água filtrada apresentou uma remoção discreta em comparação com a decantação, em termos médios seus valores se assemelharam (média de $504,3 \text{ NMP.100mL}^{-1}$). A variação da concentração de coliformes totais nos filtros foi de 0 a $1.413,6 \text{ NMP.100mL}^{-1}$. Por fim, a água tratada obteve mínima de 0 e máxima de $5,2 \text{ NMP.100mL}^{-1}$ com média de $0,9 \text{ NMP.100mL}^{-1}$.

De forma geral, os resultados foram satisfatórios no processo de remoção das bactérias do grupo Coliformes, porém, a Portaria GM/MS N° 888/2021 preconiza ausência de coliformes totais em 100 mL na saída do tratamento, observando-se conformidade em 59,1% das amostras. Assim, a ETA precisa adotar medidas corretivas no tratamento para atender aos padrões estabelecidos.

Figura 10 – Resultados de Coliformes totais na água bruta, decantada, filtrada e tratada da ETA Gravatá no período monitorado



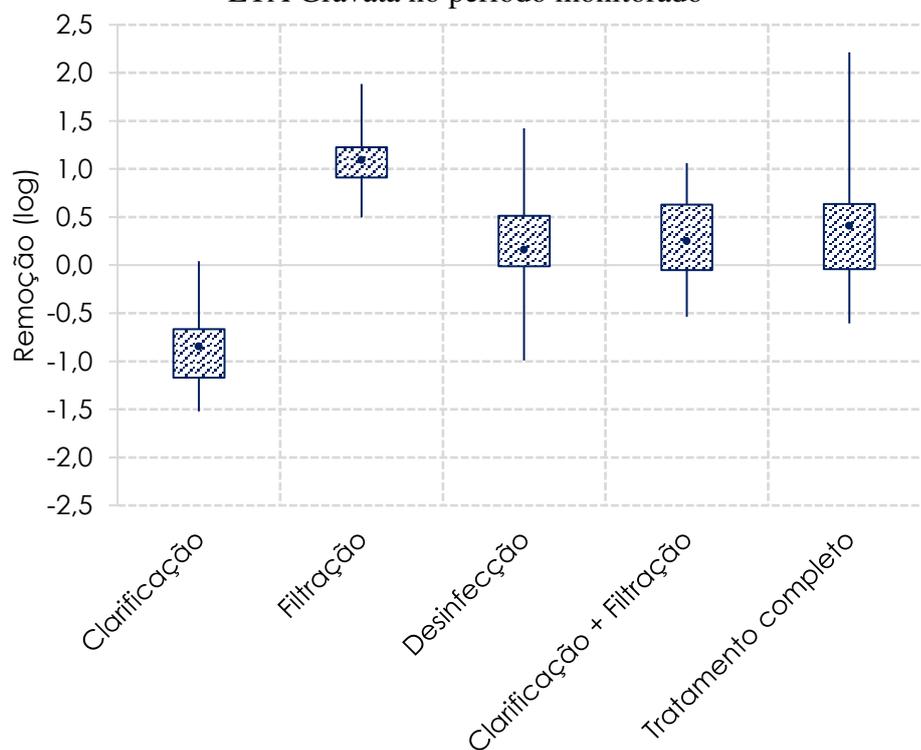
4.1.8 *E. coli*

Não foi encontrado *E. coli* ao longo do monitoramento, tanto na água bruta como nas etapas de tratamento de água na ETA. Esse resultado já era esperado, baseado nos estudos apresentados sobre o reservatório Eptácio Pessoa (ver tópico 4.2.1), por se tratar de um reservatório eutrofizado, aumentando a hipótese de que a vegetação aquática pode interferir no crescimento da *E. coli*.

4.1.9 Eficiência de remoção de EBA

A Figura 11 apresenta a variabilidade dos dados de remoção de EBA em termos de log ao longo do tratamento de água. Quando comparada as etapas de tratamento, a filtração é o processo que mais apresenta eficiência em relação a remoção dos esporos, variando de 0,5 a 1,88 log (média igual a 1,10 log). Por outro lado, a clarificação (coagulação + decantação) obteve variação de -1,52 a 0,04 log (média igual a -0,84 log) o que demonstra a ineficiência na remoção de esporos, tal resultado pode estar associado a ineficácia do processo de coagulação da ETA.

Figura 11 – Variabilidade dos dados de remoção (log) de EBA ao longo do tratamento da ETA Gravatá no período monitorado



A variação dos valores obtidos na desinfecção foi de -0,99 a 1,42 log (média igual a 0,16 log), apresentando resultados de baixa eficiência na inativação de esporos nesta etapa.

Quando combinados os processos de clarificação e filtração, bem como o tratamento completo, observa-se que em termos médios (0,26 e 0,42 log respectivamente) os resultados praticamente não se diferenciam, demonstrando uma baixa remoção de EBA ao longo do tratamento na ETA Gravatá.

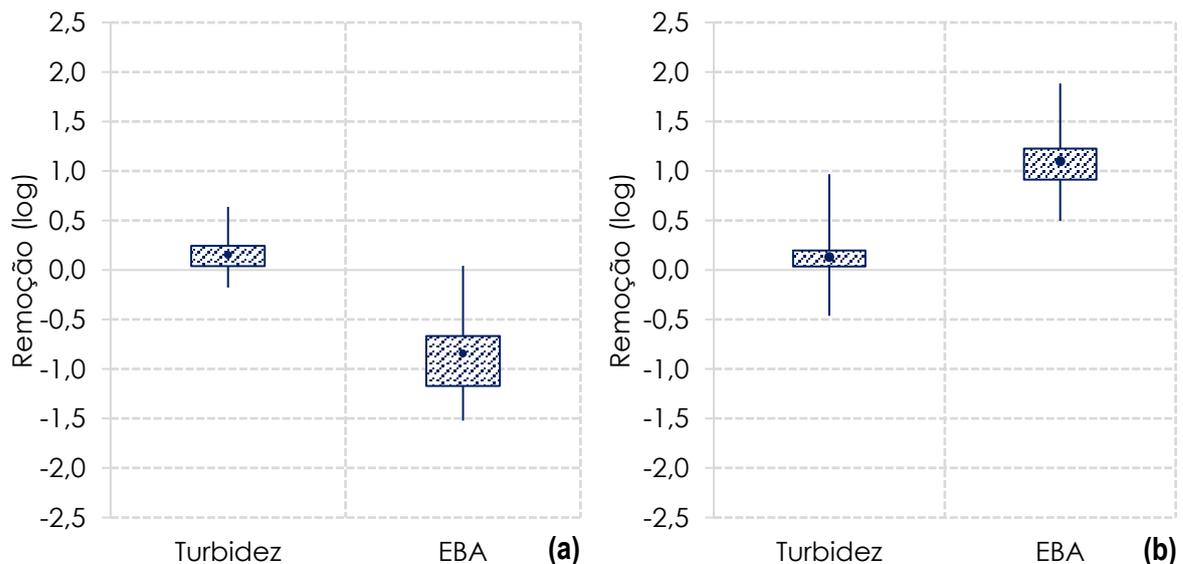
Ao contrário dos resultados encontrados nesse estudo, Oliveira, Bastos e Silva (2017), obteve remoções médias consistente de esporos ao longo das etapas de tratamento (0,65 log na decantação; 1,71 log na filtração; 0,86 log na desinfecção, e 2,1 log na clarificação + filtração) que revelaram não somente eficiência, como também estabilidade (crescente ao longo das etapas) na remoção de esporos. Porém, em ambos os estudos, a remoção de esporos deu-se de forma mais efetiva na filtração do que na decantação e na desinfecção.

Essa diferença entre os resultados obtidos em ambos os estudos, possivelmente aconteceu pelas condições de subdimensionamento da ETA, bem como, os valores de turbidez muito baixo, na qual dificulta o processo de coagulação, tornando o processo de tratamento ineficiente para remoção desses microrganismos.

4.1.10 Comparação entre a remoção de turbidez e EBA

A remoção (log) de turbidez e EBA comparativamente nas unidades de decantação e filtração estão apresentadas na Figura 12. Os resultados de turbidez em ambas as etapas, apresentaram o mesmo comportamento com uma discreta remoção. As baixas remoções também estão associadas a turbidez da água bruta que variou de 0,2 a 6,1 uT, iniciando o processo de tratamento já com valores bastante baixos.

Figura 12 – Comparação da eficiência de remoção de turbidez e EBA nas etapas de decantação (a) e filtração (b) da ETA Gravatá no período monitorado



Ao contrário da turbidez, o comportamento de EBA nas unidades de decantação e filtração, foi oposto. Na decantação, ela apresenta ineficiência de remoção com variações de

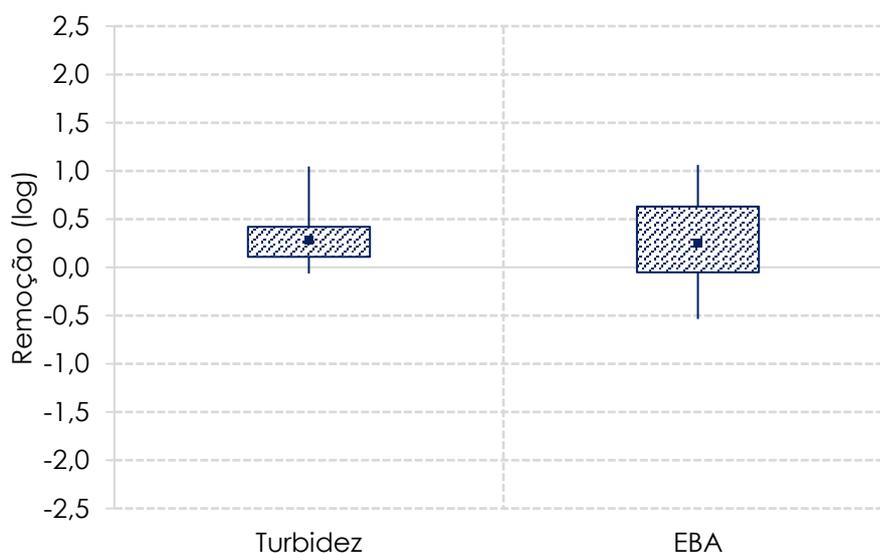
log abaixo de zero e por outro lado, na filtração, a média de remoção é de 1 log, alcançando limite máximo próximo de 2 log. No trabalho de Oliveira, Bastos e Silva (2017), a decantação apresentou em termos médios, log de remoção de turbidez e EBA relativamente iguais, próximo de 0,7 log para ambos, diferente do estudo atual, bem como, o resultado de remoção acima de 3 log na unidade de filtração para EBA. Entretanto, nos dois trabalhos é possível observar que a remoção de esporos apresentou maior variabilidade que a turbidez.

Neste caso, para águas com turbidez baixa, talvez seja mais adequado filtrações diretas necessitando somente da desestabilização das partículas no processo de coagulação. Vale salientar que ainda assim o filtro se apresentou como a etapa principal para remoção de EBA e consequentemente de protozoários.

Ainda assim, a Portaria GM/MS N° 888/2021 estabelece que para garantir uma água segura em relação aos protozoários, é necessário a remoção de no mínimo 2,5 log de EBA na filtração em relação à água bruta, não sendo possível, nesse estudo, atingir a remoção preconizada.

Já na comparação da eficiência de remoção de turbidez e EBA nas etapas de clarificação + filtração (Figura 13), observa-se que as eficiências ao invés de aumentarem, se anulam devido a ineficiência da ETA na etapa de clarificação, sobrecarregando a remoção somente na etapa de filtração, o que nos leva a questionar até que ponto o filtro é eficiente na remoção de EBA ao longo do tempo de carreira de filtração.

Figura 13 – Comparação da eficiência de remoção de turbidez e EBA nas etapas de clarificação + filtração da ETA Gravatá no período monitorado

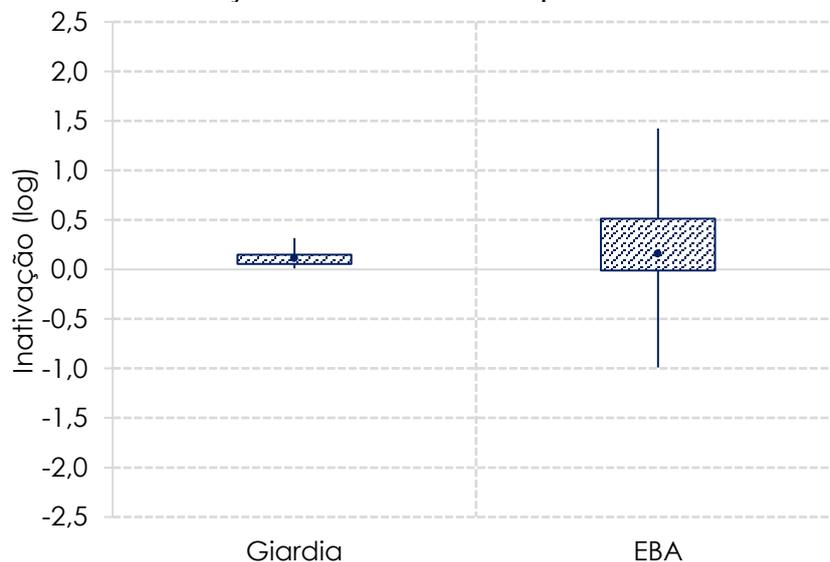


4.1.11 Comparação entre a remoção de *Giardia* e EBA

A Figura 14 apresenta os resultados de remoção de EBA e a estimativa de inativação de cistos de *Giardia* na ETA, a partir do modelo da USEPA (1991) e dos dados de Ct na etapa de desinfecção. A remoção de EBA em termos médios foi de 0,16 log, resultado bastante semelhante a estimativa de inativação média de *Giardia*, que foi de 0,11 log. Porém, as remoções máximas de EBA e *Giardia*, foram de 1,42 e 0,32 log, respectivamente, o que demonstra maior eficiência de remoção do indicador do que do patógeno, que implica em um dos requisitos mínimos para EBA ser um bom indicador (indicador ser mais resistente que o patógeno).

Barbeau et al. (1999) e Oliveira, Bastos e Silva (2017), encontraram resultados distintos a este em relação a estimativa de inativação de *Giardia* a partir do modelo da USEPA. Ambos obtiveram resistência de EBA superior à de cistos de *Giardia*. Apesar dos esporos também se apresentarem nesse estudo com elevada resistência ao cloro, ainda assim, sua resistência não foi maior que a da *Giardia*, com nos trabalhos citados.

Figura 14 – Comparação da eficiência de inativação de *Giardia* e EBA na etapa de desinfecção da ETA Gravatá no período monitorado



Este resultado com baixos valores de log de remoção, está associado ao tempo de contato com o CRL que está sendo insuficiente no processo de inativação. Na ETA Gravatá, a média do tempo de contato foi de 0,46 minutos e Ct médio de 1,94 mg.min.L⁻¹.

De acordo com a Portaria GM/MS N° 888/2021, em seu Anexo 3, o qual apresenta a tabela de tempo contato mínimo (em minutos) a ser observado para a desinfecção em sistemas

e soluções alternativas coletivas de abastecimento de água em captação em mananciais superficiais, de acordo com a concentração de CRL, temperatura e pH da água, a partir dos dados médios de pH (7,3), temperatura (25 °C) e CRL (4,2 mg.L⁻¹) da ETA Gravatá, o tempo de contato mínimo deveria ser no mínimo 5 minutos e o valor observado (0,46 min) encontra-se bem abaixo do ideal.

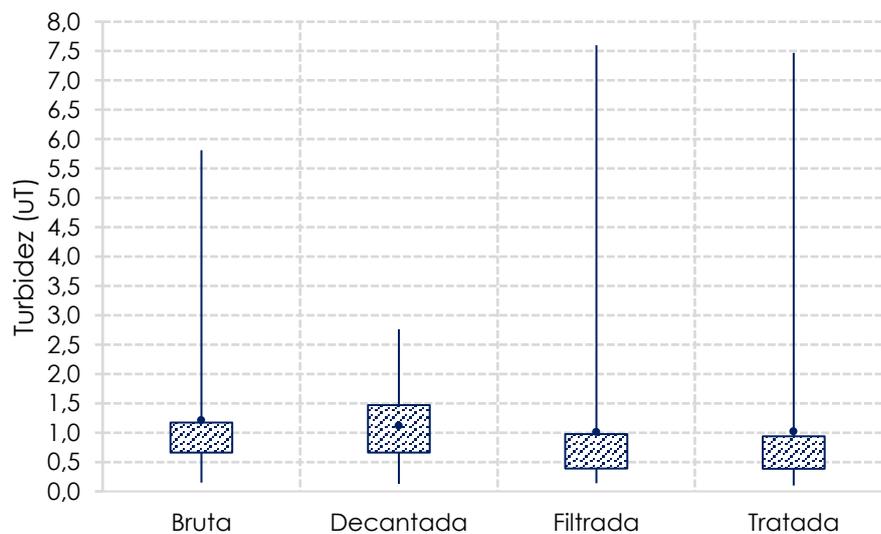
4.2 ETA Cariri

A seguir, serão discutidos os resultados obtidos para a Estação de Tratamento de Água Cariri (ETA Cariri).

4.2.1 Turbidez

Os valores de turbidez monitorados durante o período de coleta na água bruta, decantada, filtrada e tratada estão apresentados na Figura 15. A variação da água bruta foi de 0,2 a 5,8 uT (média de 1,2 uT). A água decantada apresentou uma discreta remoção em relação à água bruta com valores de 0,1 a 2,8 uT (média igual a 1,1 uT), porém, 27,3% dos valores encontrados na água decantada estão maiores que a média da água bruta, alcançando 1,5 uT. Esses valores discretamente mais elevados em relação à média, podem estar associados ao arraste de flocos devido aos decantadores subdimensionados.

Figura 15 – Turbidez da água bruta, decantada, filtrada e tratada da ETA Cariri no período monitorado



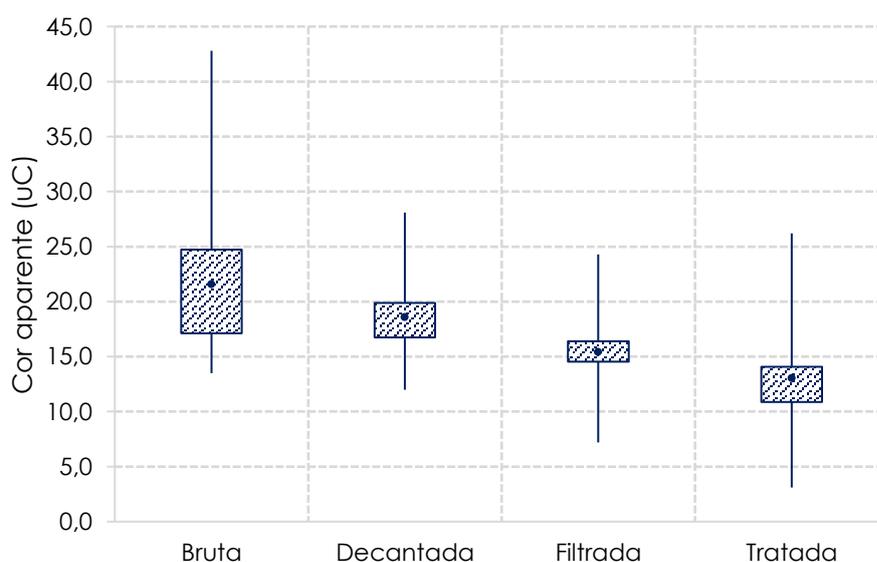
As amostras de água filtrada e tratada apresentaram mesma média de 1,0 uT, acima do preconizado pela Portaria GM/MS N° 888/2021 (0,5 uT para filtração rápida - tratamento completo ou filtração direta), observando-se a conformidade em 54,5% das amostras. Outro fato que chama atenção são os valores máximos na água filtrada (7,6 uT) e tratada (7,5 uT) que foram mais elevados que a água bruta, indicando que os filtros em algum momento esteja conferindo turbidez a água. Sabe-se que a turbidez possui grande importância por ser considerada como parâmetro indireto da segurança microbiológica da água, por isso é imprescindível que seus valores estejam abaixo do preconizado pela portaria e, para isso, é necessário que os filtros estejam operando adequadamente.

4.2.2 Cor aparente

Os valores referentes a cor aparente no período monitorado (Figura 16), apresentaram variação na água bruta de 13,5 uH a 42,8 uH (média igual a 21,6 uH). De forma geral, é possível perceber o decaimento desse parâmetro ao longo do tratamento.

Assim como na ETA Gravatá, a água decantada já apresentou valores próximos ao preconizado pela Portaria GM/MS N° 888/2021 de 15 uH, com média igual a 18,6 uH, com valores médios da água filtrada e tratada igual a 15,4 e 13,0 uH, respectivamente. As amostras de água tratada apresentaram 77,3% em conformidade com a referida portaria.

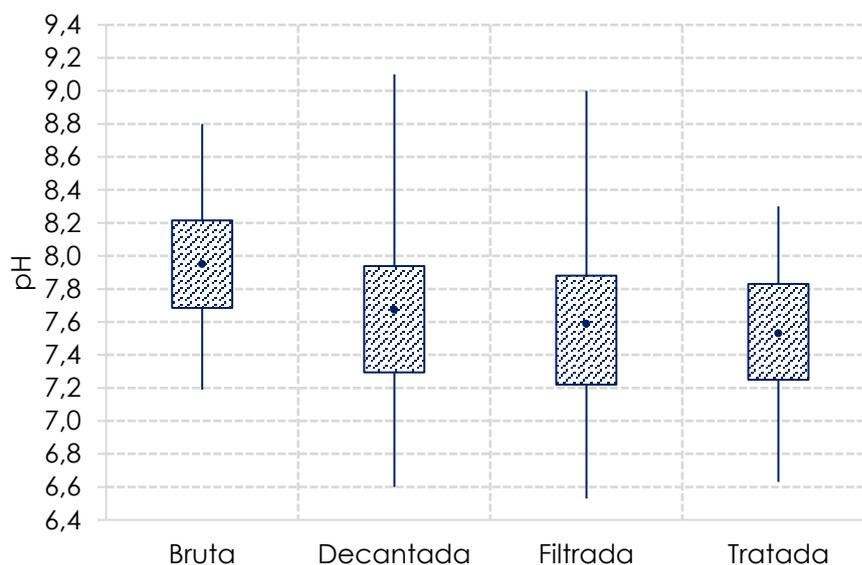
Figura 16 – Cor aparente da água bruta, decantada, filtrada e tratada da ETA Cariri no período monitorado



4.2.3 pH

A Figura 17 apresenta os valores de pH durante o período de monitoramento. Assim como a ETA Gravatá, a ETA Cariri utiliza o coagulante sulfato de alumínio, na qual as reações de hidrólise favorecem a redução do pH. Observa-se que o decaimento foi discreto ao longo das etapas de tratamento com valores médio de pH na água bruta de 8,0, na qual favorece o processo de coagulação com sulfato de alumínio; decantação 7,7; filtração 7,6 e água tratada 7,5, em termos médios. O pH apresentou variações normais com consumo de pH na água tratada, apresentando valores próximo a neutralidade.

Figura 17 – Valores de pH da água bruta, decantada, filtrada e tratada da ETA Cariri no período monitorado



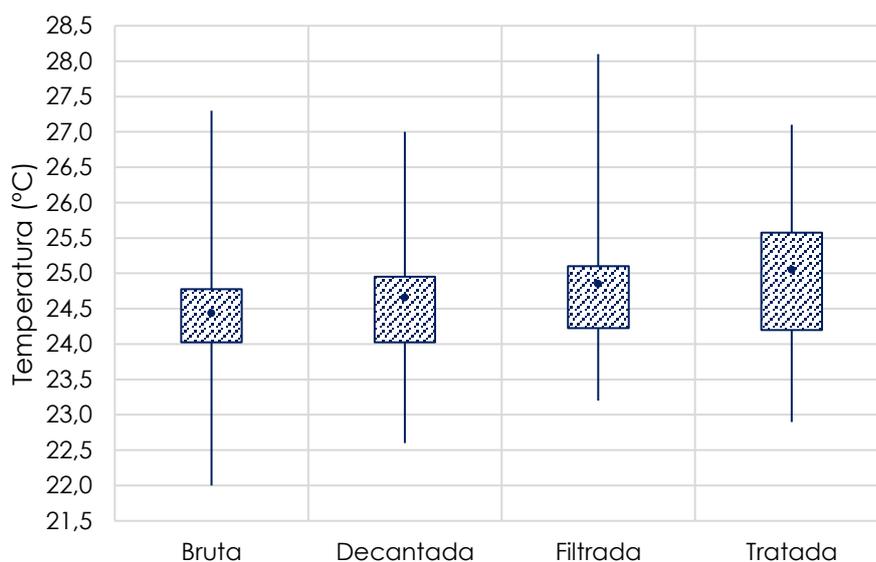
Segundo Libânio (2008), dentre as características químicas da água, o pH exerce papel significativo na eficiência da desinfecção, na qual recomenda que para desinfecção com compostos de cloro o pH deve ser inferior a 8,0 assegurando a prevalência superior a 80% do ácido hipocloroso (desinfetante mais eficiente).

Neste caso, o pH, na maioria das vezes, se apresentou favorável com valores abaixo de 8,0.

4.2.4 Temperatura

A temperatura de forma geral variou de 22,0 a 28,1 °C ao longo de todo monitoramento, apresentando valores médios praticamente constantes, como água bruta 24,4 °C; decantada 24,7 °C; filtrada 24,9 °C e tratada 25,1 °C (Figura 18).

Figura 18 – Temperatura da água bruta, decantada, filtrada e tratada da ETA Cariri no período monitorado



Assim como o pH, a temperatura influencia na eficiência da desinfecção, porém, em menor monta no processo, tendo em vista que a desinfecção pode sofrer alteração da relação Ct, conseqüentemente pode influenciar na inativação de cistos de *Giardia* por cloração (LIBÂNIO, 2008).

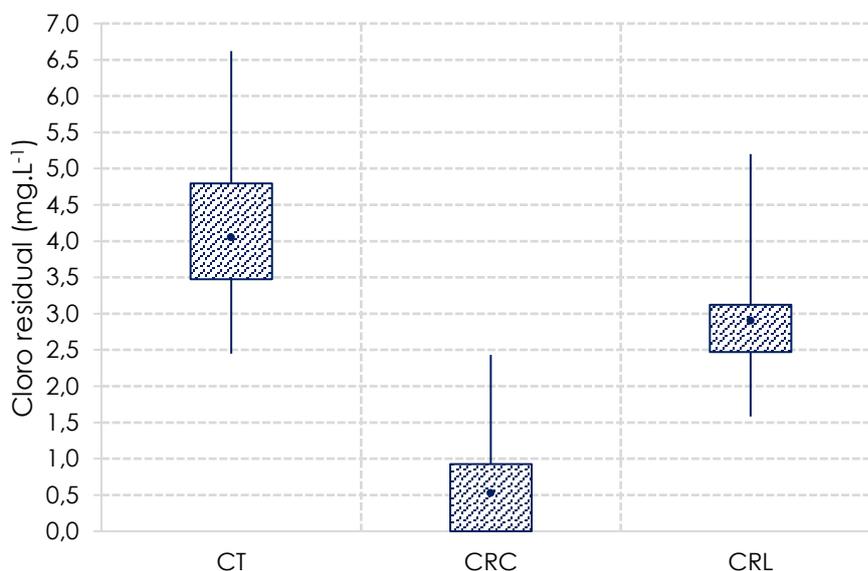
4.2.5 Cloro residual

A Figura 19 apresenta os dados referentes a cloro residual livre (CRL), cloro residual combinado (CRC) e cloro total (CT) na água tratada. Observa-se que o CRL esteve dentro do limite preconizado (mínimo de 0,2 mg.L⁻¹) variando entre 1,6 e 5,2 mg.L⁻¹ (média igual a 2,9 mg.L⁻¹). Importante o atendimento desse parâmetro, pois ele serve de controle no sistema ao longo da rede. A inexistência de cloro na rede de abastecimento, ou baixo valores <0,2mg/L pode deixar a rede vulnerável a contaminação por patógenos, uma vez que, caso não haja o residual e havendo contaminação da rede os patógenos podem se multiplicar e ser consumidos pelos usuários.

Em relação ao CRC (mínimo de 2 mg.L⁻¹) os valores variaram de 0 a 2,4 mg.L⁻¹ (média igual a 0,5 mg.L⁻¹). Quando o cloro livre se combina com contaminantes, ele se torna cloro

combinado, também conhecido como cloramínia. Uma vez que o cloro é combinado, ele tem uma capacidade reduzida de desinfetar.

Figura 19 – Valores de cloro total (CT), cloro residual combinado (CRC) e cloro residual livre (CRL) na água tratada da ETA Cariri no período monitorado



O limite máximo na saída da ETA é de 5 mg.L⁻¹ de CRL, esse limite só foi ultrapassado uma única vez (5,2 mg.L⁻¹). Vale salientar que a ETA Cariri apresenta percentuais menores em relação a ETA Gravatá, devido a menor extensão de rede.

4.2.6 EBA

A Figura 20 apresenta os resultados do monitoramento de EBA ao longo das etapas de tratamento de água. Observa-se que não há uma grande variabilidade de EBA entre as etapas, no entanto, para a água decantada, assim como na ETA Gravatá, apresentou um comportamento contrário as demais, resultando no aumento da concentração dos esporos.

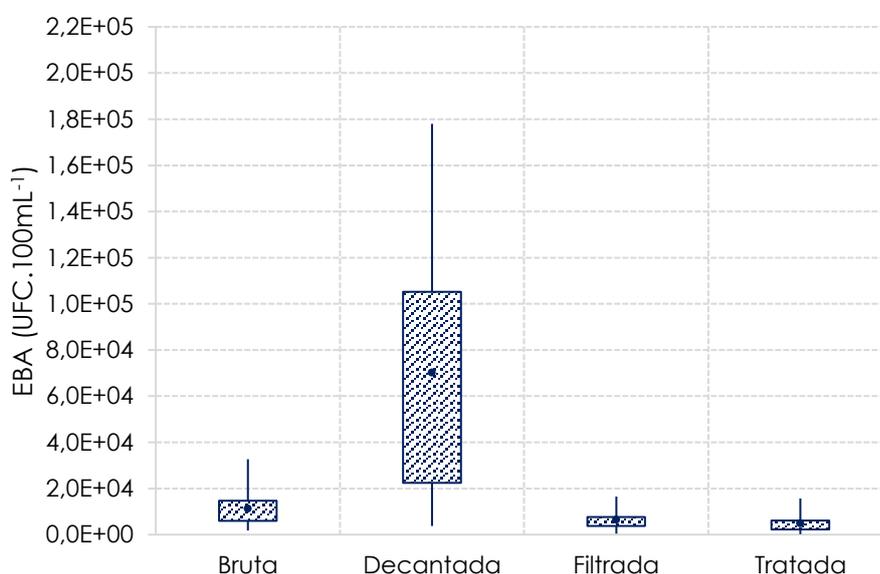
A água bruta variou de $1,7 \times 10^3$ a $3,2 \times 10^4$ UFC.100mL⁻¹ (média de $1,1 \times 10^4$ UFC.100mL⁻¹). No decorrer do tratamento, a etapa de decantação apresentou concentrações superiores a água bruta, variando de $3,8 \times 10^3$ a $1,7 \times 10^5$ UFC.100mL⁻¹ (média de $7,0 \times 10^4$ UFC.100mL⁻¹). O aumento dos esporos pode estar relacionado a mesma problemática da ETA Gravatá com a ineficiência do processo de coagulação, devido a água bruta entrar com uma turbidez baixa, dificultando o processo de desestabilização das partículas e consequentemente não obtendo

velocidade de sedimentação suficiente. Em termos médios percentuais a etapa de decantação possui uma remoção negativa de -653,00%.

Na etapa de filtração, a concentração de EBA variou de $4,3 \times 10^2$ UFC.100 mL⁻¹ a $1,6 \times 10^4$ UFC.100 mL⁻¹ (média de $6,3 \times 10^3$ UFC.100mL⁻¹). Em termos médios percentuais, a filtração foi a unidade mais eficiente, apresentando 84,93% de remoção dos esporos.

Por fim, a água ao final do processo de tratamento, variou de $2,1 \times 10^2$ UFC.100mL⁻¹ a $1,5 \times 10^4$ UFC.100mL⁻¹ (média de $4,8 \times 10^3$ UFC.100mL⁻¹). Em termos médios percentuais (-0,18%), a etapa de desinfecção não se mostrou eficiente na remoção de EBA.

Figura 20 – Resultados de EBA da água bruta, decantada, filtrada e tratada da ETA Cariri no período monitorado



Observa-se que a ETA Cariri obteve o mesmo comportamento ao longo do tratamento em comparação com a ETA Gravatá.

4.2.7 Coliformes totais

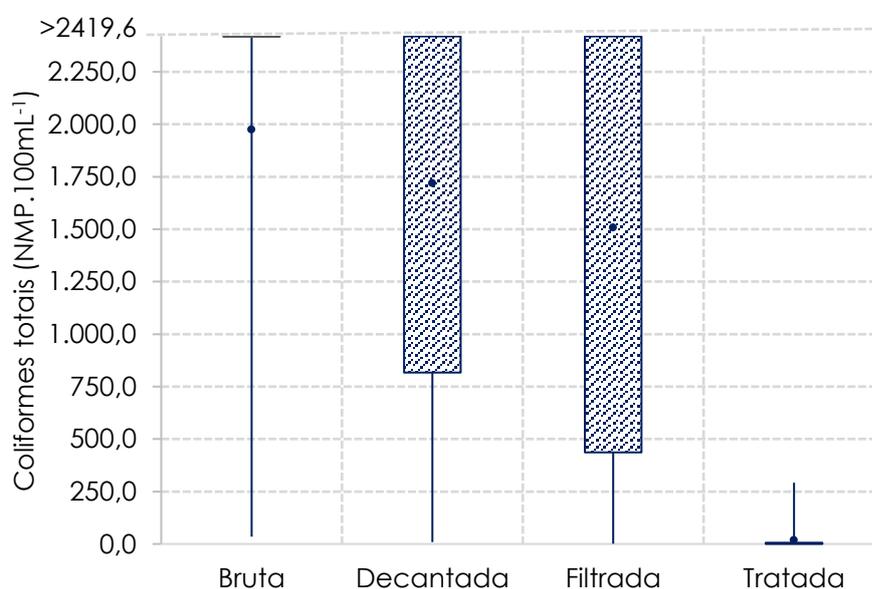
Em relação as bactérias do grupo Coliformes (Figura 21), os estudos revelaram elevada variabilidade ao longo do processo de tratamento de água. A água bruta variou 34,1 NMP.100mL⁻¹ a $>2.419,6$ NMP.100mL⁻¹ (média de 1.974,4 NMP.100mL⁻¹), já a etapa de decantação teve sua variabilidade entre 8,6 NMP.100 mL⁻¹ e $>2.419,6$ NMP.100mL⁻¹ (média de 1718,5 NMP.100mL⁻¹). A água filtrada apresentou uma remoção discreta em termos médios comparado a decantação (média de 1508,2 NMP.100mL⁻¹). A variação da concentração de

coliformes totais nos filtros foi de 2 a >2.419,6 NMP.100mL⁻¹. Por fim, a água tratada obteve mínima de 0 e máxima de 292,4 NMP.100 mL⁻¹ com média de 17,5 NMP.100 mL⁻¹.

Ao contrário da ETA Gravatá que obteve eficiência de remoção gradativa ao decorrer das etapas, nota-se que a ETA Cariri possui grande dificuldade na remoção desses microrganismos, principalmente nas etapas de decantação e filtração, na qual praticamente se mantiveram constantes.

Pelo fato da Portaria GM/MS Nº 888/2021 exigir ausência de coliformes totais na água tratada, a ETA Cariri também não atende ao padrão de potabilidade estabelecido.

Figura 21 – Resultados de coliformes totais da água bruta, decantada, filtrada e tratada da ETA Cariri no período monitorado



4.2.8 *E. coli*

Não foi encontrado *E. coli* ao longo do monitoramento, tanto na água bruta como nas etapas de tratamento de água na ETA. Esse resultado já era esperado, baseado nos estudos apresentados sobre o reservatório Epitácio Pessoa (ver tópico 4.2.1), por se tratar de um reservatório eutrofizado, aumentando a hipótese de que a vegetação aquática pode interferir no crescimento da *E. coli*.

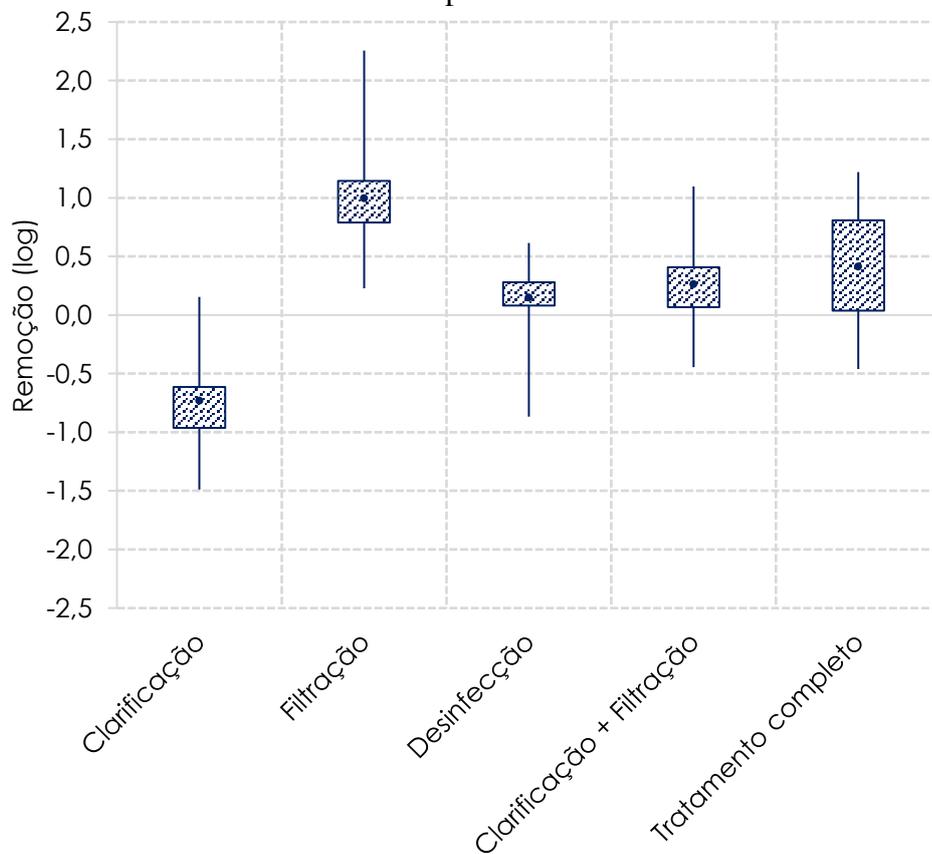
4.2.9 Eficiência de remoção de EBA

A Figura 22 apresenta a variabilidade dos dados de remoção de EBA em termos de log ao longo do tratamento de água. Quando comparada as etapas de tratamento, a filtração é o

processo que mais apresenta eficiência em relação a remoção dos esporos, variando de 0,23 a 2,26 log (média de 1,0 log). Por outro lado, a clarificação que inclui os processos de coagulação e decantação, obteve variação de -1,49 a 0,16 log (média de -0,73 log) demonstrando ineficiência na remoção desses microrganismos, tal resultado negativo, também foi encontrado na ETA Gravatá e pode estar associado a ineficácia do processo de coagulação da ETA.

A variação dos valores obtidos na desinfecção foi de -0,87 a 0,61 log (média de 0,15 log), apresentando resultados de baixa eficiência na inativação de esporos nesta etapa.

Figura 22 – Variabilidade dos dados de remoção (log) de EBA ao longo do tratamento da ETA Cariri no período monitorado



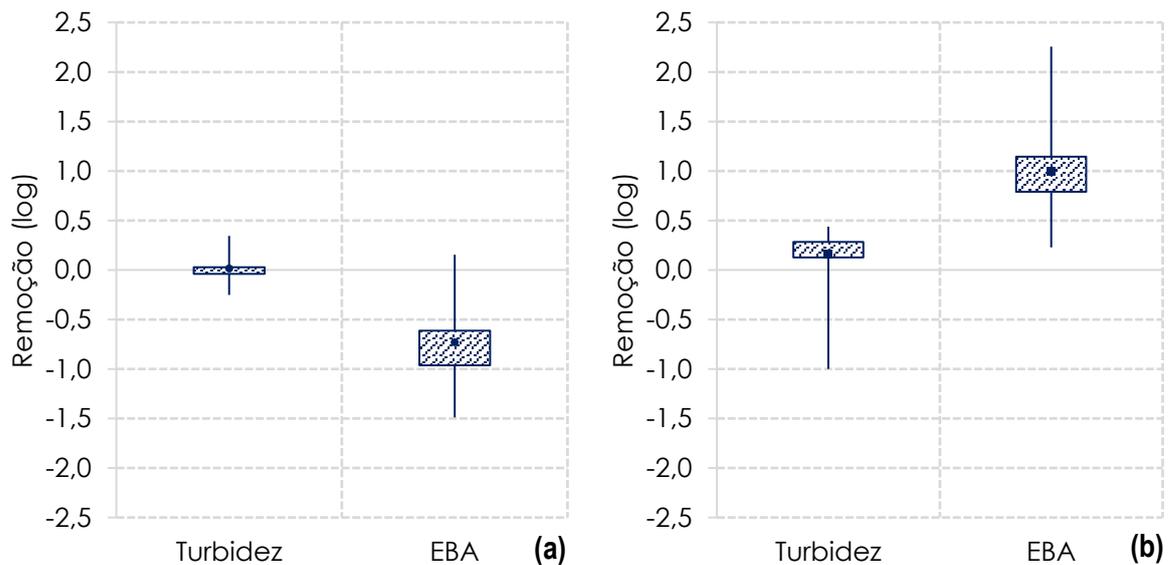
Quando combinados os processos de clarificação e filtração, bem como o tratamento completo, observa-se que em termos médios (0,27 e 0,42 log respectivamente) os resultados praticamente não se diferenciam, demonstrando uma baixa remoção de EBA ao longo do tratamento na ETA Cariri, bem como apresenta o mesmo comportamento e resultados da ETA Gravatá.

4.2.10 Comparação entre a remoção de turbidez e EBA

A remoção (log) de turbidez e EBA comparativamente nas unidades de decantação e filtração estão apresentadas na Figura 23. Os resultados de turbidez em ambas as etapas, apresentaram o mesmo comportamento com uma discreta remoção. As baixas remoções estão associadas a turbidez de entrada, na qual iniciam o processo de tratamento já com valores bastante baixos.

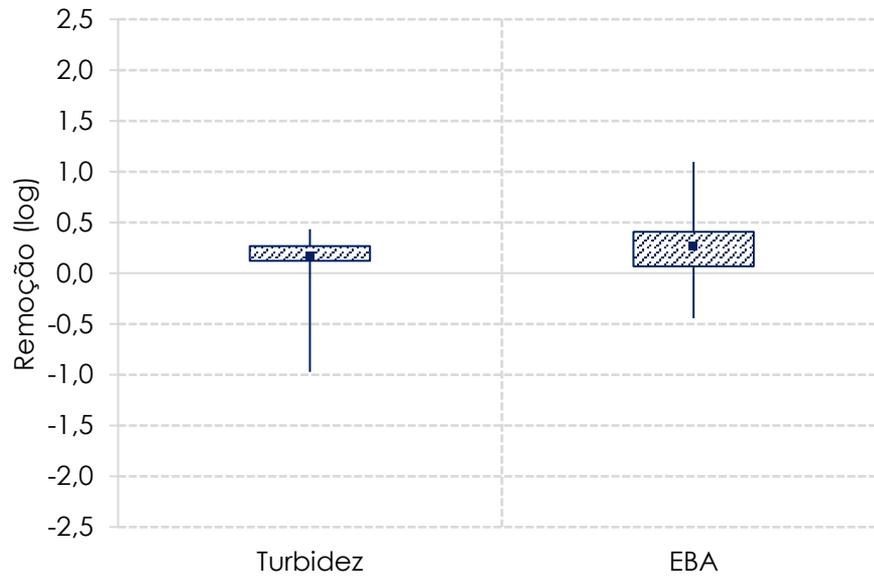
Já em relação a EBA, assim como na ETA Gravatá, a decantação não se apresentou eficiente, demonstrando mais uma vez que é na etapa de filtração que os esporos conseguem ser removidos com mais eficiência. Nota-se que na filtração, em termos de valores médios, obteve-se remoção de 1,0 log, porém, em dados momentos, essa remoção chegou ultrapassar 2 log de remoção. Entretanto, não foi alcançado a remoção de 2,5 log de EBA na etapa de filtração, como estabelece a Portaria GM/MS N° 888/2021 para garantir a segurança microbiológica referente aos protozoários.

Figura 23 – Comparação da eficiência de remoção de turbidez e EBA nas etapas de decantação (a) e filtração (b) da ETA Cariri no período monitorado



Já na comparação da eficiência de remoção de turbidez e EBA nas etapas de clarificação + filtração (Figura 24), observa-se que as eficiências ao invés de aumentarem, se anulam devido a ineficiência da ETA na etapa de clarificação, sobrecarregando a remoção somente na etapa de filtração. Percebe-se que ambos em termos médios apresentaram mesma eficiência, porém com uma maior variabilidade de EBA.

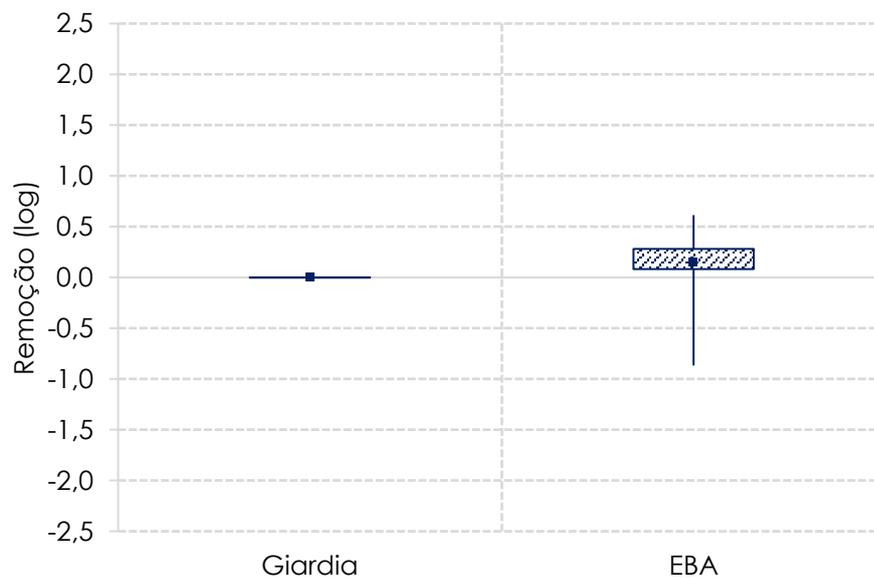
Figura 24 24 – Comparação da eficiência de remoção de turbidez e EBA nas etapas de clarificação + filtração da ETA Cariri



4.2.11 Comparação entre a remoção de *Giardia* e EBA

A Figura 25 apresenta os resultados de remoção de EBA e a estimativa de inativação de cistos de *Giardia* na ETA, a partir do modelo da USEPA (1991) e dos dados de Ct na etapa de desinfecção. A remoção de EBA em termos médios foi de 0,15 log, resultado bastante distinto da estimativa de inativação média de *Giardia*, que foi de 0,00 log.

Figura 2525 – Comparação da eficiência de inativação de *Giardia* e EBA na etapa de desinfecção da ETA Cariri no período monitorado



As remoções máximas de EBA e *Giardia*, foram de 0,61 e 0,00 log respectivamente, demonstrando maior eficiência de remoção do indicador do que do patógeno, não atendendo também o requisito mínimo para EBA ser um bom indicador. Vale salientar que esse resultado reflete a particularidade deste estudo, tendo em vista que Barbeau et al. (1999) e Oliveira, Bastos e Silva (2017), obtiveram resultados contrários, com EBA se apresentando mais resistente que o patógeno.

Este resultado está relacionado aos valores de Ct muito baixo (média de 0,05 mg.min.L⁻¹), que é dependente do tempo de contato (média de 0,002 min), na qual também foi baixo, conseqüentemente o tempo não foi suficiente para executar o processo de inativação desses microrganismos de forma eficiente.

De acordo com a Portaria GM/MS Nº 888/202, em seu Anexo 3, o qual apresenta a tabela de tempo contato mínimo (em minutos) a ser observado para a desinfecção em sistemas e soluções alternativas coletivas de abastecimento de água em captação em mananciais superficiais, de acordo com a concentração de CRL, temperatura e pH da água, a partir dos dados médios de pH (7,5), temperatura (25 °C) e CRL (2,9 mg.L⁻¹) da ETA Cariri, o tempo de contato mínimo deveria ser no mínimo 6 minutos e o valor encontrado (0,002 min) encontra-se bem abaixo do ideal.

5 DISCUSSÃO

De forma geral, ambas as ETA não alcançaram o preconizado pela Portaria GM/MS 888/21 em relação ao log de remoção de 2,5 de EBA na água filtrada. Este resultado é devido as problemáticas estruturais (unidades subdimensionadas), bem como, a influência do mecanismo de coagulação por varredura que não é eficiente para baixos valores de turbidez.

Em relação a turbidez, nota-se que em alguns momentos a água tratada apresenta valores acima do padrão de potabilidade, principalmente quando a água decantada sai para a etapa de filtração com valores acima de 0,5 uT, o que indica a ineficiência atual dos filtros, uma vez que o padrão é atingido quando a água decantada já se apresenta dentro da faixa esperada para o final do tratamento.

O fato de não atenderem o estabelecido em relação ao parâmetro turbidez, traz um alerta diante a problemática da segurança microbiológica da água para abastecimento, tendo em vista que se aumenta a probabilidade da presença de microrganismos patogênicos resistentes ao tratamento, a exemplo dos protozoários. Isso por que, LeChevallier, Norton e Lee (1991) analisaram dados de 66 ETAs nos EUA, detectando cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* em, respectivamente, 17 e 27% das amostras de água tratada, com valores de turbidez tão baixos quanto 0,19 uT.

Xagarokai et al. (2004), em instalação piloto de tratamento convencional, mostraram que a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* foi melhor em águas filtradas com turbidez inferior a 0,2 uT e pior quando a turbidez do efluente filtrado era maior que 0,7 uT.

Aboytes et al. (2004) sugerem ainda que em valores de turbidez inferiores a 0,3 uT, a eficiência de remoção de oocistos parece estar associada à eficiência de remoção da turbidez, mais do que a limites absolutos de turbidez.

Diante do exposto e em relação aos estudos que vem sendo realizados a partir da relação de turbidez e protozoários, fica evidente que ainda há risco da presença de patógenos quando as águas apresentam 0,5 uT, portanto, quando este valor preconizado não é atendido, se aumenta mais ainda a insegurança de uma água para consumo humano em relação aos parâmetros microbiológicos.

Levando em consideração que é utilizado cloro para desinfecção da água durante o tratamento, a Portaria GM/MS n° 888/21 estabelece que o tempo de contato seja em função do pH e temperatura. O pH na maioria do período analisado esteve dentro da faixa de 6 a 8, com alguns picos ultrapassando esse limite. Neste caso, sugere-se que nos períodos que ocorrem um aumento significativo da dosagem de sulfato, faz-se necessário o uso de alcalinizantes. Esse

evento deve ser observado para evitar futuros problemas durante a desinfecção, em especial os desinfetantes a base de cloro, uma vez que a faixa ideal de pH é entre 6,0 e 8,0 para uma melhor inativação dos microrganismos devido uma maior formação do ácido hipocloroso no intervalo de pH citado anteriormente.

As médias de tempos de detenção hidráulica da ETA Gravatá (0,46 min) e ETA Cariri (0,002 min), muito abaixo do recomendado, foram determinantes para ineficiência da inativação dos microrganismos. Como observado nas duas ETAs, a etapa de desinfecção não foi eficiente na remoção de EBA, este fato já era esperado diante da resistência deste microrganismo em relação aos processos de desinfecção. Por isso, é importante que essa eficiência de remoção dos patógenos e indicadores aconteça de forma mais eficaz nas etapas de clarificação e filtração. Em ambas as ETAs, a remoção de EBA aconteceu preponderantemente pela filtração o que é consistente com o mecanismo determinante de remoção de cistos de *Giardia* e de oocistos de *Cryptosporidium*, entretanto, ainda não foi suficiente para atender o log de remoção estabelecido pela Portaria GM/MS N° 888/2021.

Neste estudo, a remoção do patógeno foi inferior à do indicador (EBA). Nesse sentido, apesar de Oliveira, Bastos e Silva (2017) ter obtido resultado inverso, também foi encontrado um estudo de Hashimoto, Hirata e Kunikane (2001), em experimentos em ETA com tratamento convencional em Kanagawa, no Japão, observaram remoções médias em torno de 3 log de turbidez (indicador), 2,5 log de (oo)ocistos de *Cryptosporidium* e *Giardia*, ou seja, remoção de patógenos inferior à do indicador (cerca de 0,5 log), além disso, não foi encontrada associação significativa entre a remoção de turbidez e a de oocistos de *Cryptosporidium* ($R^2=0,247$).

Apesar das baixas porcentagens de remoção de EBA, as duas ETAs apresentaram uma remoção gradativa em relação as bactérias do grupo coliforme, todavia, a Portaria GM/MS N° 888/2021 preconiza ausência em 100 mL de coliformes totais, o que não foi atendido em ambas. Já em relação às *E. coli*, chama a atenção sua ausência em todos os pontos analisados, inclusive água bruta, tendo em vista os estudos apresentados sobre a poluição da bacia do Rio Paraíba, bem como, a transposição das águas do Rio São Francisco, onde também foram evidenciadas diversas fontes de poluição. Este fato só vem a reforçar a hipótese que em reservatórios eutrofizados há uma possível inibição das bactérias do grupo *E. coli* diante da atividade da vegetação aquática.

Em relação ao estabelecimento de metas de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* em função da qualidade da água bruta através de diversas técnicas de filtração, como descrito a seguir (USEPA, 2006):

- Tratamento convencional (filtração rápida) e filtração lenta: 3,0 log de remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, desde que obedecido o padrão de turbidez de 0,3 uT para o tratamento convencional (95% dos dados mensais e máximo de 1 uT) e 1 uT para a filtração lenta (95% dos dados mensais e máximo de 5 uT).
- Filtração direta: 2,5 log de remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, desde que obedecido o padrão de turbidez de 0,3 uT (95% dos dados mensais e máximo de 1 uT).
- Tratamento convencional ou filtração direta: 0,5 log adicional de remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, desde que atendido critério de efluente filtrado com turbidez $\leq 0,15$ uT (95% dos dados mensais).

Levando em consideração o tratamento convencional (filtração rápida) como é configurado o tratamento da ETA Gravatá e ETA Cariri, observa-se que segundo a USEPA, é necessário alcançar 3,0 log de remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, desde que a turbidez atenda 0,3 uT em 95% dos dados mensais. Neste caso, observa-se que o padrão de turbidez é mais restritivo que o preconizado na Portaria GM/MS 888/21 (0,5 uT).

Diante disso e das características naturais das águas encontradas na atual pesquisa, recomenda-se estudos de remoção dos indicadores EBA e turbidez, bem como *Giardia*, com coagulantes orgânicos, tendo em vista que Silveira (2018), quando avaliou o desempenho de coagulantes orgânicos nas águas do reservatório Epitácio Pessoa com o coagulante Tanfloc SG, alcançou valores de turbidez abaixo do recomendado para a saída da ETA (0,5 uT).

Por fim, os resultados de ausência de *E. coli* em todos os pontos monitorados, principalmente na água bruta, nos faz questionar a hipótese levantada de que reservatórios eutrofizados e com indícios de fontes de poluição devido as atividades antrópicas na bacia hidrográfica, estão sendo monitorados de forma errônea referente a presença de microrganismos patogênicos a partir de uma concentração muito alta do indicador *E. coli*, que pode estar sendo inibido pela vegetação aquática.

Outro questionamento são os estudos existentes (item 2.5.1 e 2.6) em diversos reservatórios naturais, eutrofizados ou não, no semiárido ou em outras regiões, na qual não são encontradas concentrações de $1.000 E. coli.100mL^{-1}$, mesmo com indícios de poluição, e ainda assim, com baixas concentrações de *E. coli*, houve casos de presença de protozoários.

Com base nesse contexto, monitorar protozoários somente quando encontrada a média geométrica anual maior ou igual a $1.000 E. coli.100mL^{-1}$ no (s) ponto (s) de captação de água, não estaria aumentando o risco em relação a contaminação da água para consumo humano? Não estaríamos subestimando a presença de microrganismos patogênicos? A alta concentração

de *E. coli* estabelecida, não estaria fora da realidade da maioria dos reservatórios característicos do Semiárido?

6 CONCLUSÕES

A partir dos resultados obtidos neste estudo, pode-se concluir que:

- A baixa turbidez na entrada da ETA interferiu na eficiência do processo de coagulação;
- Os EBA foram encontrados em grandes concentrações na água bruta, entretanto, seu decaimento ao longo do tratamento não obteve eficiência esperada;
- O processo de clarificação, em ambas as estações de tratamento, foi ineficiente na remoção de EBA;
- A filtração é a unidade que apresentou maior eficiência na remoção de EBA;
- É necessário estudos para verificar a remoção de EBA associado ao tempo de carreira dos filtros, tendo em vista que este tempo pode influenciar na eficiência de remoção;
- Caso haja uma contaminação no reservatório superficial que abastece as ETAs com protozoários, dificilmente as condições atuais de ambas conseguiriam removê-los, diante dos resultados insatisfatórios de remoção de EBA;
- Os tempos de contato estão muito abaixo do recomendado, influenciando negativamente no processo de inativação dos microrganismos patógenos;
- Recomenda-se estudos com coagulantes orgânicos na busca de uma maior eficiência da remoção de turbidez e EBA;
- Os problemas estruturais das ETAs influenciaram nos resultados de remoção abaixo do esperado;
- A ausência de *E. coli* não garante a ausência de outros microrganismos patógenos, principalmente quando o reservatório encontra-se eutrofizado;
- A concentração estabelecida pela Portaria GM/MS 888/21 de 1.000 *E. coli*.100mL⁻¹ no (s) ponto (s) de captação para monitoramento de protozoários é muito elevada;
- A concentração de 1.000 *E. coli*.100mL⁻¹ em águas brutas não condiz com a realidade dos mananciais naturais do semiárido, tendo em vista que a maioria se encontra eutrofizado e com históricos de contaminação de suas bacias hidrográficas e ainda assim, não atingem a concentração mínima para serem monitorados em relação aos protozoários;
- Monitorar protozoários somente quando encontrado a média geométrica anual maior ou igual a 1.000 *E. coli*.100mL⁻¹ no (s) ponto (s) de captação de água, além de ser

uma realidade distante de ser encontrada, talvez esteja subestimando a presença de patógenos, aumentando o risco em relação a potabilidade para consumo humano;

- Estações de tratamento de água subdimensionadas não conseguem atender aos padrões microbiológicos;
- EBA apresenta potencial para ser considerado um indicador eficiente na inativação de patógenos, porém, sugere-se estudos mais aprofundados;
- A turbidez é o indicador que mais se relaciona com a presença de patógenos no momento;
- É válido e reconhecido todos os estudos pertinentes para as atualizações da portaria de potabilidade durante todos esses anos, porém, ainda é preciso explorar mais as diversas características encontradas nos mananciais de todas as regiões do País;
- A remoção de 2,5 log de EBA após filtração, em relação a água bruta, pode não ser suficiente para garantir a segurança microbiológica da água, dependendo das condições estruturais e operacionais da ETA.

7 RECOMENDAÇÕES

Este item apresenta recomendações para estudos futuros.

- Avaliar se as filtrações diretas não apresentam resultados mais satisfatórios em águas brutas com valores de turbidez baixo;
- Realizar estudos com coagulantes orgânicos, a fim de avaliar a eficiência do log de remoção de EBA, turbidez e estimativa de *Giardia*;
- Realizar a quantificação de oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia*, para poder avaliar melhor a remoção de ambos com os indicadores EBA e turbidez;
- Estudar o comportamento de novos indicadores, bem como aprofundar pesquisas relacionadas a EBA em diferentes águas superficiais, a fim de subsidiar e, por sua vez, consolidá-los como indicador indireto da remoção de protozoários.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGULLÓ-BARCELÓ, M.; OLIVA, F.; LUCENA, F. Alternative indicators for monitoring *Cryptosporidium* oocysts in reclaimed water. **Environ Sci Pollut Res**, v. 20, p. 4448–4454, 2013.

ALVES, L. D. S. **Avaliação de risco da qualidade da água de abastecimento distribuída num setor confinado de uma rede de distribuição antiga de cimento amianto**. [s.l.] Universidade Estadual da Paraíba, 2014.

APHA; AWWA; WPCF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22. ed. Washington, D.C.: American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, 2012.

ASSAVASILAVASUKUL, P. et al. Effect of pathogen concentrations on removal of *Cryptosporidium* and *Giardia* by conventional drinking water treatment. **Water Research**, v. 42, p. 2678–2690, 2008.

BASTOS, R. K. X. BEVILACQUA, P. D. MIERZWA, J. C. Análise de risco aplicada ao abastecimento de água para consumo humano. In: ABES (Ed.). . **Remoção de microorganismos emergentes e microcontaminantes orgânicos no tratamento de água para consumo humano**. Rio de Janeiro: Pádua, V. L. (Org.), 2009. p. 327–360.

BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA, P.D., NASCIMENTO, L. E. **Coliformes como indicadores da qualidade da água: Alcance e limitações**. CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. **Anais...**Rio de Janeiro: ABES, 2000

BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA, P. D.; KELLER, R. Organismos patogênicos e efeitos sobre a saúde humana. In: GONÇALVES, R. F. (COORD. . (Ed.). . **Desinfecção de efluentes sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. p. 27–88.

BASTOS, R. K. X.; BRANDÃO, C. C. S.; CERQUEIRA, D. A. Tratamento de água e remoção de protozoários. In: PÁDUA, V. L. (Ed.). . **Remoção de microrganismos emergentes e microcontaminantes orgânicos no tratamento de água para consumo humano**. Rio de Janeiro: ABES, 2009. p. 109–150.

BETANCOURT, W. Q.; ROSE, J. B. Drinking water treatment processes for removal of *Cryptosporidium* and *Giardia*. **Veterinary Parasitology**, v. 126, p. 219–234, 2004.

BEVILACQUA, P. D.; AZEVEDO, S. M. F. O.; CERQUEIRA, D. A. Microrganismos Emergentes: Protozoários e Cianobactérias. In: PÁDUA, V. L. (Ed.). . **Remoção de microorganismos emergentes e microcontaminantes orgânicos no tratamento de água para consumo humano**. Rio de Janeiro: ABES, 2009. p. 76.

BROWN, R. A.; CORNWELL, D. A. Using spore removal to monitor plant performance for *Cryptosporidium* removal. **Journal of the American Water Works Association**, v. 99, n. 3,

p. 95 - 109, 2007.

CAPLENAS, N. R.; KANAREK, M. S. Thermotolerant Non-fecal Source *Klebsiella pneumoniae*: Validity of the Fecal Coliform Test in Recreational Waters. **Am. J. Public.**, v. 74, n. 11, p. 1273–1275, 1984.

CEBALLOS, B. S. O.; DANIEL, L. A.; BASTOS, R. K. X. Tratamento de água para consumo humano: Panorama mundial e ações do Prosab. In: PÁDUA, V. L. (Ed.). **Remoção de microorganismos emergentes e microcontaminantes orgânicos no tratamento de água para consumo humano**. Rio de Janeiro: ABES, 2009. p. 26.

COWAN, A. E. et al. A cytoplasmic protein is immobile in the cytoplasm of dormant spores of *Bacillus subtilis*: implications for spore dormancy. **Proc Natl Acad Sci USA**, v. 100, p. 4209–4214, 2003.

DI BERNARDO, L.; SABOGAL PAZ, L. P. **Seleção de tecnologias de tratamento de água**. São Carlos, SP: Editora LDIBE LTDA, 2008.

DORNELAS, H. L. ISSN 2179-5037 Sociedade de risco e o princípio da precaução: conceito, finalidade e a questão de sua imperatividade. **Revista UNIABEU**, v. 4, n. 6, p. 109–143, 2011.
DRIKS, A. Maximum shields: the assembly and function of the bacterial spore coat. **TRENDS in Microbiology**, v. 10, n. 6, p. 251–254, 2002.

DUGAN, B. Y. N. R. et al. Controlling *Cryptosporidium* oocysts using conventional treatment. **Journal of the American Water Works Association**, v. 93, n. 12, p. 64–76, 2001.

EDBERG, S. C.; ALLEN, M. J.; SMITH, D. B. ational Field Evaluation of a Defined Substrate Method for the Simultaneous Enumeration of Total Coliform and *Escherichia coli* from Drinking Water: Comparison With The Standard Multiple Tube Fermentation Method. **Appl. Environ. Microbiol.**, v. 54, n. 6, p. 1595–1601, 1988.

EMELKO, B. Y. M. B.; HUCK, P. M.; DOUGLAS, I. A. N. P. *Cryptosporidium* and microsphere removal during late in-cycle filtration. **Journal of the American Water Works Association**, v. 95, n. 5, p. 173–182, 2003.

FONG, T.; GRIFFIN, D. W.; LIPP, E. K. Molecular Assays for Targeting Human and Bovine Enteric Viruses in Coastal Waters and Their Application for Library-Independent Source Tracking. **APPL. ENVIRON. MICROBIOL.**, v. 71, n. 4, p. 2070–2078, 2005.

FRANCO, R. M. B. Protozoários de veiculação hídrica: relevância em saúde pública. **Rev Panam Infectol**, v. 9, n. 1, p. 36–43, 2007.

GALPERIN, M. Y. Genome diversity of spore-forming Firmicutes. **Microbiology Spectrum**, v. 1, n. 2, p. 1–15, 2013.

GANESH, A.; LIN, J. Waterborne human pathogenic viruses of public health concern. **International Journal of Environmental Health Research**, v. 23, n. 6, p. 544–564, 2013.

GARVEY, M. et al. Efficacy of Using Harmless *Bacillus* Endospores to Estimate the Inactivation of *Cryptosporidium parvum* Oocysts in Water. **Journal of Parasitology**, v. 99, n. 3, p. 448–452, 2013.

HEADD, B.; BRADFORD, S. A. Use of aerobic spores as a surrogate for cryptosporidium oocysts in drinking water supplies. **Water Research**, v. 90, p. 185–202, 2016.

KARANIS, P.; KOURENTI, C.; SMITH, H. Waterborne transmission of protozoan parasites : A worldwide review of outbreaks and lessons learnt. **Journal of Water and Health** I, v. 5, n. 1, p. 1–38, 2007.

KORNACKI, J. L.; GURTLER, J. B.; STAWICK, B. . Enterobacteriaceae, coliforms, and *Escherichia coli* as quality and safety indicators. In: SALFINGER, Y.; TORTORELLO, M. L. (Eds.). . **Compendium of Methods for the Microbiological Examination of Foods**. 5^o ed. Washington, D.C.: American Public Health Association, 2015. p. 103–120.

LA DUC, M. T. .; SATOMI, M.; VENKATESWARAN, K. *Bacillus odysseyi* sp . nov ., a round-spore-forming bacillus isolated from the Mars Odyssey spacecraft Printed in Great Britain. **International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology**, v. 54, p. 195–201, 2004.

LEAL, E. DOS S. **Modelagem da degradação de cloro residual livre em sistemas de adução de água de abastecimento de porte médio**. Campina Grande: Universidade Federal de Campina Grande, 2012.

LECHEVALLIER, M. W.; AU, K.-K. **Water Treatment and Pathogen Control: Process Efficiency in Achieving Safe Drinking Water**. Geneva: WHO, IWA, 2004.

LECHEVALLIER, M. W.; NORTON, W. D. Examining relationships between particle counts and *Giardia*, *Cryptosporidium*, and turbidity. **Journal of the American Water Works Association**, v. 84, n. 12, p. 54–60, 1992.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de Qualidade e Tratamento de Água**. 4^a ed. Campinas: Átomo, 2016.

LOGAN, N. A.; DE VOS, P. **Genus I. Bacillus Cohn 1872, Bergey's Manual of Systematic Bacteriology**. [s.l.: s.n.]. v. 3

LOPES, G. J. R. **Avaliação da turbidez e do tamanho de partículas como parâmetros indicadores da remoção de protozoários no tratamento da água em ciclo completo (clarificação)**. [s.l.] Universidade Federal de Viçosa, 2008.

MAZOUA, S.; CHAUVEHEID, E. Aerobic spore-forming bacteria for assessing quality of drinking water produced from surface water. **Water Research**, v. 39, p. 5186–5198, 2005.

MENESES, R. A. **Diagnóstico operacional de sistemas de abastecimento de água: o caso**

de Campina Grande. Campina Grande: Universidade Federal de Campina Grande, 2011.

MORENO, J.; DUARTE, R. G. Gestão da qualidade da água em uma Empresa de Saneamento Básico. In: **Gestão do Saneamento Básico - Abastecimento de Água e Esgotamento Sanitário.** 1. ed. Barueri: Manole, 2012. p. 392–435.

MUHAMMAD, N.; SINHA, R.; KRISHNAN, E. R. eramic filter for small system drinking water treatment: Evaluation of membrane pore Size and importance of integrity monitoring. **Journal of Environmental Engineering-Asce**, v. 135, n. 11, p. 1181–1191, 2008.

NASCIMENTO, R. S. DO. **Modelo conceitual para a gestão da qualidade da água em sistemas de abastecimento de médio porte.** Campina Grande: Universidade Federal de Campina Grande, 2016.

NIALL, A. L.; HALKET, G. Developments in the taxonomy of aerobic, endospore forming Bacteria. In: **Endospore forming soil bactéria.** [s.l.] Springer, 2011. p. 1–7.

NICHOLSON, W. L. et al. Resistance of Bacillus Endospores to Extreme Terrestrial and Extraterrestrial Environments. **MICROBIOLOGY AND MOLECULAR BIOLOGY REVIEWS**, v. 64, n. 3, p. 548–572, 2000a.

NICHOLSON, W. L. et al. Resistance of Bacillus endospores to extreme terrestrial and extraterrestrial environments. **Microbiol Mol Biol Rev**, v. 64, p. 548–572, 2000b.

NICHOLSON, W. L.; SCHUERGER, A. C.; SETLOW, P. The solar UV environment and bacterial spore UV resistance: considerations for Earth-to-Mars transport by natural processes and human spaceflight. **Mutat Res**, v. 571, p. 249–264, 2005.

NIEMINSKI, E. C.; BELLAMY, W. D.; MOSS, L. R. using surrogates to improve plant performance. **Journal of the American Water Works Association**, v. 92, n. 20, p. 67–78, 2000.

NIEMINSKI, E. C.; ONGERTH, J. . Removing Giardia and Cryptosporidium by conventional treatment and direct filtration. **Journal of the American Water Works Association**, v. 87, n. 9, p. 96–112, 1995.

OLIVEIRA, K. C.; BASTOS, R. K. X.; SILVA, C. V. DA. Esporos de bactérias aeróbias são bons indicadores da eficiência do tratamento de água? Um estudo exploratório. **Eng Sanit Ambient**, v. 23, n. 6, p. 1103–1109, 2018.

OLIVEIRA, K. D. C. **AVALIAÇÃO DE ESPOROS DE BACTÉRIAS AERÓBIAS COMO VARIÁVEL TRATAMENTO DE ÁGUA EM CICLO COMPLETO.** [s.l.] Universidade Federal de Viçosa, 2015.

ONGERTH, J. E.; PECORARO, J. P. Electrophoretic mobility of Cryptosporidium OOCYSTS AND Giardia CYSTS. **JOURNAL OF ENVIRONMENTAL ENGINEERING**, v. 122, n. 3, p. 228–231, 1996.

PAIDHUNGAT, M.; SETLOW, P. **Spore germination and outgrowth. In Bacillus subtilis and its Relatives: From Genes to Cells.** Washington, DC: American Society for Microbiology, 2002.

PÁDUA, V. L. de. **ÁGUA:** Remoção de microrganismos emergentes e microcontaminantes orgânicos no tratamento de água para consumo humano. PROSAB 5, volume 1. Rio de Janeiro: ABES, 2009. 392p.

PELÁEZ, D. et al. Presencia de virus entéricos en muestras de agua para el consumo humano en Colombia : desafíos de los sistemas de abastecimiento. **Biomédica**, v. 36, n. 2, p. 169–178, 2016.

PIGGOT, P. J.; COOTE, J. G. Genetic aspects of bacterial endospore formation. **Bacteriol. Rev.**, v. 40, p. 908–962, 1976.

PUSCH, D. et al. Detection of enteric viruses and bacterial indicators in German environmental waters. **Arch Virol**, v. 150, p. 929–947, 2005.

RAZZOLINI, M. T. P.; NARDOCCI, A. C. Avaliação de Risco Microbiológico : etapas e sua aplicação na análise da qualidade da água. **Revista de Gestão Integrada em Saúde do Trabalho e Meio Ambiente**, v. 1, n. 2, p. 1–12, 2006.

RÊGO, J. C. et al. Atribuições e responsabilidades na gestão dos recursos hídricos – O caso do Açude Epitácio Pessoa/Boqueirão no Cariri Paraibano. **XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, p. 1–8, nov. 2013.

RICE, E. W. et al. Evaluating plant performance with endospores. **Journal of the American Water Works Association**, v. 88, n. 9, p. 122–130, 1996.

RIESENMAN, P. J.; NICHOLSON, W. L. Role of the spore coat layers in Bacillus subtilis spore resistance to hydrogen peroxide, artificial UV-C, UV-B, and solar UV radiation. **Appl. Environ. Microbiol.**, v. 66, p. 620–626, 2000.

ROBERTSON, L. J.; GJERDE, B. K. Effects of the Norwegian Winter Environment on Giardia Cysts and Cryptosporidium Oocysts. **Microbial Ecology**, v. 47, p. 359–365, 2004.

RODRIGUES, M. F. O. **Análise de risco e projetos de construção.** [s.l.] Faculdade de Engenharia Civil da Universidade do Porto, 2009.

SANTOS, J. A. DOS. **Caracterização socioeconômica e hídrica dos municípios da bacia do alto curso do rio paraíba – PB.** [s.l.] Universidade Estadual da Paraíba, 2014.

SETLOW, P. Spore germination. **Curr Opin Microbiol**, v. 6, p. 550–556, 2003.

SETLOW, P. Spores of Bacillus subtilis: Their resistance to and killing by radiation, heat and

chemicals. **J Appl Microbiol**, v. 101, n. 3, p. 514–525, 2006.

SILVA, N. et al. **Manual de métodos de análise microbiológica de alimentos e água**. 5ª EDIÇÃO ed. São Paulo: Blucher, 2017.

SINCLAIR, R. G. et al. Criteria for selection of surrogates used to study the fate and control of pathogens in the environment. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 78, n. 6, p. 1969–1977, 2011.

SINCLAIR, R. G. et al. Criteria for Selection of Surrogates Used To Study the Fate and Control of Pathogens in the Environment. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 78, n. 6, p. 1969–1977, 2012.

ŠLAPETA, J. Cryptosporidiosis and *Cryptosporidium* species in animals and humans: A thirty colour rainbow? **International Journal for Parasitology**, v. 43, p. 957–970, 2013.

SNOOKE, N.; PRICE, C. Automated FMEA based diagnostic symptom generation. **Advanced Engineering Informatics**, v. 26, n. 4, p. 870–888, 2012.

SOARES, S. R. **Gestão e planejamento ambiental**. Florianópolis: UFSC, 2006.

TOLEDO, J. C.; AMARAL, D. C. **FMEA – Análise do Tipo e Efeito de Falha**. São Carlos: UFSCar, 2006.

TRATA BRASIL. **Saneamento, nova realidade: o Brasil está muito longe do ideal**. Disponível em: <http://www.tratabrasil.org.br/novo_site/?id=5760>. Acesso em: 26 nov. 2019.

USEPA. **Guidance manual for compliance with the filtration and disinfection requirements for public water systems using surface water sources**. Washington, DC: USEPA, 1991.

VIANA, D. B. **Contribuições para a construção de modelos de estimativa de riscos à saúde associados à transmissão de *Giardia* e *Cryptosporidium* via abastecimento de água para consumo humano**. [s.l.] Universidade Federal de Viçosa, 2011.

VIEIRA, J. M. P. A strategic approach for Water Safety Plans implementation in Portugal. **Journal of Water and Health**, v. 9, n. 1, p. 107–116, 2011.

WANG, R. et al. Experimental Parasitology Genetic characterizations of *Cryptosporidium* spp . and *Giardia duodenalis* in humans in Henan, China. **Experimental Parasitology**, v. 127, n. 1, p. 42–45, 2011.

WHO. **Guidelines for drinking-water quality: recommendations [electronic resource]: incorporating first addendum**. 3. ed. [s.l.] World Health Organization, 2006.

WHO. **Guidelines for Drinking-water Quality**. 4ª Edição ed. Geneva: World Health

Organization, 2011.

XAGORARAKI, I.; HARRINGTON, G. W. Zeta Potential, Dissolved Organic Carbon, and Removal of Cryptosporidium Oocysts by Coagulation and Sedimentation. **J. Environ. Eng.**, v. 130, n. 12, p. 1424–1432, 2004.

XIAO, L.; FAYER, R. Molecular characterisation of species and genotypes of Cryptosporidium and Giardia and assessment of zoonotic transmission. **International Journal for Parasitology**, v. 38, p. 1239–1255, 2008.