



CENTRO UNIVERSITÁRIO CHRISTUS
CURSO DE ENGENHARIA CIVIL

LUIZ FELIPE CAVALCANTE DA SILVA

**OZONIZAÇÃO ASSOCIADA À ELETROCOAGULAÇÃO, ELETROFLOTAÇÃO E
ELETRO-OXIDAÇÃO NO PRÉ-TRATAMENTO DE ÁGUAS EUTROFIZADAS
PARA CONSUMO HUMANO**

FORTALEZA

2021

LUIZ FELIPE CAVALCANTE DA SILVA

OZONIZAÇÃO ASSOCIADA À ELETROCOAGULAÇÃO, ELETROFLOTAÇÃO E
ELETRO-OXIDAÇÃO NO PRÉ-TRATAMENTO DE ÁGUAS EUTROFIZADAS PARA
CONSUMO HUMANO

Trabalho de Conclusão de Curso (TCC)
apresentado ao curso de Engenharia Civil do
Centro Universitário Christus, como requisito
parcial para a obtenção do título de Bacharel em
Engenharia Civil.

Orientador: Prof. Dr. Eliezer Fares Abdala Neto

FORTALEZA

2021

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Centro Universitário Christus - Unichristus
Gerada automaticamente pelo Sistema de Elaboração de Ficha Catalográfica do
Centro Universitário Christus - Unichristus, com dados fornecidos pelo(a) autor(a)

S586o Silva, Luiz Felipe Cavalcante da.
Ozonização associada à eletrocoagulação, eletroflotação e eletro-
oxidação no pré-tratamento de águas eutrofizadas para consumo
humano / Luiz Felipe Cavalcante da Silva. - 2021.
79 f. : il. color.

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Centro
Universitário Christus - Unichristus, Curso de Engenharia Civil,
Fortaleza, 2021.
Orientação: Prof. Dr. Eliezer Fares Abdala Neto.

1. Eutrofização. 2. Processos oxidativos avançados. 3. Saneamento
básico. 4. Tratamento de água. I. Título.

CDD 624

LUIZ FELIPE CAVALCANTE DA SILVA

OZONIZAÇÃO ASSOCIADA AO PROCESSO ELETRÓLÍTICO NO PRÉ-TRATAMENTO
DE ÁGUAS EUTROFIZADAS PARA CONSUMO HUMANO

Trabalho de Conclusão de Curso (TCC)
apresentado ao curso de Engenharia Civil do
Centro Universitário Christus, como requisito
parcial para a obtenção do título de Bacharel em
Engenharia Civil.

Orientador: Prof. Dr. Eliezer Fares Abdala Neto

Aprovado em ___/___/_____

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Eliezer Fares Abdala Neto - Orientador

Centro Universitário Christus (UNICHRISTUS)

Prof. Dr. André Gadelha de Oliveira

Universidade de Fortaleza (UNIFOR)

Prof^a. MSc. Paula Nobre de Andrade

Centro Universitário Christus (UNICHRISTUS)

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, a Deus por minha vida e pela oportunidade de concluir esta importante etapa.

Ao meu pai, Gonçalves Antônio da Silva, minha mãe, Maria Célia Alves Cavalcante da Silva, e minha irmã Ana Paula Cavalcante da Silva, que sempre estiveram ao meu lado em todas as ocasiões, me apoiando nos momentos difíceis, não medindo esforços para me auxiliarem a alcançar meus objetivos e sempre presentes nas comemorações de minhas conquistas. Vocês são a minha base.

À minha namorada, Luana Najara Ferreira Chaves, que esteve presente durante toda minha caminhada acadêmica, me apoiando, motivando e ajudando a superar os momentos difíceis da jornada. Uma pessoa maravilhosa com quem sempre posso contar.

Ao Prof. Dr. Eliezer Fares Abdala Neto, por sua grande dedicação nas orientações, seu incentivo e companheirismo ao longo de toda a realização do trabalho. Um grande amigo que fiz ao longo de minha trajetória acadêmica.

À Coordenação do Curso de Engenharia Civil do Centro Universitário Christus e aos funcionários do Núcleo de Práticas Tecnológicas do Centro Universitário Christus, por fornecerem total apoio durante a realização dos experimentos.

RESUMO

A carência nos serviços de saneamento básico no Brasil traz diversas consequências para o bem-estar da população. Têm-se dados alarmantes referentes à poluição dos corpos d'água, principalmente devido à interferência antrópica, favorecendo à ocorrência da eutrofização nos corpos hídricos. Este fenômeno está diretamente ligado com a degradação dos mananciais e interferência na biota aquática, afetando diretamente a qualidade da água dos mananciais. Tais mudanças de parâmetros acabam por afetar a eficiência das estações de tratamento de água (ETAs), exigindo dosagens maiores de coagulantes e maior frequência de lavagem dos filtros, o que torna todo o processo mais oneroso. Além disso, a presença excessiva de matéria orgânica natural na água aumenta os riscos de geração de subprodutos da desinfecção, dada a necessidade de se aumentar as dosagens de cloro nesta etapa. Nesse contexto, uso de tecnologias alternativas para tratamento de águas, como os processos oxidativos avançados (POAs), a exemplo da ozonização e da eletroquímica, são capazes de desconstruir uma ampla gama de moléculas orgânicas e podem ser associados na obtenção de processos sustentáveis, com baixa quantidade de rejeitos gerados e o baixo consumo de energia e de matéria prima. O objetivo deste trabalho foi investigar a aplicação da ozonização associada ao processo eletrolítico, compondo um reator híbrido na promoção dos POAs como alternativa para pré-oxidação de águas eutrofizadas. O procedimento experimental utilizou amostras de água da Lagoa da Parangaba, localizada no bairro Parangaba, no município de Fortaleza, Ceará. Foram realizados dois experimentos, onde o reator híbrido composto operou em regime de batelada e as amostras coletadas após o tratamento foram analisadas quanto às suas características físico-químicas e microbiológicas. Ao final do experimento, foi possível notar que a combinação dos POAs aplicados apresentou uma redução maior que 70% do valor de turbidez, bem como total inativação dos microrganismos patógenos, presentes na água de estudo, mostrando-se como uma solução alternativa ao tratamento de água para consumo humano.

Palavras-chave: Eutrofização, processos oxidativos avançados, saneamento básico, tratamento de água.

ABSTRACT

The lack of basic sanitation services in Brazil has several consequences for the population's well-being. There are alarming data regarding the pollution of water bodies, mainly due to human interference, favoring the occurrence of eutrophication in water bodies. This phenomenon is directly linked with the degradation of springs and interference with aquatic biota, directly affecting water quality. Such parameter changes affect the efficiency of water treatment plants (WTPs), requiring higher doses of coagulants and greater frequency of filter washing, which makes the entire process more expensive. Also, the excessive presence of natural organic matter in the water increases the risk of generating disinfection by-products, by the need to increase chlorine dosages at this stage. In this context, the use of alternative technologies for water treatment, such as advanced oxidation processes (AOPs), such as ozonation and electrochemistry, are capable of deconstructing a wide range of organic molecules and can be associated with achieving sustainable processes, with low amount of waste generated and low energy and raw material consumption. The objective of this work was to investigate the application of ozonation associated with the electrolytic process, composing a hybrid reactor in the promotion of AOPs as an alternative for pre-oxidation of eutrophic waters. The experimental procedure used water samples from Lagoa da Parangaba, located in the Parangaba district, in the municipality of Fortaleza, Ceará. Two experiments were carried out, where the composite hybrid reactor operated in a batch regime and the samples collected after treatment were analyzed for their physicochemical and microbiological characteristics. At the end of the experiment, it was possible to notice that the combination of the applied POAs presented a reduction of more than 70% of the turbidity value, as well as total inactivation of pathogenic microorganisms present in the study water, showing itself as an alternative solution to the treatment of water for human consumption.

Keywords: Eutrophication, advanced oxidation processes, basic sanitation, water treatment.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Volume de esgoto coletado e tratado, segundo as Grandes Regiões - Brasil - 2000	12
Figura 2 - Esquema representativo de um gerador de ozônio.	27
Figura 3 - Mecanismos de decomposição direta e indireta do ozônio em meio aquoso (MO = matéria orgânica; MOox = matéria orgânica oxidada).	28
Figura 4 – Fluxograma do método experimental.	37
Figura 5 - Localização Geográfica da Lagoa da Parangaba (Fortaleza-CE)	38
Figura 6 – Ponto de coleta da amostra de água da Lagoa da Parangaba.	39
Figura 7 – Amostra de água coletada na Lagoa da Parangaba, Fortaleza-CE.	39
Figura 8 - Esboço do experimento utilizado na pesquisa.	41
Figura 9 – Conjuntos de eletrodos utilizados nos ensaios.	42
Figura 10 - Equipamentos utilizados nas análises físico-químicas durante a execução do experimento – (1) turbidímetro; (2) phmetro; (3) medidor de TDS.	46
Figura 11 - Multímetro utilizado para medir a corrente elétrica durante o experimento.	46
Figura 12 – Reator eletrolítico montado para os experimentos com dois eletrodos de alumínio e dois eletrodos de aço inox.	48
Figura 13 – Lâmpadas UV (esquerda) e montagem do reator UV gerador de ozônio (direita)	49
Figura 14 - Reator UV-Ozônio.	50
Figura 15 - Equipamento gerador de ozônio O3 Line - GO10000AA-INX, com capacidade de produção de 35 L/min.	51
Figura 16 – Reator híbrido de ozonização associada ao processo eletrolítico.	51
Figura 17 – Aspecto visual da água de estudo sem tratamento (bruta), coletada na data 21/04/2021.	56
Figura 18 – aspecto visual do experimento antes (esquerda) e após (direita) o acionamento do reator. Formação de microbolhas de hidrogênio e bolhas de ar (direita).	62
Figura 19 – Comparação visual das amostras de água bruta (à esquerda) e após tratamento (à direita).	63
Figura 20 – Acúmulo de bolhas de hidrogênio na superfície do efluente dentro do reator. Vista superior (à esquerda) e lateral (à direita).	63
Figura 21 – Solução residual do tratamento contendo partículas flotas, coletada no nível de acúmulo das bolhas de hidrogênio no reator.	64
Figura 22 – Gráfico comparativo das variações de turbidez ao longo do tempo, entre os dois experimentos.	69
Figura 23 - Gráfico comparativo das variações de pH ao longo do tempo, entre os dois experimentos.	70
Figura 24 - Gráfico comparativo das variações de TDS ao longo do tempo, entre os dois experimentos.	71
Figura 25 - Gráfico comparativo das variações do gasto energético ao longo do tempo, entre os dois experimentos.	71

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Classes de estado tráfico e suas características principais.....	17
Tabela 2 – Potencial redox de dos principais oxidantes.....	31
Tabela 3 – Percentual da composição química do aço inoxidável 304 utilizado nos experimentos.....	41
Tabela 4 – Percentual da composição química do alumínio 1050 utilizado nos experimentos	41
Tabela 5 - Estimativa de custos do reator UV-Ozônio e da célula eletrolítica, utilizados no experimento.	52
Tabela 6 – Resultado das análises físico-químicas da água de estudo, no seu estado in natura, coletada no dia 21/04/2021 (continua).	53
Tabela 7 – Resultado dos exames microbiológicas da água de estudo, no seu estado in natura, coletada no dia 21/04/2021.....	54
Tabela 8 – Resultados analíticos de Turbidez, pH e TDS, obtidos em bancada a partir do tratamento por Processo Eletrolítico/O3-UV, com geração de O3 utilizando radiação UV.	58
Tabela 9 – Resultados das análises físico-químicas da água de estudo tratada por Processo Eletrolítico/O3-UV, com geração de O3 utilizando radiação UV e TDH de 18 min (continua).	60
Tabela 10 – Resultados dos exames microbiológicos da água de estudo tratada com Processo Eletrolítico/O3-UV, com geração de O3 utilizando radiação UV e TDH de 18 min.....	61
Tabela 11 – Resultados analíticos de Turbidez, pH e TDS, obtidos em bancada a partir do tratamento por Processo Eletrolítico/Gerador de O3, com geração de O3 utilizando um equipamento gerador 35 L/min.	65
Tabela 12 – Resultados das análises físico-químicas da água de estudo tratada com Processo Eletrolítico/Gerador de O3, utilizando o equipamento gerador de ozônio (35 L/min) para a produção de O3 e com TDH de 15 minutos (continua).....	67
Tabela 13 – Resultados dos exames microbiológicos da água de estudo tratada com Processo Eletrolítico/Gerador de O3, utilizando o equipamento gerador de ozônio (35 L/min) para a produção de O3 e com TDH de 15 minutos.	68
Tabela 14 - Tarifa energética ENEL.....	72
Tabela 15 - Custo energético em R\$/m ³ de água tratada pelas tecnologias associadas	72

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	11
1.1	Objetivos.....	14
1.1.1	<i>Objetivo geral.....</i>	<i>14</i>
1.1.2	<i>Objetivos específicos</i>	<i>14</i>
2	REFERENCIAL TEÓRICO	15
2.1	Aspectos teóricos da eutrofização	15
2.1.1	<i>Eutrofização: conceito e tipos.....</i>	<i>15</i>
2.1.2	<i>Níveis de eutrofização</i>	<i>16</i>
2.1.3	<i>Causas da eutrofização</i>	<i>18</i>
2.1.4	<i>Consequências da eutrofização.....</i>	<i>19</i>
2.2	Etapas do tratamento convencional e a remoção de microalgas.....	21
2.2.1	<i>Coagulação/floculação</i>	<i>23</i>
2.2.2	<i>Mecanismos de coagulação.....</i>	<i>23</i>
2.2.2.1	<i>Tipos de coagulantes</i>	<i>24</i>
2.2.3	<i>Sedimentação e flotação.....</i>	<i>25</i>
2.2.4	<i>Filtração granular.....</i>	<i>26</i>
2.3	Ozonização	27
2.4	Processo Eletrolítico	32
2.4.1	<i>Eletrocoagulação/flotação</i>	<i>33</i>
2.4.2	<i>Eletro-oxidação</i>	<i>35</i>
3	MATERIAIS E MÉTODOS.....	37
3.1	Coleta da amostra.....	37
3.2	Setup do experimento.....	40
3.3	Procedimento experimental.....	43
3.4	Caracterização da água estudada	45
3.5	Avaliação econômica da energia consumida pelo processo aplicado.....	47
4	RESULTADOS E DISCUSSÕES	48
4.1	Concepção do reator híbrido de ozonização / processo eletrolítico.	48
4.2	Caracterização da água de estudo em seu estado <i>in natura</i>	52
4.3	Resultados para a água de estudo tratada.	56

4.3.1	<i>Tratamento por Processo Eletrolítico/O3-UV – Resultados obtidos com monitoramento da Turbidez, pH e TDS (em bancada).</i>	57
4.3.2	<i>Tratamento por Processo Eletrolítico/O3-UV – repetindo o experimento com melhor remoção de Turbidez.</i>	59
4.3.3	<i>Tratamento por Processo Eletrolítico/Gerador de O3 – Resultados obtidos com monitoramento da Turbidez, pH e TDS (em bancada).</i>	64
4.3.4	<i>Tratamento por Processo Eletrolítico/Gerador de O3 – repetindo o experimento com melhor remoção de Turbidez.</i>	66
4.4	Comparativo: Processo Eletrolítico/O3-UV X Processo Eletrolítico/Gerador de O3.	68
5	CONCLUSÃO	73
5.1	Sugestões para trabalhos posteriores	74
	REFERÊNCIAS	75

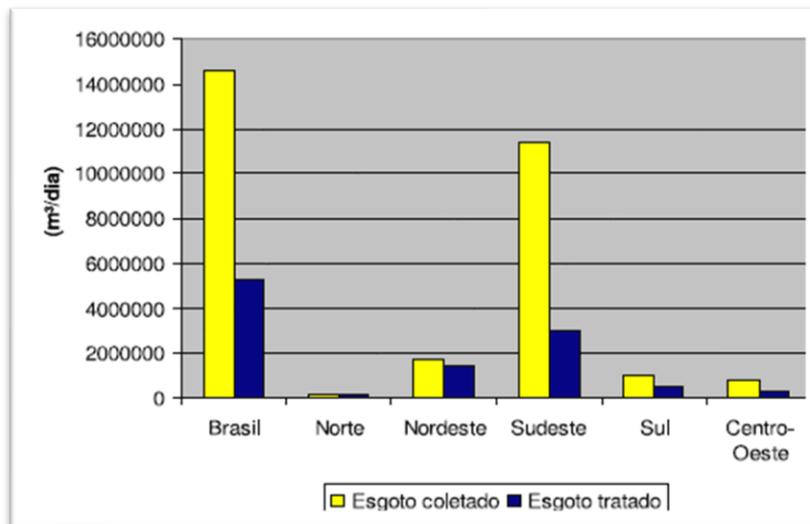
1 INTRODUÇÃO

Diante de uma notável carência nos serviços de saneamento básico no Brasil, principalmente no tocante ao esgotamento sanitário e o abastecimento de água tratada, podem-se perceber dados alarmantes referentes à poluição dos corpos d'água, principalmente devido à interferência antrópica, o que, conseqüentemente, gera diversos problemas aos consumidores das águas provenientes dessas fontes. A poluição das águas pode se apresentar de forma pontual, ou seja, quando a carga poluidora é lançada de maneira concentrada no local, podendo-se citar o exemplo das tubulações emissárias de esgoto doméstico ou industrial, ou de forma difusa, quando a carga poluidora tem origem em áreas extensas e atinge o corpo d'água de maneira dispersa, a exemplo do escoamento superficial (FONSECA, 2010).

A poluição dos corpos hídricos no país tem se agravado, principalmente, devido às contribuições antrópicas, potencializadas pela carência dos serviços básicos de saneamento. Em 2018, apenas 53% da população brasileira possuía acesso à coleta de esgoto. Na região Nordeste do país, a população atendida por este serviço representava 28,01% (INSTITUTO TRATA BRASIL, 2020).

Como demonstra Fonseca (2010), no Brasil, as águas residuárias são lançadas nos corpos d'água, em sua maior parte, sem nenhum tipo de tratamento, conforme pode ser observado na Figura 1. Estes efluentes urbanos, industriais e residenciais, bem como os fertilizantes agrícolas, que podem interagir com os corpos d'água por meio de poluição pontual ou difusa, são ricos em nutrientes, como nitrogênio (N) e fósforo (P). Associados a longos períodos de estiagem e altas taxas de evaporação, estes fatores interferem na capacidade suporte do ecossistema, favorecendo à ocorrência de um fenômeno denominado eutrofização nos corpos d'água.

Figura 1 - Volume de esgoto coletado e tratado, segundo as Grandes Regiões - Brasil - 2000



Fonte: FONSECA, 2010.

Por consequência, o processo de eutrofização dos corpos d'água favorece à floração de algas, plantas aquáticas e cianobactérias, além de ocasionar a perda da biodiversidade e a mudança nos padrões de oxigênio do ambiente aquático (FRANZ; CUNHA; GOBBI, 2007). Esse processo é danoso ao ecossistema dos mananciais por acarretar a floração excessiva de fitoplâncton e, conseqüentemente, o aumento da frequência de problemas ecológicos e sanitários causados por organismos microscópicos (DANTAS; DI BERNARDO; VOLTAN, 2017). Nas últimas décadas, observou-se a predominância no crescimento de cianobactérias em corpos hídricos eutrofizados (PÁDUA et al., 2006).

As cianobactérias são responsáveis pela produção de compostos denominados cianotoxinas. Estes compostos, além de afetar a biota aquática, também podem causar efeitos tóxicos em mamíferos terrestres. Os mecanismos de toxicidade desses compostos são muito diversos, podendo variar de efeitos hepatotóxicos, neurotóxicos e dermatotóxicos, até a total inibição de síntese proteica (SILVONEN; JONES, 1999 *apud* CYBIS et al. 2006)

Nesse contexto, a floração excessiva de produtores primários, como cianobactérias, microalgas e plantas aquáticas, em reservatórios utilizados como fonte de abastecimento, interfere diretamente nos processos convencionais de tratamento de água, utilizados em aproximadamente 99,8% das estações de tratamento de água (ETAs) instaladas no país (coagulação química, floculação, sedimentação e filtração rápida, seguida de cloração e fluoração). Dentre os principais problemas referentes ao tratamento de águas eutrofizadas encontrados nas ETAs destacam-se a rápida colmatação (entupimento) dos filtros de areia, que

necessitam de maior frequência de lavagem, aumentando o consumo de água da ETA, e o consequente aumento na dosagem de coagulantes e outros produtos químicos utilizados no decorrer do tratamento, onerando significativamente os custos (DI BERNARDO; DANTAS, 2005; DRIKAS *et al.*, 2009 *apud* ALBUQUERQUE, 2020).

Outro problema sério a ser citado diz respeito à presença de matéria orgânica natural na água, como carbono orgânico dissolvido (COD), é responsável por causar interferências em seu processo de tratamento. Tais interferências resultam em mudanças nas características organolépticas da água, como sabores e odores indesejáveis, além de contribuir para o crescimento bacteriano em sistemas de distribuição, pois a matéria orgânica passa a funcionar como um substrato para o desenvolvimento destas bactérias. Conseqüentemente, ocorre o aumento da demanda de cloro na fase de desinfecção do tratamento da água, o que aumenta o risco de formação de subprodutos da desinfecção, como os compostos trihalometanos e ácidos haloacéticos (BULL; KOPFLER, 1991).

Conforme definem Albuquerque *et al* (2020), como tecnologias alternativas para tratamento de águas, os processos oxidativos avançados (POAs) consistem em sistemas reacionais capazes de desconstruir uma ampla gama de moléculas orgânicas, inclusive recalcitrantes. O principal agente oxidante desses tipos de sistema é o radical hidroxila (HO•), responsável por permitir a mineralização completa de diversas espécies químicas causadoras de impactos ambientais.

Nesse contexto, a eletroquímica e a ozonização enquadram-se como exemplos já bastante difundidos de processos oxidativos avançados (POAs) e, ao serem aplicados no tratamento de águas para abastecimento, apresentam diversos diferenciais que podem ser associados para se obter processos sustentáveis, destacando-se a baixa quantidade de rejeitos gerados e o baixo consumo de energia e de matéria prima. Segundo Mahmoud e Freire (2007), a aplicação de ozônio como parte do processo de tratamento é uma opção bastante versátil e eficiente na formação de HO•, desencadeando uma série de reações em cadeia capazes de promover a formação deste poderoso oxidante. Rocha (2018), por sua vez, demonstra que a aplicação da eletrocoagulação, utilizando-se de eletrodos de ferro, é capaz de potencializar as reações responsáveis pela formação de HO• quando aplicado em conjunto com o ozônio.

1.1 Objetivos

1.1.1 Objetivo geral

Investigar a aplicação da eletrocoagulação, eletroflotação e eletro-oxidação associadas à ozonização, compondo um reator híbrido na promoção dos POAs como alternativa para pré-oxidação de águas eutrofizadas.

1.1.2 Objetivos específicos

- a) Conceber a associação tecnológica proposta, otimizando parâmetros operacionais do reator em regime de batelada, sob o efeito da aplicação associada dos agentes oxidantes contidos no reator (ozonização e processos eletrolíticos);
- b) Avaliar o desempenho do reator no processo de pré-oxidação de águas destinadas ao abastecimento humano, por meio da determinação dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos;
- c) Adequar a qualidade da água tratada com as tecnologias associadas no reator, seguindo as diretrizes dos padrões de potabilidade estabelecidos pela Portaria GM/MS nº 888/2021, do Ministério da Saúde do Brasil;
- d) Realizar o estudo de viabilidade econômica do reator concebido.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Aspectos teóricos da eutrofização

2.1.1 Eutrofização: conceito e tipos

Eutrofização é uma palavra que se origina do grego *EU-*, “bom, adequado”, mais *TROPHEIN*, “nutrir”, trazendo o significado de bem nutrido. (SMITH e SHINDLER, 2009).

Segundo Franz, Cunha e Gobi (2007), a eutrofização pode ser definida como a superfertilização dos corpos d’água estimulada por uma concentração exagerada de nutrientes, principalmente nitrogênio (N) e fósforo (P), o que traz como consequência o crescimento excessivo de plantas aquáticas, tanto planctônicas quanto aderidas, de modo a interferir nos usos desejáveis destes corpos d’água.

De acordo com Barreto *et al* (2013), este aumento excessivo de nutrientes na água pode ocorrer devido à drenagem de fertilizantes agrícolas, águas pluviais de cidades, detergentes, resíduos de minas, drenagem de dejetos humanos, dentre outros fatores.

Entretanto, Luzia (2004) aponta que este processo não deriva exclusivamente da presença de nutrientes na água, mas também é controlado por fatores físicos ambientais naturais. Dentre estes fatores destacam-se a transparência, a temperatura da água, a estrutura térmica e o regime hidráulico do corpo hídrico.

Ainda segundo Luiza (2004), há dois tipos de eutrofização, a natural e a antrópica (artificial), e a ocorrência deste fenômeno possui maior frequência em lagos e reservatórios do que em rios, devido às condições ambientais mais desfavoráveis que os rios apresentam para o crescimento de algas e outras plantas, como turbidez e elevada velocidade do fluxo da água.

A eutrofização de origem natural é um processo lento e contínuo, sendo um resultado do aporte de nutrientes trazidos pelas chuvas e pelas águas superficiais, que causam desgaste e lavam a superfície terrestre. A eutrofização natural dos reservatórios está associada ao grande tempo de estadia da água, muitas vezes em regiões com longos períodos de estiagem e elevada taxa de evaporação, ou à ausência de renovação da água de maneira constante, o que resulta no aumento da concentração de nutrientes no corpo hídrico (BARBOSA, 2017).

Fonseca (2010) afirma que o processo natural de eutrofização tende a trazer benefícios, pois gera um aumento na produtividade primária e torna o sistema ideal para a presença dos consumidores (zooplâncton, moluscos, crustáceos e peixes).

Já a eutrofização antrópica é apontada como “(...) um processo no qual ocorrem mudanças qualitativas e quantitativas nas comunidades aquáticas, e dependendo das condições físicas e químicas do meio pode ser considerada uma forma de poluição (FONSECA, 2010, p.5)”.

Tal processo é originado da interferência humana, também sendo conhecido como eutrofização cultural ou acelerada, e é devido, em grande parte, ao lançamento de nutrientes provenientes dos despejos de esgotos domésticos e industriais nos corpos d’água. Após as condições de fertilização das águas serem estabelecidas, rápidas transformações ocorrem em função do rompimento do equilíbrio biológico (NETO, 1988).

2.1.2 Níveis de eutrofização

Segundo Netto (1988), há certas características, além da presença de macro e micronutrientes na água, que podem refletir a sua qualidade e fornecer uma indicação em relação ao estágio do processo de eutrofização. Apesar de haver certa variação destes indicadores de acordo com a situação, eles funcionam como elementos de categorização para os corpos hídricos.

Ainda conforme Netto (1988), os indicadores empregados com maior frequência para apontar a qualidade da água sob o ponto de vista eutrófico são: Oxigênio Dissolvido (requer sempre uma apreciação crítica); Plâncton (examinado ao longo do tempo, permite acompanhar a evolução do fenômeno); Transparência (medida pelo disco de Secchi); Turbidez (tem influência na penetração da luz e na sua disponibilidade para a fotossíntese); Clorofila (aplicável com restrição aos lagos rasos sempre que não se levar em conta a influência das macrófitas) e; Nitrogênio particulado.

O estágio em que um corpo d’água se encontra em relação ao processo de evolução de seu estado trófico pode ser determinado através do índice de estado trófico (IET). O IET avalia a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e a relação deste enriquecimento com o excessivo crescimento de algas e infestação de macrófitas aquáticas, classificando os corpos d’água em diferentes graus de trofia (CETESB, 2007; LAMPARELLI, 2004; ESTEVES, 1988).

Conforme aponta Barbosa (2017), o índice mais utilizado para a identificação do estado trófico de um manancial são o índice de Carlson (1977), utilizado para mananciais que

se localizam em regiões temperadas, e o índice de Toledo Jr *et al.* (1983), adaptado do índice de Carlson e utilizado em regiões tropicais. A Equação 1 apresenta a fórmula do índice de estado trófico (IET) proposta por Carlson, onde P representa a concentração de fósforo total em mg/L, enquanto a Tabela 1 apresenta a classificação do estado trófico de mananciais, desenvolvida pela Companhia Ambiental do estado de São Paulo (CETESB) junto às principais características de cada nível.

$$IET_c = 14,42 \times \ln(P) + 4,15 \quad (1)$$

Tabela 1 – Classes de estado trófico e suas características principais

Valor do IET	Classe de Estado Trófico	Características
= 47	Ultraoligotrófico	Corpos d'água limpos, de produtividade muito baixa e concentrações insignificantes de nutrientes que não acarretam em prejuízos aos usos da água.
$47 < IET \leq 52$	Oligotrófico	Corpos d'água limpos, de baixa produtividade, em que não ocorrem interferências indesejáveis sobre os usos da água, decorrentes da presença de nutrientes.
$52 < IET \leq 59$	Mesotrófico	Corpos d'água com produtividade intermediária, com possíveis implicações sobre a qualidade da água, mas em níveis aceitáveis, na maioria dos casos.
$59 < IET \leq 63$	Eutrófico	Corpos d'água com alta produtividade em relação às condições naturais, com redução da transparência, em geral afetados por atividades antrópicas, nos quais ocorrem alterações indesejáveis na qualidade da água decorrentes do aumento da concentração de nutrientes e interferências nos seus múltiplos usos.
$63 < IET \leq 67$	Supereutrófico	Corpos d'água com alta produtividade em relação às condições naturais, de baixa transparência, em geral afetados por atividades antrópicas, nos quais ocorrem com frequência alterações indesejáveis na qualidade da água, como a ocorrência de episódios florações de algas, e interferências nos seus múltiplos usos
> 67	Hipereutrófico	Corpos d'água afetados significativamente pelas elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, com comprometimento acentuado nos seus usos, associado a episódios florações de algas ou mortandades de peixes, com consequências indesejáveis para seus múltiplos usos, inclusive sobre as atividades pecuárias nas regiões ribeirinhas.

Fonte: CETESB (2007); LAMPARELLI (2004).

2.1.3 Causas da eutrofização

De maneira geral, a ocorrência da eutrofização se dá em função do acúmulo de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, nos corpos hídricos. Isto pode ocorrer devido ao acúmulo natural de matéria orgânica ao longo do tempo ou em função de ações antrópicas, como o despejo de efluentes domésticos e industriais, ou drenagem de fertilizantes agrícolas (BARRETO *et al*, 20013).

Von Sperling (2011) associa o aumento na carga de fósforo, principal nutriente responsável pela eutrofização, com o uso e ocupação do solo. A carga de fósforo (P) ofertada aos corpos hídricos tem relação direta com o nível de interferência antrópica no ambiente. Neste sentido, a evolução do processo de eutrofização pode ser descrita conforme o uso e ocupação do solo da seguinte maneira:

a) **Ocupação por matas e florestas:** lagos situados em bacias de drenagem com ocupação florestal normalmente possuem baixa atividade biológica de produção (síntese), mas ainda há uma tendência do lago em reter sólidos que sedimentam, formando uma camada de lodo no fundo. A partir da degradação do material sedimentado, há um certo aumento no nível de nutrientes na massa líquida. Conseqüentemente, há um aumento progressivo na quantidade de plantas aquáticas na massa líquida.

Em uma bacia hidrográfica, com ocupação por matas e florestas, a morte das plantas e sua queda no solo inicia o processo de decomposição, conseqüentemente liberando nutrientes. Devido à maior capacidade de infiltração do solo nestes ambientes, os nutrientes lixiviam pelo solo e são absorvidos pelas raízes das plantas, reduzindo o aporte de nutrientes nos corpos d'água.

b) **Ocupação por agricultura:** nos ambientes agricultáveis, os vegetais costumam ser retirados para consumo humano, muitas vezes fora da região da própria bacia. Isto gera um desequilíbrio no ciclo de morte, decomposição e disponibilidade de nutrientes para as plantações locais. Para compensar este desequilíbrio são adicionados os fertilizantes, produtos com elevados teores de nitrogênio e fósforo, que são distribuídos em nível excessivo (acima da capacidade de assimilação natural dos vegetais) a fim de garantir uma produção elevada.

A retirada das matas e substituição por vegetais agricultáveis também traz como consequência a redução da capacidade de infiltração do solo, favorecendo o escoamento superficial das águas da chuva, que carregam o excesso de nutrientes

provenientes dos fertilizantes. Desta forma, eleva-se o aporte de nutrientes nos corpos hídricos.

c) **Ocupação urbana:** a substituição da área agricultável por área urbana traz uma série de consequências como:

- Assoreamento: resulta na redução do volume útil dos corpos d'água e favorece o crescimento de vegetais fixos e de maior porte (macrófitas) nas proximidades das margens, causando deterioração no seu aspecto visual;
- *Drenagem pluvial urbana:* contribui com uma carga muito mais elevada de nutrientes, em relação aos demais tipos de ocupação, transportados aos corpos d'água;
- *Esgotos:* Contribuem com concentrações de N e P em níveis muito mais elevados em relação aos demais tipos de fonte destes nutrientes. Os esgotos possuem nitrogênio e fósforo presentes nas fezes e urina, restos de alimentos, detergentes e outros subprodutos das atividades humanas.

2.1.4 Consequências da eutrofização

As principais consequências da eutrofização, apontadas por Franz, Cunha e Gobbi (2007, p.3), são a “perda de biodiversidade; a alteração no padrão de oxigênio da água; floração de algas, de cianobactérias e de plantas macrófitas aquáticas; a restrição aos usos de água; efeitos sobre a saúde humana e aumento dos custos para o tratamento de água.”

Netto (1988) faz menção à proliferação em excesso de plantas aquáticas flutuantes e emergentes, que chegam ao ponto de cobrir todo o espelho d'água, criando problemas relacionados às navegações, instalações de bombeamento e turbinagem, além de criar condições propícias à procriação de mosquitos e outros vetores.

A eutrofização pode causar diversos efeitos indesejáveis ao ambiente. Segundo Von Sperling (2011, p.219), os principais problemas são:

- a) problemas estéticos e recreacionais: diminuição do uso da água para recreação, afetando de maneira geral a atração turística;
- b) *condições anaeróbias no corpo d'água:* a alta concentração de bactérias heterotróficas, causada pelo aumento da produtividade do corpo d'água,

aumenta o consumo de oxigênio dissolvido no meio líquido, conseqüentemente reduzindo sua concentração. A sedimentação de matéria orgânica, associada à baixa penetração de oxigênio e ausência de luz no fundo do corpo d'água, fazem com que predominem condições anaeróbias nestes níveis mais baixos. Como conseqüência da anaerobiose, têm-se a predominância de condições redutoras, onde se encontram compostos e elementos reduzidos que podem trazer problemas ao abastecimento de água, aumentar o aporte de nutrientes para as algas e causar problemas de maus odores e toxicidade;

- c) eventuais condições anaeróbias no corpo d'água como um todo: um crescimento bacteriano elevado pode resultar, em períodos de mistura total (inversão térmica) ou de ausência de fotossíntese (período noturno), na mortandade de peixes, realizando a reintrodução de compostos reduzidos em toda a massa líquida e, por conseqüência, deteriorando a qualidade da água;
- d) *eventual mortandade de peixes*: este fenômeno pode ocorrer devido à anaerobiose ou à toxicidade por amônia, que se apresenta em sua forma livre (NH_3), tóxica aos peixes, em condições de elevado PH;
- e) maior dificuldade e elevação dos custos de tratamento de água: o tratamento da água captada é substancialmente afetado pela presença em excesso de algas devido à necessidade de remoção da própria alga, de cor, de sabor e odor presentes na água, além de exigir um maior consumo de produtos químicos e aumentar a frequência de lavagem dos filtros;
- f) problemas com o abastecimento de águas industriais: devido às razões apresentadas no item “e)” e, também, aos depósitos de algas nas águas de resfriamento;
- g) toxicidade das algas: impossibilidade de abastecimento humano e animal em função da presença de secreções tóxicas de cianobactérias (cianotoxinas);
- h) redução na navegação de capacidade de transporte: interferência da navegação, aeração e capacidade transporte do corpo d'água devido ao crescimento excessivo de macrófitas enraizadas;
- i) desaparecimento gradual do lago como um todo: aumento no acúmulo de matérias e vegetação em decorrência da eutrofização e do assoreamento, tornando o lago cada vez mais raso e reduzindo seu volume, até o seu desaparecimento. Este processo pode ser abruptamente acelerado devido à interferência do homem, muitas vezes se fazendo necessário um controle na

fonte e/ou dragagem do material sedimentado, a fim de se reverter este fenômeno.

Uma das consequências da eutrofização que merece especial atenção é a contaminação da água por cianotoxinas, produzidas por algumas espécies de cianobactérias e que podem produzir efeitos dermatotóxicos, hepatotóxicos e neurotóxicos, o que reforça a preocupação com a floração destes organismos nas águas de abastecimento. Um caso emblemático, e também a primeira constatação do potencial letal das cianotoxinas em humanos, ocorreu em 1996 em Caruaru, Pernambuco, onde 52 pacientes de uma clínica de hemodiálise, que receberam água contaminada com hepatotoxinas, vieram a óbito por insuficiência hepática (CARMICHAEL, 2001). Outros estudos avaliam a relação da ingestão a longo prazo de pequenas quantidades de cianotoxinas com o desenvolvimento de doenças degenerativas como mal de Parkinson e Alzheimer (BARBOSA, 2017).

2.2 Etapas do tratamento convencional e a remoção de microalgas

O tratamento da água é um processo que busca adequar a água de diferentes mananciais aos padrões de qualidade estabelecidos por agências reguladoras e órgãos de saúde, através do emprego de diferentes técnicas e operações. Conforme avançam o conhecimento técnico e científico, os padrões de qualidade da água tendem a evoluir em conjunto, tornando-se cada vez mais exigentes. Da segunda metade do século XIX à primeira metade do século XX, foram desenvolvidas as técnicas de coagulação, floculação, decantação e desinfecção, associando o tratamento da água à clarificação e à remoção de organismos patogênicos. A produção e utilização intensa de novas substâncias químicas, largamente difundidas durante o desenvolvimento agrícola e industrial, no final do século XX, como os agrotóxicos, fármacos e hormônios sintéticos, trouxeram consigo a necessidade de novos métodos e técnicas de tratamento da água (PÁDUA, 2009).

Existe uma relação direta entre a água de consumo humano e a qualidade de vida e saúde de população. Com o surgimento da microbiologia, no final do século XIX, tornou-se possível constatar a ação dos agentes biológicos, sua presença na água e o papel que eles desempenham na transmissão de doenças. Podem ser observados dois principais mecanismos de transmissão de doenças pela água: a transmissão por ingestão de água contaminada por agentes biológicos patogênicos; e a transmissão por insuficiência da quantidade de água, resultando condições precárias de higiene. Além destes grupos, destacam-se as doenças

transmitidas por mosquitos, que utilizam a água como ambiente de procriação, que costuma ocorrer em localidades em que a população recorre ao armazenamento de água em vasilhames (tambores, latões, baldes) devido à ausência de abastecimento contínuo e deficiência das instalações domiciliares (HELLER; PÁDUA, 2010).

Nesse contexto, houve o aprimoramento das tecnologias convencionais de tratamento, visando a clarificação e desinfecção da água. Flotação, filtração direta e filtração em múltiplas etapas são algumas das técnicas incorporadas a estas tecnologias, destacando-se também o uso de novos tipos de desinfetantes, que resulta no surgimento de novos subprodutos da desinfecção. Outras técnicas foram sendo desenvolvidas e empregadas em resposta à necessidade de remoção de substâncias químicas e microcontaminantes, como as técnicas de adsorção em carvão ativado, a oxidação, a precipitação química e a volatilização, bem como os processos de separação por membranas, como a microfiltração, a ultrafiltração, nanofiltração, e osmose reversa (PÁDUA, 2009).

As concessionárias de abastecimento de água passaram a lidar com uma série de problemas e preocupações quanto aos seus métodos e tecnologias de tratamento de água, frente ao caso das florações frequentes de cianobactérias potencialmente toxigênicas. A inclusão da quantificação das concentrações de células e de cianotoxinas como parâmetros de controle de qualidade da água bruta destinada ao abastecimento humano, feita pelo Ministério da Saúde (PORTARIA 1460/2000, PORTARIA 518/2004 e PORTARIA 2914/2011, estando atualmente em vigor a PORTARIA DE GM/MS nº 888 de 2021, do Ministério da Saúde do Brasil), fez com que algumas destas concessionárias passassem a optar por mudanças no tipo de tratamento utilizado (GUERRA, 2012).

O tratamento de água do tipo convencional, muito difundido no País, apresenta limitações quanto à remoção de algas e cianobactérias. Estas limitações são devidas à interferência de certos compostos orgânicos originários das algas com o processo de coagulação e floculação a partir do hidróxido de Alumínio, resultando em menor eficiência de sedimentação, colmatação dos filtros, aumento na dosagem de produtos químicos e maior geração de lodo. Outro problema refere-se à combinação da matéria orgânica com o Cloro, utilizado em maior quantidade devido ao aumento da necessidade de produtos para desinfecção, podendo formar os compostos trihalometanos, com alto potencial cancerígeno (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017; NETTO, 1988).

2.2.1 Coagulação/floculação

A concentração de partículas em suspensão e/ou partículas dissolvidas, geralmente está associada à presença de contaminantes orgânicos e inorgânicos, cor, turbidez, sabor e odor na água, que pode requerer o processo de coagulação química em seu tratamento. A coagulação consiste na desestabilização das partículas coloidais e suspensas por meio da associação de ações físicas e reações químicas provenientes da adição de produtos químicos à água (comumente o sulfato de alumínio, o cloreto férrico, o sulfato ferroso clorado, o sulfato férrico e o hidróxi-cloreto de alumínio), permitindo a aglutinação destas partículas para que obtenham peso específico superior ao da água (formação de flocos). Este processo se inicia segundos após a aplicação do coagulante, a partir da formação de espécies hidrolisadas, que reúnem as partículas com cargas opostas por meio da atração eletrostática, ocorrendo, geralmente, na câmara de mistura rápida (GUERRA, 2012; HELLER; PÁDUA, 2010; LIBÂNIO, 2010; NETTO; RICHTER, 1991).

Com as partículas anteriormente desestabilizadas pela ação do coagulante, segue-se o processo de floculação, no qual são fornecidas condições de tempo e agitação para a ocorrência de choques entre as partículas, a fim de se formar flocos, que serão removidos posteriormente por meio de sedimentação/flotação ou nas unidades de filtração. Pode-se classificar o processo como floculação pericínética, quando o movimento das partículas é causado pelo movimento browniano, e floculação ortocinética, quando o movimento é proveniente dos gradientes de velocidade gerados na água (floculação hidráulica) ou por agitadores mecânicos (floculação mecânica) (LIBÂNIO, 2010; NETTO; RICHTER, 1991).

Heller e Pádua (2010) apontam a importância da utilização da coagulação química na remoção de matéria orgânica natural (MON), por estas serem potenciais formadores de subprodutos indesejáveis da desinfecção. Deste modo, a busca por uma otimização do sistema, de modo a associar a remoção de MON à remoção de cor e turbidez, geralmente resulta em maiores dosagens de coagulantes e menores valores de pH de coagulação.

2.2.2 Mecanismos de coagulação

A desestabilização das partículas decorre da ação, individual ou combinada, de quatro mecanismos: a compressão da dupla camada, a adsorção-estabilização, a varredura e a formação de pontes de hidrogênio. Estes mecanismos possuem predominância diretamente

relacionada às condições de coagulação, principalmente no tocante à dosagem de coagulante, ao pH de coagulação e à formação da partícula. A coagulação de células de cianobactérias mais ou menos esféricas possui predominância por meio do mecanismo de adsorção e neutralização de cargas, já para as células filamentosas, predomina o mecanismo de varredura (BENHARDT; CLASEN, 1991 *apud* GUERRA p.30, 2012).

2.2.2.1 Tipos de coagulantes

Coagulantes são produtos químicos, orgânicos ou inorgânicos, responsáveis por causar a desestabilização das partículas quando adicionados à água em dosagens adequadas. Dentre os tipos mais conhecidos e utilizados, destacam-se os sais de alumínio. Há, todavia, relevantes preocupações em relação aos níveis de alumínio encontradas na água bruta e tratada, dadas as suspeitas de sua relação com distúrbios neurológicos, como demência e Alzheimer, além de, em concentrações altas (3,6 a 6 mg/l), favorecerem a turbidez e reduzirem a eficiência da desinfecção. A eficiência da coagulação a partir deste tipo de coagulante é dependente, principalmente, de sua dosagem, do pH e da temperatura (GUERRA, 2012; SRINIVASAN; VIRARAGHAVAN; SUBRAMANIAN, 1999).

Heller e Pádua (2010) destacam, ainda, que o simples aumento da dosagem de coagulante não é suficiente para melhorar a coagulação. A sobredosagem deste produto acarreta em desperdício e maiores gastos, além de poder ocasionar a reversão da carga superficial das impurezas presentes na água, conseqüentemente resultando no fenômeno da reestabilização, impactando seriamente a eficiência da estação de tratamento de água (ETA).

Ainda segundo Heller e Pádua (2010), o emprego de polímeros como agentes auxiliares da coagulação possibilita vantagens, dependendo da qualidade da água bruta, tais como aumento na duração da carreira de filtração, redução de custos relativos a produtos químicos, diminuição do volume de lodo gerado e aumento da eficiência na remoção de cor, turbidez e carbono orgânico total da água. Dosagens muito elevadas, entretanto, podem ocasionar o resultado inverso ao que se deseja, comprometendo o desempenho dos filtros e reduzindo a duração da carreira de filtração.

Menos dependente da temperatura e do pH, o cloreto de polialumínio (PAC) é um polímero derivado do alumínio. Este coagulante apresenta melhor formação de flocos em uma ampla faixa de pH, produz menor quantidade de lodo em função das menores dosagens e pouca

ou nenhuma necessidade de se utilizar polímeros. Seu custo, entretanto, é maior em relação ao sulfato de alumínio e cloreto férrico, o que pode ser compensado dada a sua eficiência (VALÊNCIA, 1992 *apud* GUERRA p.32, 2012).

2.2.3 Sedimentação e flotação

O processo de sedimentação ocorre em sequência à desestabilização das partículas e posterior formação de flocos. Esta operação descreve a eficiência das etapas que a antecedem (a coagulação, a floculação e, em alguns casos, a pré-desinfecção), de modo que se estas se mostrarem ineficientes, irão comprometer as demais etapas do tratamento. Nesta fase, são concedidas condições favoráveis para que os flocos, formados anteriormente, possam depositar-se pela ação da gravidade, objetivando diminuir o afluxo de partículas às unidades filtrantes e constituindo, assim, a última etapa de clarificação dentro do contexto de múltiplas barreiras onde se insere o tratamento de água (LIBÂNIO, 2010; GUERRA, 2012;).

Em função da variedade de formas, tamanhos e densidade celular, as algas e cianobactérias possuem baixa velocidade de sedimentação ou, ainda, uma tendência à flutuação, conseqüentemente sendo direcionadas à unidade filtrante, o que pode resultar na perda de eficiência da filtração por colmatação e redução das carreiras de filtração. Geralmente, faz-se necessário o aumento nas dosagens de coagulantes e auxiliares de floculação, além de períodos mais longos de floculação, a fim de otimizar a sedimentação das partículas (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017; DRIKAS *et al.*, 2001).

Segundo Guerra (2012), a remoção de algas e cianobactérias através do processo de sedimentação demanda doses elevadas de coagulante, conseqüentemente produzindo grandes quantidades de lodo nas unidades decantadoras, o que dificulta sua disposição final. Nestes casos, uma possível alternativa é a substituição de decantadores por flotores. As unidades flotores apresentam um maior consumo de energia, proveniente da necessidade de aparelhos para geração de microbolhas, e maior qualificação de operação, o que costuma onerar os custos do tratamento. Entretanto, os flotores apresentam diversas vantagens, como o fato de serem mais unidades compactas que os decantadores; produzem lodo com maior teor de sólidos; possibilitam a redução do consumo de coagulante primário; possibilitam a redução do tempo de floculação; reduzem o volume de água descartada junto com o lodo, em relação à porcentagem vazão total tratada na ETA. Além disso, a flotação é capaz de promover certo grau

de oxidação da água, podendo facilitar a remoção de metais solúveis (HELLER; PÁDUA, 2010).

A flotação consiste na produção de bolhas de gás que se aderem aos flocos ou partículas em suspensão, formando um aglomerado com densidade inferior à do líquido e, como consequência, provocando um aumento na força de empuxo que atua sobre este aglomerado. Em decorrência disto, tem-se a ascensão dos flocos até a superfície do flotor, onde serão posteriormente removidas (HELLER; PÁDUA, 2010).

2.2.4 Filtração granular

Segundo Libânio (2010), a principal função da filtração é a remoção das partículas suspensas e coloidais, que são responsáveis por conferir cor e turbidez à água, cuja presença interfere na inativação dos microrganismos patogênicos na etapa de desinfecção. A aplicação da filtração é fundamental para garantir a qualidade da água tratada, podendo ser realizada por baixa ou alta taxa de filtração, meios porosos ou meios granulares, por escoamento ascendente, descendente ou misto. (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017).

De maneira geral, a filtração rápida consiste na conjunção dos mecanismos de transporte e de aderência. Os mecanismos de transporte são constituídos de fenômenos físicos e hidráulicos, influenciados pelos parâmetros que regem a transferência de massa, e caracterizam-se pela condução das partículas à superfície de material granular, aderidos posteriormente por ação das forças superficiais. Já nos mecanismos de aderência, há a influência predominante dos fenômenos químicos. A medida em que as forças de adesão são superadas, ocorre o desprendimento das partículas e seu transporte para outras camadas do filtro, elevando sua concentração no efluente e comprometendo a capacidade de redução de impurezas no meio filtrante (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017; LIBÂNIO, 2010).

Netto e Richter (1991) apontam o florescimento de algas como um dos problemas mais sérios relacionados a uma estação de filtração direta pelo fato de provocarem a rápida oclusão dos filtros, resultando em carreiras de filtração muito curtas (4 a 6 horas) e consumo excessivo de água de lavagem dos filtros (superior a 30 – 40%). Isto ocorre devido à liberação, por meio de algumas espécies, de uma película orgânica viscosa sobre os grãos do leito filtrante, aglomerando-os. Este efeito resulta na redução da capacidade filtrante e formação de bolas de lodo, prejudicando a eficiência da lavagem.

2.3 Ozonização

Ozônio (O_3) é uma forma alotrópica de alta energia do oxigênio. Um gás instável, de cor azul e de alta solubilidade na água, conhecido também por ser um poderoso oxidante. Em comparação ao cloro, é vinte vezes mais eficiente e 3.120 vezes mais rápido e letal para bactérias e microrganismos, além de ser cem vezes mais solúvel no meio aquoso. Contudo, devido à sua instabilidade em condições ambientais, o ozônio não pode ser armazenado e transportado, devendo ser gerado no próprio local de uso. É, ainda, um gás tóxico, e sua concentração no ar não deve ultrapassar 1ppm em volume. Na superfície da terra, em condições de atmosfera não poluída, pode-se encontrar concentrações de 0,2 ppm a 0,3 ppm (NETTO e RICHTER, 1991; BRAGA *et al.*, 2007).

A geração de ozônio pode ser realizada através da passagem do ar (ou oxigênio) por descargas elétricas de alta voltagem, com corrente alternada, conforme é representado esquematicamente pela Figura 2. As Equações 2, 3 e 4 demonstram esta transformação, onde M indica a molécula de gás (O_2 , N_2 , etc.) utilizada na retirada do excesso de energia, de modo a estabilizar a molécula de ozônio (NETTO e RICHTER, 1991):

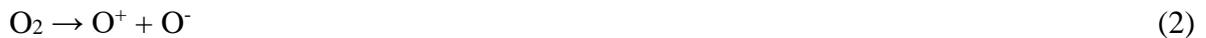
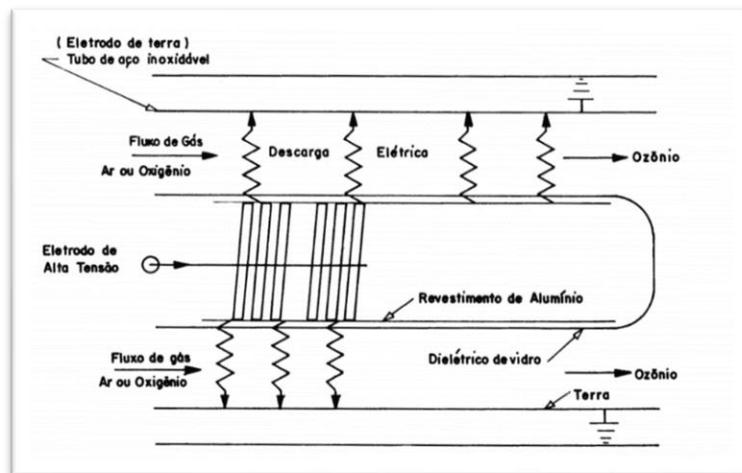


Figura 2 - Esquema representativo de um gerador de ozônio.



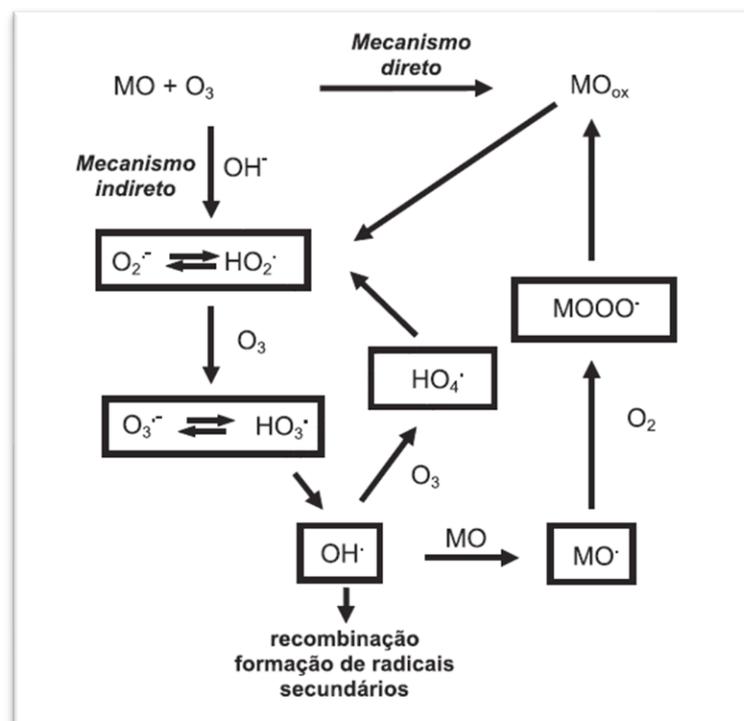
Fonte: NETTO E RICHTER (1991).

Netto e Richter (1991) destacam, ainda, vários efeitos provenientes da aplicação do O_3 na água: oxidação da matéria orgânica, produzindo ozonidas e CO_2 ; alvejamento e melhoria da cor; redução dos teores de ferro e manganês; ação sobre ácidos húmicos, formando produtos biodegradáveis; desintegração de fenóis; remoção de certas substâncias orgânicas não biodegradáveis.

Ainda de acordo com Netto e Richter (1991), comparado ao cloro, o ozônio não é afetado pela presença de amônia e possui maior eficiência na eliminação de esporos, cistos de amebas e de poliovírus. Reduz mais de 99% dos coliformes com um residual de 0,2 mg/litro e consegue destruir cercarias de esquistossomo em apenas 3 minutos, com dosagens de 0,9 mg/litro.

De acordo com Mahmoud e Freire (2007), na água, o ozônio tem como principal desencadeador de decomposição o ânion hidroxila (OH^-), de modo que a reação entre O_3 e HO^- é responsável por uma série de reações radiculares que levam à formação de radicais hidroxila. Essas reações são bastante complexas, podendo sofrer influência de uma série de fatores experimentais, bem como da natureza/concentração de espécies químicas presentes. A Figura 3 apresenta essas reações de maneira esquemática.

Figura 3 - Mecanismos de decomposição direta e indireta do ozônio em meio aquoso (MO = matéria orgânica; MOox = matéria orgânica oxidada).



Fonte: MAHMOUD e FREIRE, 2007.

As Equações 5 a 19 representam estas reações de maneira simplificada, em etapas sequenciais de iniciação, propagação e terminação.

Iniciação

A reação entre o íon hidroxila e o ozônio resulta na formação do ânion radical superóxido O_2^- e do radical hidroperoxila HO_2^* , conforme a Equação (5):



O radical hidroxila apresenta um equilíbrio ácido-base, demonstrado na Equação 6:



Propagação

O ânion radical ozonóide ($O_3^{\bullet-}$) formado a partir da reação entre o ozônio e ânion radical superóxido ($O_2^{\bullet-}$) decompõe-se, muito rapidamente, para formar os radicais hidroxila, conforme Equações 7, 8 e 9.



As Equações 10 e 11 apresentam as reações que podem ocorrer entre o OH^* e o ozônio:



Com o decaimento de HO_4^* para O_2 e HO_2^* a reação em cadeia pode começar novamente. Por promoverem as reações em cadeia, as substâncias que convertem OH^* para radicais superóxidos $O_2^{\bullet-}$ e/ou HO_2^* recebem o nome de promotoras.

As moléculas orgânicas, R, também podem agir como promotoras.



Na presença de oxigênio, radicais orgânicos peroxi ROO• podem ser formados e reagir em seguida, eliminando O₂•⁻/HO₂• e entrando na reação em cadeia.



Terminação

A reação de certas substâncias orgânicas e inorgânicas com o radical hidroxila resulta na formação de radicais secundários que não produzem O₂•⁻/HO₂•, atuando como inibidores da reação em cadeia, conforme as Equações 16 e 17.



A reação entre dois radicais, apresentada na Equação 18, é outra possibilidade para a reação de terminação:



Estas reações combinadas, conforme equação 19, mostram que três moléculas de ozônio produzem dois radicais hidroxila:



Conforme pode ser observado na Tabela 2, o radical hidroxila é um dos agentes oxidantes mais poderosos conhecidos, ficando abaixo apenas do flúor. É, ainda, um dos radicais livres mais reativos, além de ser bem menos seletivo do que o ozônio, sendo capaz de oxidar uma gama mais ampla de compostos. Dessa forma, o emprego de ozônio como ator de um processo oxidativo avançado (POA), que visa a formação de radicais hidroxila, costuma ser bastante empregado por sua versatilidade e eficiência na promoção da completa oxidação dos compostos orgânicos (MAHMOUD e FREIRE, 2007).

Tabela 2 – Potencial redox de dos principais oxidantes.

Espécie	Potencial Redox (V)
Flúor	3,03
Radical hidroxila	2,80
Oxigênio atômico	2,42
Ozônio	2,07
Peróxido de hidrogênio	1,78
Permanganato	1,68
Dióxido de cloro	1,57
Cloro	1,36
Iodo	0,54

Fonte: Teixeira; Jardim (2004).

Segundo Hernandez-Ortega *et al.* (2008), a aplicação da ozonização associada à eletrocoagulação no tratamento de efluentes industriais tem sido objeto de vários trabalhos. Quando se utiliza eletrodos de ferro durante a eletrocoagulação, o resíduo sólido produzido por este processo sofre redução por meio da sua combinação com o ozônio.

Conforme demonstrado por Rocha (2008) nas Equações 20 a 27, as moléculas de O₃ atacam os íons Fe²⁺ gerados pelos ânodos de ferro, resultando no intermediário FeO₂⁺. Essas espécies intermediárias são responsáveis pela formação de radicais hidroxila. Esse processo acelera a remoção de cor e demanda química de oxigênio (DQO).

Na presença de O₂ os íons Fe²⁺ serão oxidados a Fe(OH)₃, que é insolúvel, resultando na produção de íons H⁺, conforme Equação 20:



Isto possibilita que uma série de reações sejam desencadeadas na presença de ozônio, formando diversas espécies de radicais e ânions radicais, conforme apresentado nas Equações 21 a 27:





Como demonstram as Equações 28 a 30, a reação entre Fe^{2+} e O_3 gera o intermediário FeO_2^+ , que produz HO^\cdot . Dessa forma, o Fe^{2+} atua como um catalizador de decomposição do O_3 para a geração de radical hidroxila (ASAITHAMBI *et al.*, 2012):



2.4 Processo Eletrolítico

O processo eletrolítico tem se apresentado como uma alternativa promissora por mostrar-se capaz de ser amplamente aplicado em uma grande variedade de compostos, permitindo a oxidação ou redução de íons metálicos, íons cianeto, compostos organoclorados, hidrocarbonetos aromáticos e alifáticos e seus derivados. A aplicação deste processo reduz a toxicidade de efluentes, transformando substâncias persistentes em substâncias facilmente biodegradáveis por meio de reações químicas estimuladas ao se prover elétrons diretamente ao material tratado. Desta forma, pode-se eliminar a necessidade da adição de substâncias redutoras ou oxidantes potencialmente tóxicos (BIDOIA, 2004; JIA *et al.*, 2007; TICIANELLI; GONZALEZ, 2005).

Diversas reações ocorrem no meio devido à passagem de corrente elétrica, destacando-se a oxidação de compostos e a substituição iônica entre eletrólitos inorgânicos e sais orgânicos, tendo como consequência a redução da concentração de matéria orgânica dissolvida na solução e a desestabilização das partículas coloidais através da eletrocoagulação. Microbolhas e bolhas finas de hidrogênio são formadas no cátodo, além de ocorrer eletroflotação de coágulos e flocos (PULGARIN *et al.*, 1994; TICIANELLI; GONZALEZ, 2005; YEH *et al.*, 1995; GENTIL, 2011).

Através do processo eletrolítico ocorre a oxidação no ânodo, ou a redução no cátodo, com o transporte de cargas elétricas geradas a cargo do eletrólito, que realiza esta função ao mesmo tempo em que recebe o tratamento. Ao se aplicar este fenômeno na água, ocorre geração de microbolhas de oxigênio e de hidrogênio por meio da eletrólise (SILVA *et al.*, 2005). Jia *et al.* (2007) aponta que a transferência de elétrons entre a superfície do eletrodo e as espécies em solução pode ser utilizada como alternativa para o tratamento de efluentes contendo substâncias tóxicas e/ou não biodegradáveis, promovendo sua oxidação.

De Angelis *et al.* (1998) apresenta algumas vantagens do processo eletrolítico aplicados à remediação de efluentes aquosos, como a ausência da formação de fortes odores, a não dependência da adição de produtos químicos durante o tratamento, o curto período de detenção do efluente e a facilidade de automação do processo.

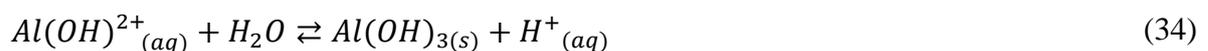
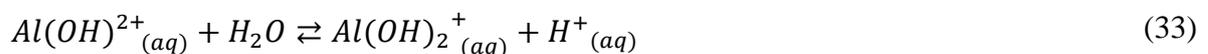
2.4.1 Eletrocoagulação/flotação

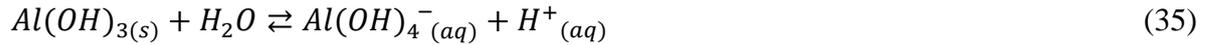
A eletrocoagulação tem seu princípio básico oriundo do fenômeno de eletrólise, que consiste na geração *in situ* de coagulantes, a partir da eletrodissolução no meio aquoso de ânodos de sacrifício por meio da passagem de corrente elétrica através de eletrodos, geralmente constituídos de alumínio ou ferro. Por meio da redução eletroquímica da água no cátodo, ocorre a produção de íons hidroxila e hidrogênio gasoso. Em sequência, as reações químicas que ocorrem entre os íons metálicos originários do ânodo e os íons hidroxila permitem a formação de espécies hidroximetálicas, responsáveis pela desestabilização das partículas (ROCHA, 2018).

A Equação 36 apresenta a formação de íons hidroxila a partir da redução eletroquímica da água durante o processo.



Ao utilizar ânodos compostos de alumínio, ocorrem, majoritariamente, as reações descritas nas Equações 37 a 40.

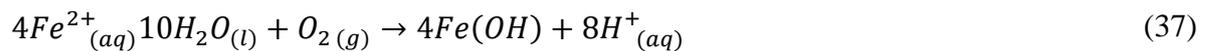




A oxidação do ânodo gera íons Al^{3+} , que reagem com os íons hidroxila formando diversas espécies monoméricas e/ou poliméricas, como $Al(OH)^{2+}$, $Al(OH)_2^+$, $Al_3(OH)_4^{5+}$, $Al_{13}(OH)_{32}^{7+}$; e $Al_2(OH)_2^{4+}$ (HITCH, *et al*, 1980 *apud* ROCHA, 2018 p. 44).

Conforme demonstrado por Rocha (2018), a utilização de eletrodos de ferro produz no sistema, a partir da oxidação desses eletrodos, hidróxidos de ferro, $Fe(OH)_n$, sendo $n = 2$ ou 3 . É possível destacar dois mecanismos de dissolução para a utilização desse tipo de eletrodo, sendo o primeiro relacionado à oxidação de ferro metálico a íons Fe^{2+} , convertidos em seguida em $Fe(OH)_{3(s)}$, conforme as Equações 41 a 44.

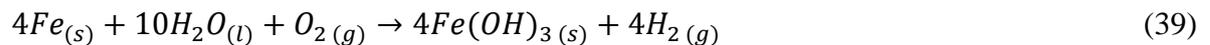
Reações no ânodo:



Reações no cátodo:



Reação global:



O segundo mecanismo, citado por Rocha (2018), a reação apresentada na Equação 41 se repete, resultando na formação de $Fe(OH)_{2(s)}$ a partir das Equações 45 e 46.

Reações no cátodo



Meio reacional



Diversas espécies monoméricas e poliméricas podem ser formadas, assim como ocorre com a utilização de eletrodos de alumínio, as quais podem ser citadas: FeOH^{2+} ; $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$; $\text{Fe}_2(\text{OH})_2^{4+}$; $\text{Fe}(\text{OH})_4^-$; $\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_2^+$, $\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_5\text{OH}^{2+}$, $\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_8(\text{OH})_2^{4+}$, $\text{Fe}_2(\text{H}_2\text{O})_6(\text{OH})_4^{2+}$, que por sua vez transformam-se em $\text{Fe}(\text{OH})_3$ (KOBAYA, 2003 *apud* ROCHA, 2018).

Conforme Aquino Neto (2011), a eletroflotação ou eletroflculação, consiste na desestabilização de poluentes em suspensão ou emulsificados, em meio aquoso. Essa técnica eletroquímica é utilizada na remoção de poluentes e ocorre simultaneamente à eletrocoagulação, com a formação de hidrogênio gasoso no cátodo promovendo uma turbulência no sistema, que favorece à separação por flotação (ROCHA, 2018).

2.4.2 Eletro-oxidação

A eletro-oxidação consiste na desconstrução dos poluentes presentes no meio aquoso por oxidação direta, na qual os poluentes são adsorvidos pela superfície do ânodo e desconstruídos por meio das reações de transferência de elétrons (radicais hidroxila), ou por meio de oxidação indireta, onde o processo eletrolítico pode gerar um íon metálico oxidado ou forte oxidante, como o hipoclorito, no meio aquoso, sendo esses agentes oxidantes responsáveis pela desconstrução dos poluentes (MAGALHÃES NETO, 2020).

A presença de íons cloreto no efluente torna possível a formação de Cl_2 no ânodo. Este, por sua vez, na presença de água pode formar íons hipoclorito (CHEN *et al.*, 2000; ISRAILIDES *et al.*, 1997; SZPYRKOWICZ *et al.*, 2001). Isto se mostra vantajoso, uma vez que é possível otimizar os processos de geração de cloro para participar da desinfecção da água, bem como para eliminar odores indesejáveis. É importante ressaltar, contudo, a importância de se monitorar a formação de compostos organoclorados, que são altamente tóxicos aos seres vivos e de difícil degradação natural, e podem ser formados a partir das condições descritas (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2017; FREIRE *et al.*, 2000).

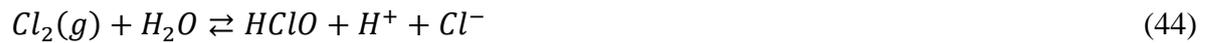
Após o estabelecimento da corrente elétrica entre os eletrodos submersos, dá-se início ao processo eletrolítico. A oxidação dos íons cloretos a cloro gasoso ocorre na superfície anódica, conforme a Equação 42.



Na superfície catódica, a água é, inicialmente, reduzida com produção de gás hidrogênio e íons hidroxilas, de acordo com a Equação 43.



O ácido hipocloroso é gerado simultaneamente na solução, através da reação química do cloro com a fase aquosa, gerada no ânodo, conforme apresentado na Equação 44.



Com a formação dos íons hipoclorito e hidrogênio, o ácido hipocloroso se dissocia. Essa reação depende diretamente do pH do meio e é apresentada conforme a Equação 45.



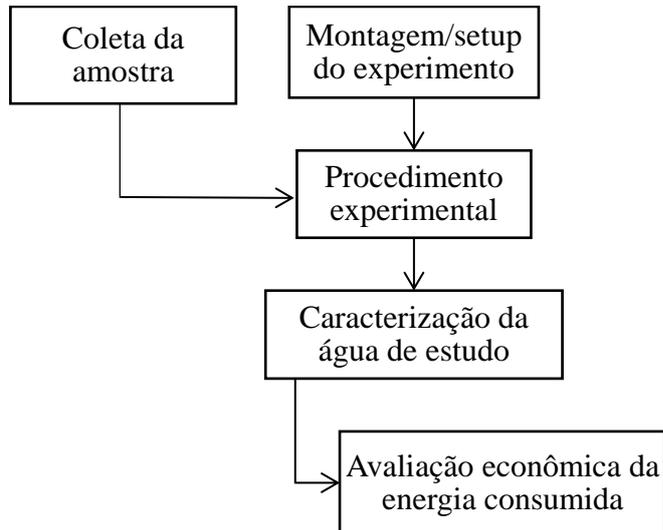
Ocorre uma reação entre os íons de hidrogênio e os íons hidroxilas, produto da reação catódica, e ocorre a formação de água, conforme Equação 46.



3 MATERIAIS E MÉTODOS

Este tópico tem como objetivo apresentar a forma como se desenvolveu a pesquisa e o procedimento experimental, conforme as etapas sequenciais apresentadas na Figura 4.

Figura 4 – Fluxograma do método experimental



Fonte: Autor (2021)

3.1 Coleta da amostra

A amostra de água utilizada na pesquisa foi coletada na Lagoa da Parangaba, situada no município de Fortaleza. É a lagoa de maior volume do município de Fortaleza, possuindo uma área superficial aproximada de 469.659,46m², e possui em sua vizinhança diversos equipamentos públicos e empresas, tais como o Terminal de Integração da Parangaba, o Terminal de Integração da Lagoa, o Ginásio Poliesportivo de Parangaba, o Shopping Parangaba, dentre muitos outros, além da tradicional Feira da Parangaba, que ocorre todos os domingos em seus arredores. O espaço é, ainda, frequentado por pescadores e um público diverso em busca de lazer e práticas de atividades esportivas.

No final do ano de 2019, a Lagoa da Parangaba passou por obras de requalificação, com a construção de novas calçadas, ciclofaixas e equipamentos destinados a práticas esportivas e lazer, como pista de cooper e de skate, praças e quiosques de alimentação, banheiros, quadras de vôlei de praia, campos de futebol e uma mini areninha, além de receber novo projeto paisagístico.

A lagoa é parte integrante da bacia do rio Ceará, Fortaleza-CE, sendo suas coordenadas geográficas as seguintes: $3^{\circ}46'11''\text{S}$ / $38^{\circ}34'0,4''\text{W}$. A obtenção destas coordenadas foi feita a partir de imagens de satélite, obtidas através do acesso online ao programa Google Earth, desenvolvido pela companhia Keyhole Inc ®, conforme pode ser observado na Figura 5.

Figura 5 - Localização Geográfica da Lagoa da Parangaba (Fortaleza-CE)



Fonte: Adaptado pelo autor do site do Google Earth (2021).

O ponto escolhido para a coleta da amostra de água da lagoa, localiza-se nas proximidades da Fonte Luminosa da Lagoa da Parangaba, próximo ao cruzamento da Avenida José Bastos com a Avenida Carneiro de Mendonça, nas proximidades da margem do corpo hídrico, conforme pode ser observado na Figura 6.

Figura 6 – Ponto de coleta da amostra de água da Lagoa da Parangaba.



Fonte: Adaptado pelo Autor de Google Earth (2021).

O material foi escolhido por apresentar características decorrentes de processos de contaminação, sendo a Lagoa da Parangaba classificada como um corpo hídrico em estado hipereutrófico, segundo Lima *ei al* (2009), e podendo ser utilizado para representar outros corpos d'água do município em condições semelhantes, que podem ser utilizados como fonte de abastecimento humano. A Figura 7 apresenta o material coletado, reservado em uma bambona plástica com capacidade para 20 L.

Figura 7 – Amostra de água coletada na Lagoa da Parangaba, Fortaleza-CE.



Fonte: Autor (2021).

3.2 Setup do experimento

O sistema eletrolítico foi composto por um conjunto de eletrodos metálicos denominados de misto, sendo dois pares de alumínio e dois pares de aço inox 304, todos com dimensões de 60x5x0,3 cm. Utilizando-se um circuito elétrico para converter a corrente contínua em corrente pulsada, a alimentação elétrica foi feita por uma fonte de tensão, estabilizada de 220-13,8V (Volts) para corrente elétrica de até 20A (Amperes), fabricadas pela empresa Hayama. As conexões da fonte aos eletrodos foram realizadas por cabos elétricos do tipo PP 2 x 1,5 mm e bocais elétricos.

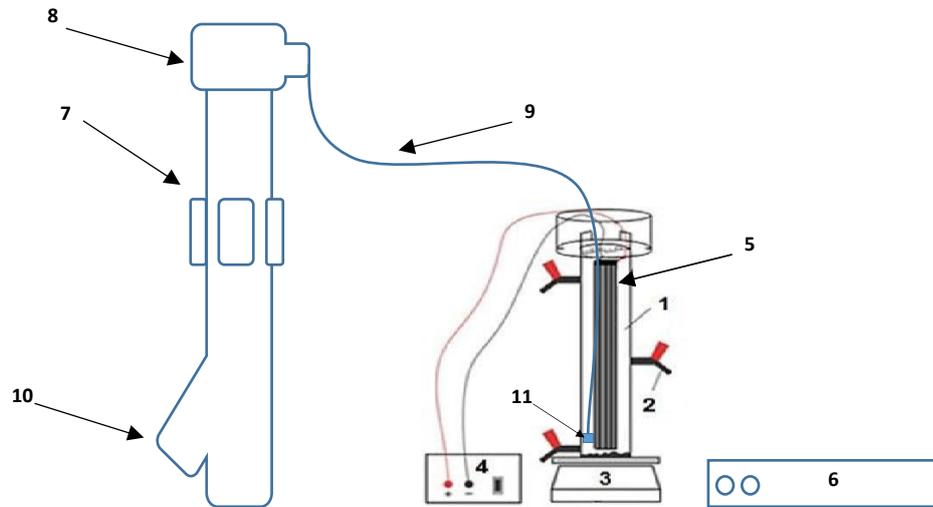
Para a geração de gás ozônio, foi construído um fotorreator equipado com 4 lâmpada UV - T5 - GPH846T5VH/HO/4PSE - 36W - 185nm - UV-BRAVO, conforme apresentado na Figura 8, que fez o abastecimento do gás ozônio por meio de um compressor/Aerador/Oxigenador, de potência: 1,2W, consumo: 0,864 Kw/mês (ligado 24h/dia) com um saídas de ar de vazão de 2 L/min, e dimensões: 7 x 4 x 4 cm e peso: 110g.

A formação do ozônio se deu a partir da passagem de uma corrente de ar, succionado pelo aerador/oxigenador e recalado na tubulação até o fotorreator. Quando a radiação ultravioleta, no comprimento de onda em torno de 185 nm, atinge o oxigênio presente na corrente de ar, as moléculas de oxigênio se separam formando íons instáveis de O. Nesta forma instável, este íon é rapidamente atraído por outra molécula de oxigênio completa, formando o ozônio e enviando-o até o reator eletrolítico por meio da tubulação de passagem, conforme Figura 8. Para que reduzir o tamanho das bolhas de ozônio do sistema, na extremidade submersa da tubulação de passagem foi utilizado um difusor de ar, constituído de uma pedra cerâmica porosa, encaixada na ponta da mangueira.

A célula eletrolítica, conforme detalhado na Figura 8, teve formato cilíndrico, de acrílico, com dimensões de 60,0 cm de altura e 10,0 cm de diâmetro, resultando em um volume total de 4.712,4 cm³. Envolta da sua parte superior foi instalado um compartimento, também em formato cilíndrico, o qual tem como função coletar o material flotado (escuma) formado, impedindo-o de transbordar.

A coleta das alíquotas de efluente tratado foi realizada na torneira localizada na parte inferior do reator, conforme Figura 8.

Figura 8 - Esboço do experimento utilizado na pesquisa.



Legenda: 1- Reator de acrílico; 2 – Ponto de coleta de amostra tratada; 3 – Suporte do reator eletrolítico; 4 – Circuito gerador de pulso; 5 – Eletrodos mistos (aço inox e alumínio); 6 – Fonte de alimentação elétrica; 7 – Reator UV/Ozônio, contendo 4 lâmpadas UV em seu interior; 8 – Aerador; 9 – Tubulação de passagem de O₃; 10 – cooler para sucção de ar; 11 - difusor de ar.

Fonte: Adaptado de Maia (2014).

O conjunto de eletrodos de aço inoxidável e de alumínio utilizados, bem como suas respectivas composições químicas, estão presentes nas Tabelas 3 e 4.

Tabela 3 – Percentual da composição química do aço inoxidável 304 utilizado nos experimentos.

Composição química - Aço inoxidável 304 (%)							
C	Mn	Si	P	S	Cr	Ni	Fe
0,08	2,00	1,00	0,045	0,03	18,00	8,00	70,84

Fonte: Associação Brasileira do Aço Inoxidável (2014).

Tabela 4 – Percentual da composição química do alumínio 1050 utilizado nos experimentos

Composição química – Alumínio 1050 (%)							
Si	Fe	Cu	Mn	Mg	Zn	Ti	Al
0,25	0,4	0,05	0,05	0,05	0,05	0,03	99,5

Fonte: ABNT NBR ISO 209 (2010).

O distanciamento dos eletrodos foi de 5 mm entre as placas metálicas e a forma como eles foram formatados para, posteriormente, serem submersos na água de estudo, está exposto na Figura 9.

Figura 9 – Conjuntos de eletrodos utilizados nos ensaios.



Fonte: Autor, 2021.

A potência consumida pelo sistema eletrolítico foi monitorada com a utilização de um wattímetro da marca Wanf. A concepção tecnológica deste trabalho destaca-se pelo método de geração de energia no processo eletrolítico. Conforme Abdala Neto (2012), este experimento utilizou um tipo de corrente elétrica elaborada com o objetivo de estimular a geração de um campo elétrico uniformemente variado. Para este fim, utilizou-se uma fonte de tensão elétrica Hayama® HY-1320 Plus™ 220V – 13,8 V 20 A, que foi conectada a um circuito elétrico gerador de pulsos de corrente, caracterizando-se como uma maneira de aplicação de corrente contínua pulsada (CCP). A presença deste campo elétrico uniformemente variado permite a ruptura de ligações moleculares como, por exemplo, a ligação covalente da água.

A configuração do circuito permite a emissão de elétrons de maneira alternada, com uma faixa de frequência regulável que varia de 0 a 200Hz, aos eletrodos que se encontram submersos na água bruta a ser tratada. Deve-se ressaltar, entretanto, que as moléculas presentes possuem sua própria faixa de frequência vibratória natural que, a partir de uma perturbação, vibrará com seu próprio conjunto de frequências particulares, formando seu padrão de emissão. Esta característica é denominada frequência natural da matéria, presente em objeto que possua elasticidade própria, desde átomos até planetas (ABDALA NETO, 2012).

Diante disso, buscou-se utilizar o princípio da superposição, que consiste na ocupação simultânea de determinado espaço por duas ou mais ondas ao mesmo tempo, fazendo

com que o deslocamento causado por cada uma destas ondas seja adicionado em cada ponto. Desta forma, tem-se como resultado o somatório dos efeitos individuais de cada onda a partir da superposição da crista de uma onda à crista de outra. Este processo caracteriza-se como fenômeno de ressonância, onde iguala-se a frequência de vibração forçada de uma determinada matéria à sua frequência de vibração natural, sendo possível alcançar este efeito apenas ao se empregar uma força capaz de trazer a matéria a sua posição original e energia suficiente para mantê-la vibrando. (ABDALA NETO, 2012; HEWITT, 2015; TIPLER; MOSCA 2009).

A utilização dessa técnica em relação aos processos convencionais de eletrólise se justifica pelas vantagens relacionadas, principalmente, ao baixo consumo de energia elétrica, que ocorre em função dos aspectos inerentes ao campo elétrico uniforme, interferência construtiva e ressonância, favorecendo o tratamento a partir da frequência dos pulsos. Como vantagem, obteve-se um rompimento das ligações químicas mais fácil e em menor tempo.

O campo elétrico pode ser entendido como uma propriedade física instituída em todos os pontos do espaço sob a influência de uma carga elétrica (TIPLER; MOSCA 2009; BISCUOLA; BÔAS; DOCA, 2012). No reator eletrolítico, houve a geração do campo elétrico entre as placas metálicas (eletrodos) submersas na água bruta coletada, aplicando um momento nas moléculas polares com tendência a girar o dipolo para alinhá-lo com o campo externo. A partir da aproximação dos eletrodos planos e paralelos, eletricamente eletrizados, obtém-se um campo elétrico, que possui intensidade, direção e sentido uniformes, em todos os pontos de cada semi-espaço (ABDALA NETO, 2012).

3.3 Procedimento experimental

O experimento foi executado em regime de batelada, no qual foi adicionado ao reator de acrílico 3,0 L da água bruta coletada na Lagoa da Parangaba, inserindo-se, em seguida, os eletrodos de modo que ficassem submersos na água a ser tratada. O regime hidráulico escolhido para o experimento foi do tipo batelada, por proporcionar maior facilidade no acompanhamento dos processos e reações no interior do sistema.

Com base em experimentos anteriormente realizados, pôde-se constatar uma maior eficiência na utilização simultânea dos eletrodos de alumínio em conjunto com os eletrodos de aço inox. Dessa forma, o experimento foi inteiramente conduzido utilizando-se as quatro placas de eletrodo (duas placas de alumínio e duas placas de aço inox).

O primeiro experimento realizado foi configurado de modo que a produção de ozônio se desse a partir do reator UV-Ozônio concebido, associado ao reator eletrolítico na composição do reator híbrido.

Após os eletrodos de alumínio e de aço inox serem submersos, as ligações foram checadas, tanto para o reator eletrolítico quanto para o reator UV-Ozônio, e os cronômetros acionados a partir do momento em que se acionou o interruptor responsável pelo fechamento do circuito elétrico, dando início ao experimento.

Para o primeiro experimento, foram coletadas 7 amostras de 50 mL de água tratada por associação do processo eletrolítico e ozonização, uma a cada 3 minutos de operação do reator, totalizando um tempo de experimento de 21 minutos. As amostras armazenadas nos tubos de falcon foram postas em um suporte de isopor durante o procedimento experimental, onde descansaram aproximadamente por 20 minutos até a realização das análises físico-químicas (pH, turbidez e TDS).

Dentre as sete amostras, coletadas e analisadas durante o primeiro experimento, foi verificada aquela com o menor valor de turbidez aferido, bem como o tempo de tratamento ao qual a amostra foi submetida. Esse tempo foi escolhido para a realização da repetição do procedimento experimental, realizando-se uma coleta de aproximadamente 2 L da água tratada, no tempo escolhido, para ser posteriormente encaminhada até o laboratório de análises físico-químicas e exames microbiológicos.

O setup do segundo experimento sofreu uma alteração em sua configuração no tocante à fonte geradora de O_3 , na qual houve a substituição do reator UV-Ozônio por um equipamento gerador de ozônio da marca *O3 Line* modelo GO10000AA-INX, 8,4~12,0 G/H, 0,125 kW, 35 L/min. Essa foi uma maneira de comparar a eficiência da geração de O_3 a partir do reator UV-Ozônio construído, no que se refere à sua aplicação no tratamento da água.

A desconsiderar a mudança na fonte geradora de O_3 , todas as etapas do segundo experimento ocorreram conforme descritas para o primeiro experimento, tendo como produto final a amostra de água tratada com o melhor tempo de tratamento escolhido, a qual foi posteriormente encaminhada ao laboratório de análises físico-químicas e exames microbiológicos

Ao término de cada experimento, foi realizada a lavagem dos eletrodos com esponja e sabão, a fim de se providenciar a remoção de possíveis materiais aderidos durante o processo de tratamento, conforme conduzido por Sinoti e Souza (2005).

3.4 Caracterização da água estudada

Os parâmetros físico-químicos avaliados durante o experimento (pH, turbidez e TDS), utilizados como base para medir a eficácia e efetividade do processo na clarificação da água utilizada no estudo, seguiram as diretrizes dos padrões de potabilidade estabelecidos pela Portaria GM/MS nº 888/2021 do Ministério da Saúde do Brasil (BRASIL, 2021). O monitoramento foi realizado conforme apresentado no Quadro 1.

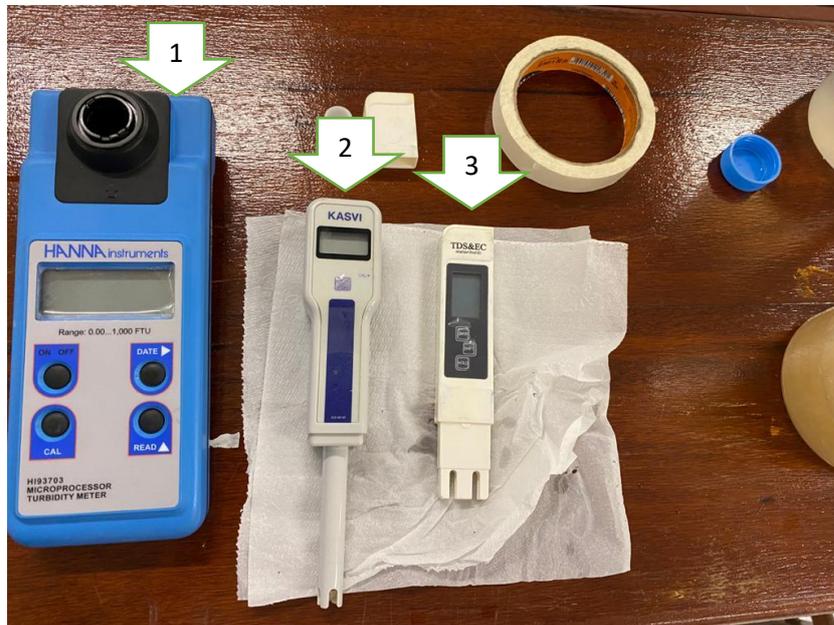
Quadro 1 - Parâmetros físico-químicos e atributos elétricos monitorados nas amostras de água bruta e tratada.

Análise físico-químicas	
Turbidez	valores medidos com turbidímetro de bancada, fabricado pela Hach Company, modelo 2100P. 87
TDS	valores medidos com equipamento portátil, fabricado pela NEW TDSeEC meter, modelo A
pH	Potencial Hidrogeniônico – valores medidos através de phmetro fabricado pela Analion, modelo PM 608 e eletrodo combinado fabricado pela Analyser, modelo 2A13-FL.
Atributos elétricos	
Corrente elétrica	valores medidos por instrumento digital portátil, fabricado por Minipa, modelo ET-1100, com a categoria II 600 V de segurança. Foram realizadas medidas de corrente elétrica ao longo do tempo.

Fonte: Autor, 2021.

As Figuras 10 e 11 apresentam os equipamentos utilizados para medição dos parâmetros físico-químicos e elétricos, respectivamente, durante a realização dos experimentos.

Figura 10 - Equipamentos utilizados nas análises físico-químicas durante a execução do experimento – (1) turbidímetro; (2) phmetro; (3) medidor de TDS.



Fonte: Autor (2021).

Figura 11 - Multímetro utilizado para medir a corrente elétrica durante o experimento.



Fonte: Autor (2021).

A análise destes parâmetros foi realizada para cada um dos experimentos, em cada tempo pré-estabelecido de operação, de modo a possibilitar suas variações ao longo do tempo de exposição ao tratamento. Todas as análises foram determinadas segundo metodologias recomendadas pela American Public Health Association (APHA, 2017).

Após a coleta nos tempos ótimos, previamente estabelecidos para cada um dos experimentos, as amostras de água tratada dos dois experimentos, bem como a amostra de água bruta, foram encaminhadas para as análises físico-químicas e exames microbiológicos, realizadas no laboratório H2O ANALYSIS.

3.5 Avaliação econômica da energia consumida pelo processo aplicado

O estudo de viabilidade econômica do processo eletrolítico associado à ozonização operados com energia elétrica, conforme aplicação e condições estudadas no presente trabalho, foi obtido a partir do cálculo de consumo energético, conforme Equação 47 (KOBYA, et al., 2006).

$$C_{energia} = \frac{U \cdot I \cdot T}{V} \quad (47)$$

Onde:

$C_{energia}$ → energia consumida [Wh/m³]

U → tensão elétrica aplicada [V]

I → corrente elétrica [A]

T → tempo de aplicação da corrente elétrica [h]

V → volume de efluente tratado [m³]

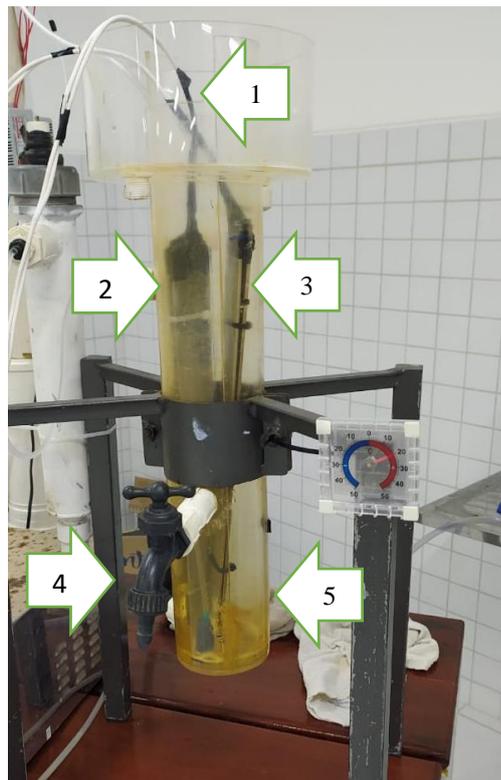
4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

As informações descritas a seguir têm por objetivo apresentar de forma detalhada, bem como discutir, os resultados obtidos a partir dos experimentos realizados.

4.1 Concepção do reator híbrido de ozonização / processo eletrolítico.

Para a construção do reator eletrolítico, preferiu-se utilizar material acrílico devido à facilidade de acompanhamento dos processos reativos em seu interior, possível pela transparência do material. A geometria cilíndrica do reator permite que se evite cantos “mortos”, comuns quando se utiliza tanques prismáticos, além de proporcionar uma boa área de contato entre o efluente e os eletrodos de alumínio e de aço inoxidável. A imagem do reator eletrolítico está ilustrada na Figura 12.

Figura 12 – Reator eletrolítico montado para os experimentos com dois eletrodos de alumínio e dois eletrodos de aço inox.



Legenda: 1 – Fios de cobre ligados à fonte de alimentação elétrica; 2 – par de eletrodos de aço inox; 3 – par de eletrodos de alumínio; 4 – torneira para coleta das alíquotas; 5 – cilindro de acrílico.

Fonte: Autor (2021).

A composição do circuito externo se deu por fios condutores de cobre, diretamente ligados entre a fonte de alimentação, o circuito conversor de corrente contínua pulsada e os dois

pares de eletrodos. Buscando-se evitar as perdas advindas do calor, todas as ligações elétricas foram isoladas com fita isolante. Para a medição dos parâmetros elétricos, foi feita a conexão dos cabos a um multímetro digital.

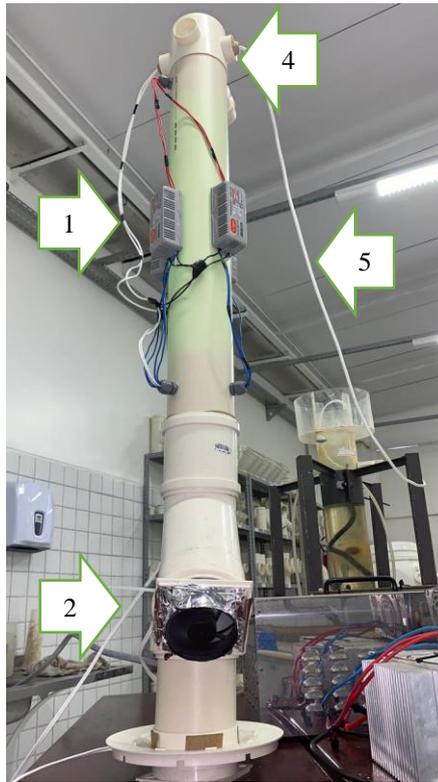
O reator UV-Ozônio foi concebido utilizando-se um tubo de PVC de Ø100 mm, conectado em sua parte inferior a uma junção simples de 45° de mesmo diâmetro, onde conectou-se um cooler para a sucção o ar ambiente, direcionando-o ao interior do reator. Na parte interna do tubo de PVC, foram inseridas 4 lâmpadas UV - T5 - GPH846T5VH/HO/4PSE - 36W - 185nm - UV-BRAVO, conforme a Figura 13. Na parte superior do reator, foi instalado um aerador conectado a uma mangueira de borracha, responsável pela captação por sucção do ozônio, produzido pelo contato do O₂ com a radiação UV, e encaminhá-lo para o reator eletrolítico. A parte superior do reator foi devidamente vedada para que não houvesse o escape do gás produzido. O reator UV-Ozônio está ilustrado na Figura 14.

Figura 13 – Lâmpadas UV (esquerda) e montagem do reator UV gerador de ozônio (direita)



Fonte: Autor (2021).

Figura 14 - Reator UV-Ozônio



Legenda: 1 – Circuito de acionamento das lâmpadas UV; 2 – tubulação de PVC para isolamento das lâmpadas UV; 3 – cooler de sucção de ar; 4 – vedação superior com aerador interno para sucção e bombeamento de O₃; 5 – mangueira de borracha para transporte do O₃ até o reator eletrolítico.

Fonte: Autor (2021).

A utilização da radiação com UV para se gerar gás ozônio tem sido empregada com grande sucesso em diversas áreas, desde a década de 70. Equipamentos de UV-Ozônio comerciais possuem uma lâmpada elétrica com gás de mercúrio, denominada lâmpada de cátodo frio. Ao ser acionada, geração de ozônio ocorre devido à radiação ultravioleta fornecida pela lâmpada. Para a produção do ozônio deve-se utilizar a radiação ultravioleta baixa (de 100 até 280 nm), com um comprimento de onda $\lambda < 243$ nm, capaz de dissociar a molécula de oxigênio oriunda do ar atmosférico. A utilização do comprimento de onda entre 240 e 320 nm dissocia a molécula de ozônio e libera radicais livres de oxigênio (SANTOS *et al*, 2010).

Uma vez que não se dispunha de um aparelho para quantificar o O₃ produzido a partir da utilização de luz UV, foi possível realizar uma avaliação comparativa de sua eficiência em relação ao equipamento gerador de O₃ por meio dos resultados das análises das amostras tratadas em cada configuração do setup. A Figura 15 apresenta o gerador industrial de ozônio utilizado no segundo experimento.

Figura 15 - Equipamento gerador de ozônio O3 Line - GO10000AA-INX, com capacidade de produção de 35 L/min.



Fonte: Autor (2021)

A Figura 16 apresenta a formatação completa do reator híbrido com as tecnologias associadas, onde utilizou-se uma bancada a fim de se proporcionar melhor visibilidade de todo o sistema para o operador em laboratório.

Figura 16 – Reator híbrido de ozonização associada ao processo eletrolítico.



Fonte: Autor (2021).

A montagem do reator híbrido foi simples e de custo relativamente baixo, o que contribui para a aplicação do sistema de tratamento, podendo ser ampliado conforme a demanda de água a ser tratada. A Tabela 5 apresenta a composição de custos do reator UV-Ozônio e da célula eletrolítica.

Tabela 5 - Estimativa de custos do reator UV-Ozônio e da célula eletrolítica, utilizados no experimento.

Material	Custo (R\$)
Célula eletrolítica	
Placa Acrílica 3 mm	37,70
Torneira de Jardim ½	17,57
Eletrodo de alumínio	R\$ 1,87
Eletrodo de aço inox	R\$ 3,37
Total	R\$ 60,51
Reator UV-Ozônio	
Tubo de PVC 150 mm	R\$ 66,00
Conexões de PVC (luva, curva e Tê)	R\$ 90,00
Cooler 12 cm	R\$ 22,00
Aerador	R\$ 50,00
Mangueira ¼	R\$ 15,00
Fiação e plugs	R\$ 44,00
Lâmpadas ultravioletas (4 unidades)	R\$240,00
Total	R\$ 527,00

Fonte: Elaborado pelo autor (2021)

4.2 Caracterização da água de estudo em seu estado *in natura*

A Tabela 5 apresenta os resultados obtidos a partir das análises de determinação dos parâmetros físico-químicos, referentes à água bruta utilizada como material de estudo. A tabela apresenta, ainda, os valores máximos permitidos de cada parâmetro, conforme a Portaria GM/MS nº 888/2021 do Ministério da Saúde do Brasil (Brasil, 2021), que dispõe sobre os procedimentos de controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.

Conforme pode ser observado na Tabela 6, o valor de turbidez (6,2 uT) da água estudada, em seu estado *in natura*, encontra-se em desconformidade com os critérios estabelecidos pela Portaria GM/MS nº 888/2021, do Ministério da Saúde do Brasil (Brasil, 2021), que determina um limite de 5,0 uT. Como esclarece Knevez (2017), este parâmetro é um indicador amplamente utilizado no tratamento de água, de modo que, para garantir a boa qualidade da água, se faz necessária a redução da turbidez a níveis compatíveis com sua utilização, usualmente, por meio de uma etapa de coagulação adicionada à estação de tratamento de água.

De acordo com os conceitos de Netto e Richter (1991), é possível relacionar o valor de turbidez encontrado na água bruta estudada com a presença de partículas de argila ou lodo em suspensão, o despejo de efluente doméstico ou industrial no manancial e a densa concentração de microrganismos na água. A análise deste resultado, portanto, remete à necessidade de um tratamento de clarificação da água do manancial de estudo, caso se deseje destiná-la ao abastecimento para fins de consumo humano.

O valor de pH observado (8,07) encontra-se dentro dos parâmetros estabelecidos pela Portaria GM/MS nº 888/2021, do Ministério da Saúde do Brasil (Brasil, 2021), que define um intervalo entre pH 6,0 a 9,5. Dadas as características da água de estudo em seu estado *in natura*, pode-se classificá-la em relação ao pH como levemente básica.

Tabela 6 – Resultado das análises físico-químicas da água de estudo, no seu estado *in natura*, coletada no dia 21/04/2021 (continua).

Parâmetro	Resultado	VMP – GM/MS Nº888 Anexo XX	Unidade
pH à 25°C	8,070	6,0 a 9,5	U pH
Alcalinidade Parcial	<10,000	N.A	mg/L
Alcalinidade Total	79,200	N.A	mg/L
Amônia (NH₃)	<0,300	até 1,500	mg/L
Bicarbonatos	79,200	N.A	mg/L
Cálcio	22,857	N.A	mg/L
Carbonatos	<2,000	N.A	mg/L
Cloretos	85,249	até 250,000	mg/L
Condutividade	456,800	N.A	µS/cm
Cor Aparente	10,03	até 15,000	uH

Tabela 5 – Resultado das análises físico-químicas da água de estudo, no seu estado in natura, coletada no dia 21/04/2021 (conclusão).

Parâmetro	Resultado	VMP – GM/MS Nº888 Anexo XX	Unidade
Determinação de Aspecto	TURVO	N.A	*
Dureza Total	154,616	até 500,000	mg/L
Estimativa de TDS	310,624	até 1.000,000	mg/L
Ferro	<0,100	até 0,300	mg/L
Hidróxido	<2,000	N.A	mg/L
Magnésio	23,703	N.A	mg/L
Nitratos	<0,100	até 10,000	mg/L NO3-N
Nitritos	0,250	até 1,000	mg N-NO2-/L
Potássio	3,000	N.A	mg/L
Sódio	32,800	até 200,000	mg/L
Sulfato	39,400	até 250,000	mg/L
Turbidez	6,200	até 5,000	uT

Fonte: Autor (2021)

Legenda: mg/L - miligrama por litro; μ S/cm - microsiemens por centímetro; uH - unidades de cor Hazem; mg/L NO3-N - miligrama por litro de nitrato com fração nitrogenada; mg/L NO2-N - miligrama por litro de nitrito com fração nitrogenada, uT - unidade de turbidez; VMP - valor máximo permitido; N.A. - não aplicável.

No tocante aos parâmetros microbiológicos da água bruta coletada, pode-se observar, conforme a Tabela 7, total desconformidade com os critérios estabelecidos pela Portaria GM/MS nº 888/2021, do Ministério da Saúde do Brasil (Brasil, 2021). Os valores obtidos apresentam uma concentração de bactérias heterotróficas de 1.500 UFC/mL, e também a presença de coliformes totais e escherichia coli na água da Lagoa da Parangaba.

Tabela 7 – Resultado dos exames microbiológicas da água de estudo, no seu estado in natura, coletada no dia 21/04/2021.

Parâmetro	Resultado	VMP - PRC Nº5 Anexo XX	Unidade
Bactérias Heterotróficas	1.500,000	<500,000	UFC/mL
Coliformes Totais	Presença	Ausência	NMP/100mL
Escherichia coli	Presença	Ausência	NMP/100mL

Fonte: Autor (2021).

Legenda: UFC/mL - unidade formadora de colônia por mililitro; NMP/100 mL - número mais provável por 100 mL; VMP - valor máximo permitido.

A água de estudo foi proveniente de um manancial superficial, onde o serviço de esgotamento sanitário no entorno apresenta-se de forma parcial. Deste modo, é possível que os organismos patogênicos, identificados nos exames realizados em laboratório para a água de estudo *in natura*, sejam oriundos do despejo indevido de efluentes domésticos no manancial, podendo ter havido um agravamento relativo ao período chuvoso na cidade de Fortaleza durante a coleta da amostra.

Nesse contexto, é oportuno enfatizar a importância da implantação de uma infraestrutura adequada, no tocante ao serviço de esgotamento sanitário, a fim de promover a universalização deste serviço. A ausência de uma rede coletora e de transporte dos efluentes domésticos e industriais, e de seu eventual tratamento e correta disposição final, contribui para o aumento de instalações indevidas e destinação inadequada do esgoto, sobrecarregando os mananciais além de suas capacidades decompositoras e promovendo a gradual contaminação e degradação dos corpos hídricos (FONSECA, 2010).

Outro fator que tem profunda relevância está na ausência da mata ciliar. Deste modo, o manancial se encontra vulnerável a qualquer lixiviação que ocorra nas suas margens, tornando-se um porto receptor de dejetos líquidos proveniente da drenagem de águas pluviais urbanas. Segundo Panizza (2016) as matas ciliares desempenham um importante papel na proteção dos mananciais, tornando fundamental a sua conservação e recuperação. Os benefícios de sua existência dizem respeito à boa qualidade de vida dos seres vivos. Ela possui atribuições essenciais para o ecossistema e os recursos hídricos, assegurando funções como: a proteção física das margens dos mananciais contra a erosão; a interação, por fornecer localidade de moradia para grande quantidade de espécies de animais, como pássaros, mamíferos e répteis, bem como alimento para diversas espécies terrestres e aquáticas, além de auxiliar no controle de variações bruscas de temperatura por meio da absorção da energia solar; e a filtragem ambiental, protegendo os mananciais de poluentes ricos em nutrientes, que são retidos e filtrados pela vegetação, mitigando a contaminação dos recursos hídricos.

O resultado do exame microbiológico não precisou a densidade de coliformes totais e *Escherichia coli*, presentes na água de estudo em seu estado *in natura*. Entretanto, é pertinente mencionar que a Resolução CONAMA nº 274 de 29 de novembro de 2000 (CONAMA, 2001) apresenta os critérios de balneabilidade (recreação de contato primário) em águas brasileiras, de modo a classificar os corpos hídricos como próprios ou impróprios, conforme a concentração destes microrganismos na água, que podem apresentar riscos à saúde de banhistas, pescadores e usuários destas águas.

No contexto do abastecimento de água potável, os resultados apresentados nos exames microbiológicos, todos acima dos limites estabelecidos pela Portaria GM/MS nº 888/2021, do Ministério da Saúde do Brasil (Brasil, 2021), podem remeter a uma necessidade de se realizar um processo de desinfecção durante o tratamento da água do manancial.

O aspecto visual da água bruta coletada possui um tom esverdeado, oriundo das partículas dissolvidas e/ou em suspensão na solução, conforme pode ser verificado na Figura 17.

Figura 17 – Aspecto visual da água de estudo sem tratamento (bruta), coletada na data 21/04/2021.



Fonte: Autor (2021).

4.3 Resultados para a água de estudo tratada.

Nesta etapa, estão apresentados os resultados obtidos durante os experimentos realizados com o reator híbrido tratando a água de estudo, operando com a introdução de gás ozônio gerado a partir de um reator de irradiação ultravioleta com geração de O_3 e sucção e recalque de ar injetado no reator híbrido.

A partir dos resultados obtidos nestes 21 minutos de experimentos, com coletas de amostras a cada 3 minutos, elegeu-se o menor valor de turbidez obtido como o melhor resultado para a clarificação da água de estudo, e seu respectivo tempo de detenção hidráulico (TDH).

Para monitorar e avaliar as amostras coletadas a cada 3 minutos nestes experimentos, foram utilizados *in loco*, os equipamentos de análises físico-químicas

Turbidímetro, pHmetro e Teor de sólidos dissolvidos (TDS) subsidiando a escolha da melhor qualidade obtida para a água tratada, com base na maior remoção da turbidez.

Após essa escolha, o experimento foi repetido, mantendo-se as mesmas condições experimentais, dentre outras: tempo de detenção hidráulica, vazão de injeção de ozônio gerado por UV, volume de água de estudo a ser tratado, bem como a mesma água de estudo dos experimentos anteriores. Ao final do TDH, coletou-se as amostras de água tratada e bruta para uma análise mais completa e com possibilidades de se lavrar um laudo de potabilidade comparando valores obtidos com os estabelecidos pela Portaria GM/MS nº 888/2021, do Ministério da Saúde do Brasil (Brasil, 2021).

4.3.1 Tratamento por Processo Eletrolítico/O₃-UV – Resultados obtidos com monitoramento da Turbidez, pH e TDS (em bancada).

A Tabela 7 apresenta os resultados obtidos para os parâmetros físico-químicos: Turbidez, pH e Teor de sólidos dissolvidos, durante os experimentos de tratamento da água de estudo contida no reator híbrido, com fornecimento de O₃ a partir de um reator de irradiação UV.

Observa-se que a amostra coletada no tempo 3 minutos apresentou valor de 3,29 uT após o início do experimento, o equivale a uma redução de 46,94% do valor de turbidez da água sem tratamento. Observa-se ainda que, nas amostras coletadas nos tempos 6 minutos (valor de 5,16 uT) e 9 minutos (valor de 6,52 uT), após o início do experimento, o valor de turbidez apresentou um crescimento, atingindo um valor mais elevado até que o valor de turbidez da água bruta (valor de 6,20 uT).

É possível que esta ocorrência seja proveniente da ação oxidante sobre os sólidos dissolvidos, que passaram a incorporar partículas suspensas à solução (BARROS, 2015). Em uma estação de tratamento de água, a etapa de clarificação consiste na remoção dos sólidos suspensos (traduzidos pelos valores de Turbidez), definidos como o material particulado capturado em um filtro com membrana de 0,45 µm de abertura de orifício. Os materiais passantes são denominados coloides ou dissolvidos (KEMMER, 1988). Os sólidos suspensos presentes na água (silte, areia, argila, plâncton, detritos, microrganismos, etc.) são quantificados de forma indireta, medindo-se a turbidez, que indica o grau de atenuação que um feixe de luz sofre ao atravessar a água (BITTENCOURT; PAULA, 2014).

Ressalta-se, porém, que os valores de turbidez foram diminuindo, logo após o tempo de 9 minutos de operação do reator híbrido, chegando até o limite mínimo de detecção do equipamento (Turbidímetro utilizado nestas aferições de bancada).

O melhor valor de turbidez obtido foi inferior ao valor mínimo de aferição do equipamento utilizado (0,01 uT), atingido após 18 minutos de operação do reator híbrido, sendo escolhido este resultado escolhido como o melhor no tocante à clarificação da água de estudo, ainda que os 3 primeiros minutos de operação do reator já tenham apresentado resultado inferior ao limite estabelecido pela Portaria GM/MS nº 888/2021, do Ministério da Saúde do Brasil (Brasil, 2021).

A respeito do pH, observou-se uma tendência ao seu aumento, em relação ao pH da água bruta. Conforme Liu, Zhao e Qu (2010), a produção de H₂ no cátodo, decorrente do processo de eletrocoagulação, resulta no aumento da concentração de OH⁻ na solução aquosa, o que faz com que o pH da água tratada tenda a aumentar quando o pH da água bruta estiver em uma faixa de 4 – 9, e tenda a diminuir quando o pH da água bruta for superior a 8.

Tabela 8 – Resultados analíticos de Turbidez, pH e TDS, obtidos em bancada a partir do tratamento por Processo Eletrolítico/O₃-UV, com geração de O₃ utilizando radiação UV.

Tempo (min.)	pH	Turbidez		TDS (ppm)	Corrente elétrica (A)	Tensão elétrica (V)	Gasto energético (Wh/m ³)
	Final	Final (uT)	Redução (%)				
0	9,07	6,20	0	172	0	0	0
3	9,12	3,29	46,94	172	4,53	13,80	1041,90
6	9,22	5,16	16,77	158	4,17	13,8	1918,20
9	9,42	6,52	0	143	4,51	13,8	3111,90
12	9,48	3,54	42,90	147	4,14	13,8	3808,80
15	9,44	0,91	85,32	144	4,01	13,8	4611,50
18	9,42	<0,01	99,99%	146	3,94	13,8	5437,20
21	9,66	0,06	99,03	144	3,86	13,8	6214,60

Fonte: Autor (2021).

4.3.2 Tratamento por Processo Eletrolítico/O₃-UV – repetindo o experimento com melhor remoção de Turbidez.

Após os experimentos apresentarem a melhor condição de obtenção da clarificação da água de estudo, com TDH de 18 minutos, o experimento foi repetido mantendo-se as mesmas condições. Ao final dos 18 minutos a amostra foi coletada e devidamente refrigerada para posterior encaminhamento ao laboratório de análises, onde foram realizadas as análises físico-químicas e os exames microbiológicos da água tratada.

A Tabela 9 apresenta o resultado das análises físico-químicas da água de estudo, após o tratamento com o reator híbrido utilizando O₃ produzido a partir do reator UV-Ozônio, com TDH de 18 minutos.

A turbidez aferida (2,10 uT) durante a análise físico-química da água de estudo tratada apresentou-se dentro do limite (5,00 uT) estabelecido pela Portaria GM/MS nº 888/2021, do Ministério da Saúde do Brasil (BRASIL, 2021), apresentando uma redução de 66,13% do valor aferido para a água bruta (6,20 uT) e atendendo às exigências legais, muito embora tenha sido superior ao valor aferido em bancada, durante a execução do experimento.

A concentração de ferro (0,390 mg/L), presente na água tratada, ultrapassou em 30% o limite estipulado pela Portaria GM/MS nº 888/2021, do Ministério da Saúde do Brasil (0,300 mg/L). Possivelmente, esta ocorrência se deve ao tempo de ação eletroquímica com a utilização de eletrodos de aço inox no efluente. Os eletrodos aplicados como ânodos de sacrifício e cátodos podem ser do mesmo material ou não. Estes eletrodos são as fontes de íons para a solução. Normalmente, os eletrodos são de alumínio ou aço e ficam submersos na massa líquida. Ao serem submetidos à uma corrente elétrica, são liberados os íons de Fe²⁺ e/ou Fe³⁺, ou Al³⁺, dependendo do pH da água. Estes íons formam espécies hidróxidas monoméricas e poliméricas que irão agir como coagulante/floculante, removendo os poluentes. Ainda, estes íons têm a função de desestabilizar partículas coloidais por neutralização de cargas (BARROS, 2015; ROCHA 2018; SOLANO *et al*, 2015).

A concentração de cloro residual (0,001 mg/L) na água tratada possui valor abaixo do mínimo ($\geq 0,200$ mg/L) exigido pela Portaria GM/MS nº 888/2021, do Ministério da Saúde do Brasil (BRASIL, 2021). Embora esta indicação seja apresentada como uma desconformidade com os padrões de potabilidade da água, pode-se apontar este resultado como uma vantagem do método utilizado, neste nível de tratamento. Isto se deve ao fato de que a técnica de utilizada dispensa o uso de cloro como agente de desinfecção no processo de

tratamento da água, reduzindo, conseqüentemente, os riscos de formação dos compostos organoclorados (ABDALA NETO, 2012). Em uma escala real de tratamento de água para abastecimento humano, é possível acrescentar ao sistema uma etapa de adição de cloro, posterior ao tratamento executado pelo reator híbrido, dosando-o de forma a garantir o atendimento aos critérios da Portaria GM/MS N°888/2021 do Ministério da Saúde do Brasil (Brasil, 2021).

Tabela 9 – Resultados das análises físico-químicas da água de estudo tratada por Processo Eletrolítico/O₃-UV, com geração de O₃ utilizando radiação UV e TDH de 18 min (continua).

Parâmetro	Resultado	VMP – GM/MS N°888 Anexo XX	Unidade
pH à 25°C	8,31	6,0 a 9,5	U pH
Alcalinidade Parcial	< 10,000	N.A	mg/L
Alcalinidade Total	69,000	N.A	mg/L
Amônia (NH₃)	< 0,300	até 1,500	mg/L
Bicarbonatos	69,000	N.A	mg/L
Cálcio	13,521	N.A	mg/L
Carbonatos	< 2,000	N.A	mg/L
Cloretos	78,454	até 250,000	mg/L
Cloro Residual Livre	0,001	≥ 0,200	mg/L
Condutividade	366,500	N.A	µS/cm
Cor Aparente	10,030	até 15,000	uH
Determinação de Aspecto	LIGEIRAMENTE TURVO	N.A	*
Dureza Total	106,826	até 500,000	mg/L
Estimativa de TDS	249,220	até 1.000,000	mg/L
Ferro	0,390	até 0,300	mg/L
Hidróxido	< 2,000	N.A	mg/L
Magnésio	17,755	N.A	mg/L
Nitratos	< 0,100	até 10,000	mg/L NO ₃ -N
Nitritos	0,000	até 1,000	mg N-NO ₂ -/L
Potássio	3,100	N.A	mg/L
Sódio	40,600	até 200,000	mg/L

Tabela 9 – Resultados das análises físico-químicas da água de estudo tratada por Processo Eletrolítico/O₃-UV, com geração de O₃ utilizando radiação UV e TDH de 18 min (conclusão).

Parâmetro	Resultado	VMP – GM/MS N°888 Anexo XX	Unidade
Sulfato	27,250	até 250,000	mg/L
Turbidez	2,100	até 5,000	uT

Legenda: mg/L - miligrama por litro; µS/cm - microsiemens por centímetro; uH - unidades de cor Hazem; mg/L NO₃-N - miligrama por litro de nitrato com fração nitrogenada; mg/L NO₂-N - miligrama por litro de nitrito com fração nitrogenada, uT - unidade de turbidez; VMP - valor máximo permitido; N.A. - não aplicável.

Fonte: Autor (2021)

A ação de desinfecção do tratamento, utilizando o reator UV-Ozônio para geração de O₃, apresentou ótimos resultados nos exames microbiológicos, atingindo a total remoção de coliformes totais e escherichia coli na água tratada, conforme pode ser verificado nos resultados apresentados na Tabela 10. Comprova-se, então, a eficiência do reator híbrido de ozonização associada ao processo eletrolítico na desinfecção da água, deixando-a em conformidade com os critérios estabelecidos pela Portaria GM/MS N°888/2021 do Ministério da Saúde do Brasil (Brasil, 2021).

Tabela 10 – Resultados dos exames microbiológicos da água de estudo tratada com Processo Eletrolítico/O₃-UV, com geração de O₃ utilizando radiação UV e TDH de 18 min.

Parâmetro	Resultado	VMP - PRC N°5 Anexo XX	Unidade
Coliformes Totais	Ausência	Ausência	NMP/100mL
Escherichia coli	Ausência	Ausência	NMP/100mL

Legenda: NMP/100 mL - número mais provável por 100 mL; VMP - valor máximo permitido.

Fonte: Autor (2021)

Durante o experimento, foi possível observar intensa formação de microbolhas de hidrogênio a partir dos eletrodos de alumínio e de aço inox, bem como a formação de bolhas de ar provenientes da inserção de O₃ à solução. A Figura 18 apresenta o aspecto visual do experimento antes e após o acionamento do reator.

Figura 18 – aspecto visual do experimento antes (esquerda) e após (direita) o acionamento do reator. Formação de microbolhas de hidrogênio e bolhas de ar (direita).

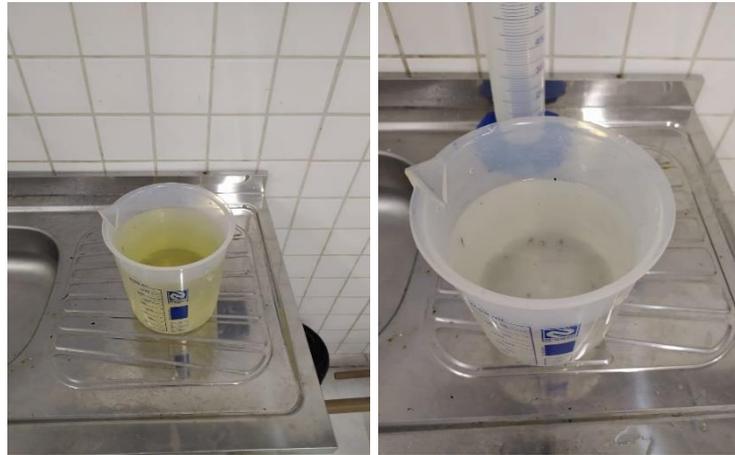


Fonte: Autor (2021)

O aspecto visual do efluente, após o tratamento, foi positivo quanto a sua clarificação. É importante perceber, entretanto, que apesar da perceptível mudança no aspecto visual, e da redução dos valores de Turbidez, os valores de cor aparente, tanto da água bruta quanto das duas amostras de água tratada, mantiveram-se os mesmos, o que pode indicar a possibilidade de um aumento na concentração de sólidos dissolvidos (cor) em contrapartida à redução de sólidos em suspensão (Turbidez). Ainda, é possível que o aparelho utilizado para análise tenha apresentado resultados imprecisos, ou mesmo que tenha havido algum nível de contaminação no momento da análise.

Para melhor visualização do resultado do tratamento, a Figura 19 apresenta uma comparação visual da água em seu estado bruto e em seu estado pós tratamento.

Figura 19 – Comparação visual das amostras de água bruta (à esquerda) e após tratamento (à direita).



Fonte: Autor (2021).

Ao final do experimento, foi possível visualizar um acúmulo de bolhas de hidrogênio na superfície do efluente, em conjunto com partículas flotadas. Após a coleta do efluente tratado, o reator foi esvaziado e o resíduo de tratamento foi coletado para uma análise visual. A Figura 20 apresenta o acúmulo de bolhas na superfície do efluente, enquanto a Figura 21 demonstra a solução residual do tratamento que contém as partículas flotadas, coletada no nível de acúmulo das bolhas de hidrogênio no reator.

Figura 20 – Acúmulo de bolhas de hidrogênio na superfície do efluente dentro do reator. Vista superior (à esquerda) e lateral (à direita).



Fonte: Autor (2021)

Figura 21 – Solução residual do tratamento contendo partículas flotadas, coletada no nível de acúmulo das bolhas de hidrogênio no reator.



Fonte: Autor (2021).

4.3.3 Tratamento por Processo Eletrolítico/Gerador de O₃ – Resultados obtidos com monitoramento da Turbidez, pH e TDS (em bancada).

Os dados distribuídos na Tabela 11 apresentam os resultados obtidos durante o segundo experimento, que utiliza uma segunda configuração do reator híbrido, onde a produção de O₃ se dá a partir de um equipamento gerador de ozônio, com capacidade de produção de 35 L/min. A análise destes resultados objetiva a escolha do melhor tempo de tratamento do reator, definido como o menor tempo em que se atinge a maior redução de turbidez na água tratada. Além disso, a tabela também tem por objetivo demonstrar o gasto energético ao longo do tempo de experimento, a fim de se analisar a eficiência energética do reator.

A amostra coletada no tempo 3 minutos (4,19 uT) apresentou uma redução de turbidez em relação à água bruta (6,20 uT) de 32,42%. Observa-se um acréscimo do valor de turbidez para a amostra coletada no tempo 6 minutos (6,79 uT), apresentando-se acima do valor de turbidez da água bruta.

Para as amostras coletadas a partir do tempo 9 minutos (1,48 uT), observa-se que a turbidez foi decaindo até atingir valor inferior ao limite mínimo de detecção do equipamento turbidímetro utilizado nas aferições (0,01 uT) no tempo 15 minutos, após o início do experimento. Deste modo, o tempo 15 minutos foi adotado como melhor tempo de tratamento, tomando-se a turbidez como principal parâmetro de escolha.

Para tempos acima de 15 minutos, contudo, os valores de turbidez voltam a subir, atingindo, aos 21 minutos (15,80 uT), um aumento de 154,84% do valor de turbidez em relação à água de estudo *in natura*. Possivelmente, esta variação da turbidez está relacionada às mesmas hipóteses elencadas no tópico de análises do reator com produção de ozônio a partir do reator UV-Ozônio, embora a diferença de vazão entre os equipamentos possa ter interferência direta na variação desse parâmetro ao longo do experimento.

Em relação ao pH, observa-se uma tendência ao aumento ao longo do tempo de experimento. A variação segue de forma muito semelhante à analisada no primeiro experimento, com produção de ozônio a partir do reator UV-Ozônio, atribuindo-se as mesmas possíveis causas a este experimento, conforme Liu, Zhao e Qu (2010).

Tabela 11 – Resultados analíticos de Turbidez, pH e TDS, obtidos em bancada a partir do tratamento por Processo Eletrolítico/Gerador de O₃, com geração de O₃ utilizando um equipamento gerador 35 L/min.

Tempo (min.)	pH	Turbidez		TDS (ppm)	Corrente elétrica (A)	Tensão elétrica (V)	Gasto energético (Wh/m ³)
	Final	Final (uT)	Redução (%)				
0	9,07	6,20	0	172	0	0	0
3	8,96	4,19	32,42	201	4,21	13,80	968,3
6	9,08	6,79	0	172	4,12	13,8	1895,2
9	9,20	1,48	76,13	161	4,23	13,8	2918,7
12	9,27	0,67	89,19	152	4,27	13,8	3928,4
15	9,35	<0,01	99,99%	158	4,27	13,8	4910,5
18	9,44	6,52	0	140	4,12	13,8	5685,6
21	9,56	15,80	0	154	4,25	13,8	6842,5

Fonte: Autor (2021).

4.3.4 Tratamento por Processo Eletrolítico/Gerador de O₃ – repetindo o experimento com melhor remoção de Turbidez.

Após os experimentos apresentarem a melhor condição de obtenção da clarificação da água de estudo, com TDH de 15 minutos, o experimento foi repetido mantendo-se as mesmas condições. Ao final dos 15 minutos, a amostra foi coletada e devidamente refrigerada para posterior encaminhamento ao laboratório de análises, onde foram realizadas as análises físico-químicas e os exames microbiológicos da água tratada.

A Tabela 12 apresenta o resultado das análises físico-químicas da água de estudo, após o tratamento com o reator híbrido, utilizando o equipamento gerador de ozônio (35 L/min) para a produção de O₃.

A turbidez aferida (1,56 uT) na água de estudo, apresentou-se abaixo do limite (5,00 uT) estabelecido pela Portaria GM/MS nº 888/2021, do Ministério da Saúde do Brasil (BRASIL, 2021), com uma redução de 74,84% do valor de turbidez aferido para a água bruta (valor de 6,20 uT), atendendo aos critérios de potabilidade estabelecidos pela referida legislação. Da mesma maneira que o experimento realizado com o reator UV-Ozônio para a produção de O₃, este valor apresentou-se um pouco acima do valor de turbidez aferido em bancada, durante o experimento (0,00 uT).

A concentração de ferro (0,650 mg/L), presente na água tratada, apresentou um valor 116,67% acima do limite (0,300 mg/L) estabelecido pela Portaria GM/MS nº 888/2021, do Ministério da Saúde do Brasil (BRASIL, 2021). Aqui, foi possível perceber uma variação significativa em relação ao primeiro experimento, utilizando o reator UV-Ozônio (0,390 mg/L), com um aumento relativo na concentração de ferro de 66,67%, muito embora o TDH tenha sido inferior (15 minutos) em comparação com o primeiro experimento (18 minutos).

Uma hipótese para se atribuir este fenômeno seria relacionada à diferença entre as vazões de O₃ entre o equipamento gerador de ozônio e o reator UV-Ozônio. Não foi possível, entretanto, realizar uma correlação entre estes dados, uma vez que não houve estimativa de vazão do O₃ produzido pelo reator UV-Ozônio.

Quanto à concentração de cloro residual (0,001 mg/L) na água tratada com o processo eletrolítico/Gerador de O₃, elencam-se as mesmas observações feitas a este respeito na discussão dos resultados do experimento utilizando o processo eletrolítico/O₃-UV.

Tabela 12 – Resultados das análises físico-químicas da água de estudo tratada com Processo Eletrolítico/Gerador de O₃, utilizando o equipamento gerador de ozônio (35 L/min) para a produção de O₃ e com TDH de 15 minutos (continua).

Parâmetro	Resultado	VMP – GM/MS N°888 Anexo XX	Unidade
pH à 25°C	8,440	6,0 a 9,5	U pH
Alcalinidade Parcial	< 10,000	N.A	mg/L
Alcalinidade Total	51,000	N.A	mg/L
Amônia (NH₃)	< 0,300	até 1,500	mg/L
Bicarbonatos	51,000	N.A	mg/L
Cálcio	15,291	N.A	mg/L
Carbonatos	< 2,000	N.A	mg/L
Cloretos	78,454	até 250,000	mg/L
Cloro Residual Livre	0,001	≥ 0,200	mg/L
Condutividade	377,100	N.A	µS/cm
Cor Aparente	10,03	até 15,000	uH
Determinação de Aspecto	LIGEIRAMENTE TURVO	N.A	*
Dureza Total	107,629	até 500,000	mg/L
Estimativa de TDS	256,428	até 1.000,000	mg/L
Ferro	0,650	até 0,300	mg/L
Hidróxido	< 2,000	N.A	mg/L
Magnésio	16,875	N.A	mg/L
Nitratos	< 0,100	até 10,000	mg/L NO ₃ -N
Nitritos	0,000	até 1,000	mg N-NO ₂ -/L
Potássio	3,100	N.A	mg/L
Sódio	33,800	até 200,000	mg/L
Sulfato	28,080	até 250,000	mg/L
Turbidez	1,560	até 5,000	uT

Legenda: mg/L - miligrama por litro; µS/cm - microsiemens por centímetro; uH - unidades de cor Hazem; mg/L NO₃-N - miligrama por litro de nitrato com fração nitrogenada; mg/L NO₂-N - miligrama por litro de nitrito com fração nitrogenada, uT - unidade de turbidez; VMP - valor máximo permitido; N.A. - não aplicável.

Fonte: Autor (2021).

Os resultados dos exames microbiológicos da água tratada com o processo eletrolítico/gerador de O₃, assim como no experimento utilizando o reator UV-Ozônio, mostram que a técnica é eficiente na desativação dos microrganismos patogênicos, removendo totalmente coliformes totais e escherichia coli, antes presentes na água bruta. Deste modo, a água tratada encontra-se em conformidade com os critérios da Portaria GM/MS nº 888/2021, do Ministério da Saúde do Brasil (BRASIL, 2021), conforme apresentado na Tabela 13.

O tratamento atingiu 100% de remoção dos microrganismos, mesmo com um tempo de execução menor (15 minutos) em relação ao tratamento realizado pelo experimento com o reator UV-Ozônio (18 minutos). Embora não tenha sido possível afirmar que isto ocorreu devido à diferença de vazões de O₃ entre os dois experimentos, dada a impossibilidade de estimar a vazão do reator UV-Ozônio, é possível que este fator tenha sido determinante para esta ocorrência.

Outro fato a ser notado é que os exames microbiológicos dos dois experimentos foram realizados nos tempos 18 minutos (reator UV-Ozônio) e 15 minutos (equipamento gerador de ozônio – 35 L/min.), sendo possível que a ação de desinfecção consiga atingir 100% de remoção dos microrganismos mesmo em tratamentos executados em tempos inferiores a estes.

Tabela 13 – Resultados dos exames microbiológicos da água de estudo tratada com Processo Eletrolítico/Gerador de O₃, utilizando o equipamento gerador de ozônio (35 L/min) para a produção de O₃ e com TDH de 15 minutos.

Parâmetro	Resultado	VMP - PRC N°5 Anexo XX	Unidade
Coliformes Totais	Ausência	Ausência	NMP/100mL
Escherichia coli	Ausência	Ausência	NMP/100mL

Legenda: NMP/100 mL - número mais provável por 100 mL; VMP - valor máximo permitido.

Fonte: Autor (2021).

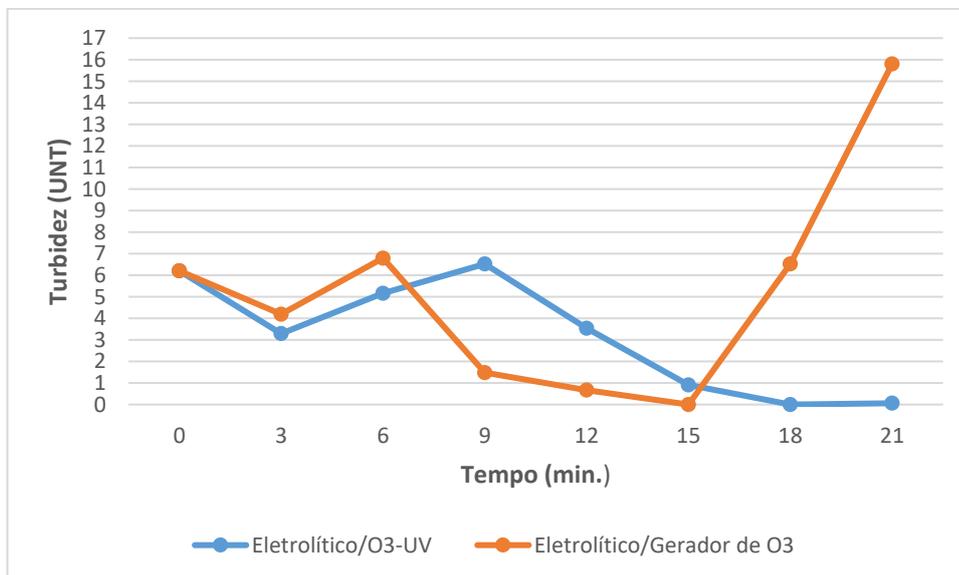
4.4 Comparativo: Processo Eletrolítico/O₃-UV X Processo Eletrolítico/Gerador de O₃.

Conforme os resultados dos experimentos, apresentados e discutidos anteriormente, as Figuras 22, 23, 24 e 25 trazem gráficos comparativos referentes às variações de Turbidez, pH, Total de sólidos dissolvidos (TDS) e gasto energético, ao longo do tempo, entre as duas configurações do reator híbrido (Eletrolítico/O₃-UV e Eletrolítico/Gerador de O₃).

Conforme verificado na Figura 22, em ambos os experimentos há uma tendência a uma redução inicial dos valores de turbidez, seguida de um aumento e posterior redução até o limite mínimo de aferição do turbidímetro (0,00 UNT). Ambas as configurações do reator híbrido (Eletrolítico/O₃-UV e Eletrolítico/Gerador de O₃) apresentam desempenho semelhante, observando-se maior eficiência por parte do Processo Eletrolítico/Gerador de O₃, que atinge o valor mínimo de turbidez aos 15 minutos de tratamento. Observa-se, ainda, uma tendência ao aumento dos valores de turbidez no reator híbrido usando o Processo Eletrolítico/Gerador de O₃ para TDH superiores 15 minutos.

É oportuno ressaltar que as amostras coletadas em ambos os experimentos tiveram um tempo aproximado de 20 minutos até que seus parâmetros fossem medidos em bancada, durante a execução do ensaio, de modo que houve uma pequena agitação dos tubos de Falcon e um período mínimo de decantação. Caso seja implementada ao tratamento uma etapa de mistura rápida, seguida de um tempo maior de decantação, é possível que se obtenha resultados mínimos nos valores de turbidez em tempos menores de tratamento.

Figura 22 – Gráfico comparativo das variações de turbidez ao longo do tempo, entre os dois experimentos.

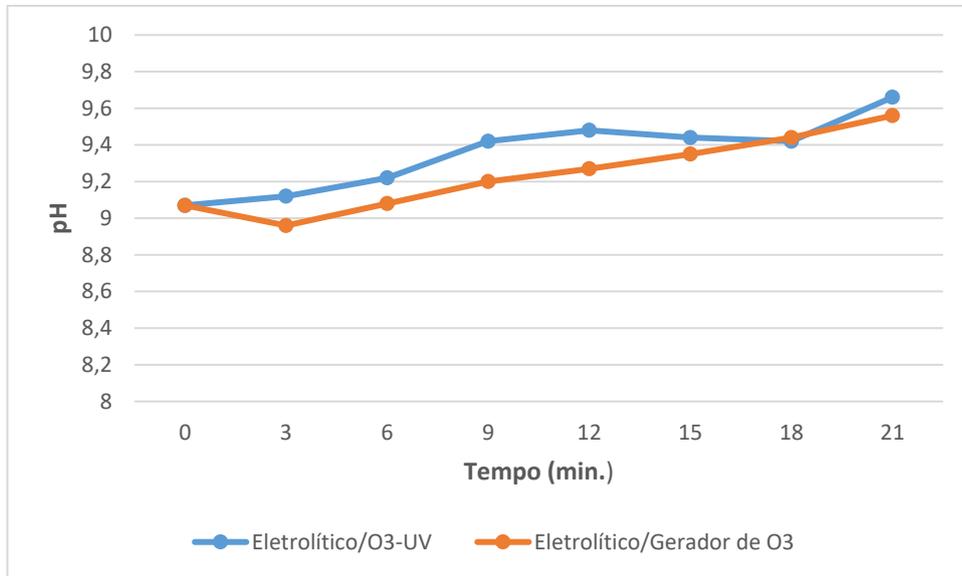


Fonte: Autor (2021)

Em relação ao pH, a Figura 23 apresenta sua variação ao longo do tempo para cada uma das configurações do reator híbrido (Eletrolítico/O₃-UV e Eletrolítico/Gerador de O₃). Ambos os experimentos apresentam níveis muito semelhante de variação, com uma tendência ao aumento do pH, dependendo do pH da água a ser tratada, conforme Liu, Zhao e Qu (2010). Isto posto, pode-se dizer que a utilização do Processo Eletrolítico/O₃-UV é semelhante à

utilização do Processo Eletrolítico/Gerador de O₃, no que se refere à influência no pH da água tratada.

Figura 23 - Gráfico comparativo das variações de pH ao longo do tempo, entre os dois experimentos.

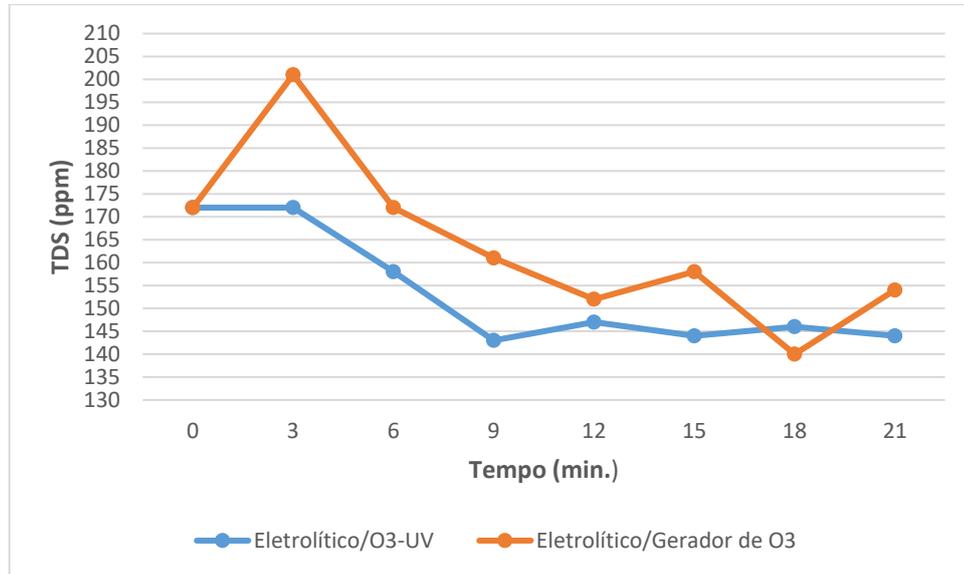


Fonte: Autor (2021).

No tocante ao TDS, a variação encontrada no tratamento pelo reator híbrido, utilizando o Processo Eletrolítico/O₃-UV, tendeu a decrescer de uma maneira mais consistente, se comparada com a utilização do Processo Eletrolítico/Gerador de O₃.

Ainda, observa-se que os valores de TDS das amostras coletadas em quase todos os tempos do experimento utilizando o Processo Eletrolítico/O₃-UV são inferiores aos valores aferidos das amostras do experimento utilizando o Processo Eletrolítico/Gerador de O₃, conforme pode ser observado na Figura 24.

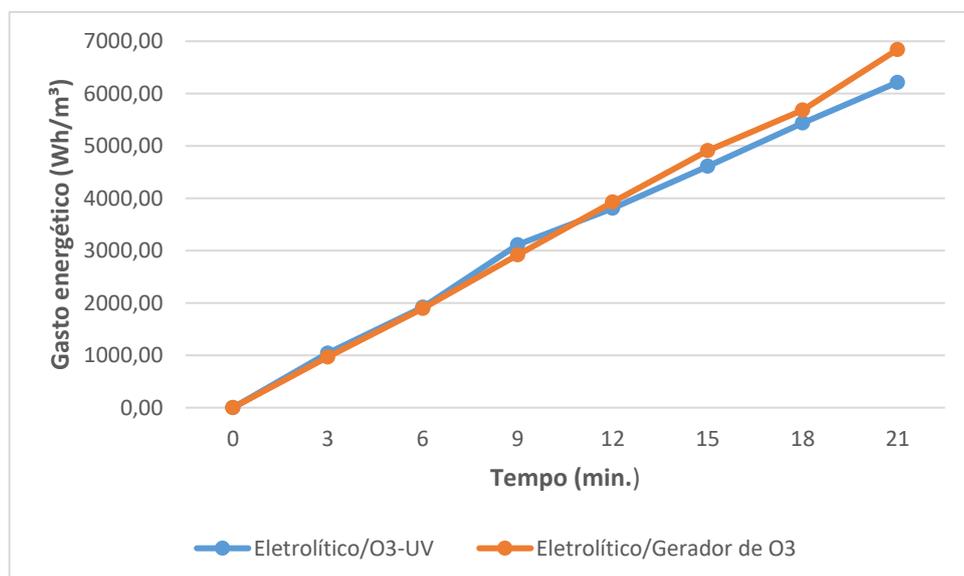
Figura 24 - Gráfico comparativo das variações de TDS ao longo do tempo, entre os dois experimentos.



Fonte: Autor (2021)

A Figura 25 apresenta o gráfico de gasto energético nos dois experimentos. Os valores, em Wh/m³, foram calculados conforme a Equação 36 para cada tempo de experimento, em ambas as configurações do reator híbrido (Eletrolítico/O₃-UV e Eletrolítico/Gerador de O₃). Neste ponto, ambos os experimentos apresentam resultados bastante semelhantes, principalmente nos primeiros 12 minutos de TDH, a partir de quando o experimento utilizando o Processo Eletrolítico/O₃-UV apresenta uma leve redução de custo, em comparação com o Processo Eletrolítico/Gerador de O₃.

Figura 25 - Gráfico comparativo das variações do gasto energético ao longo do tempo, entre os dois experimentos.



Fonte: Autor (2021).

Levando em consideração os melhores TDH, que para o experimento Eletrolítico/O₃-UV foi de 18 min (0,3h) e o experimento Eletrolítico/Gerador de O₃ foi de 15 min (0,25h), foi possível fazer uma estimativa de consumo energético de 5,44 kWh/m³ e 4,91 kWh/m³, respectivamente, aplicando-se a Equação 36. Tomando-se como referência a tarifa de 0,671 R\$/kWh, conforme a Tabela 14, pôde-se observar os seguintes custos relativos ao tratamento, conforme a Tabela 15.

Tabela 14 - Tarifa energética ENEL

Subgrupos – B2 e B3_outros	Verde			Amarela			Vermelha		
	R\$/kWh			R\$/kWh			R\$/kWh		
	TUSD	TE	TUSD+TE	TUSD	TE	TUSD+TE	TUSD	TE	TUSD+TE
B3 –Água, Esg. e Saneamento	0,312	0,242	0,553	0,324	0,254	0,579	0,371	0,300	0,671

Fonte: Adaptado de Enel (2021).

Tabela 15 - Custo energético em R\$/m³ de água tratada pelas tecnologias associadas

Configuração do reator híbrido	Consumo energético (kWh/m ³)	Custo energético de operação (R\$/m ³)
Eletrolítico/O ₃ -UV	5,44	3,65
Eletrolítico/Gerador de O ₃	4,91	3,29

Fonte: Autor (2021).

5 CONCLUSÃO

Os resultados obtidos para o tratamento da água de estudo, usando as associações de tecnologias propostas: Eletrolítico/O₃-UV e Eletrolítico/Gerador de O₃, apresentaram resultados muito semelhante, ambos atingindo 100% de remoção de Turbidez (em bancada) e inativando totalmente os microrganismos patogênicos presentes na água da Lagoa da Parangaba, de modo que a configuração Eletrolítico/Gerador de O₃ foi a mais eficiente, pois apresentou menor TDH para atingir resultados semelhantes, gerando economia de tempo e de energia empregados no processo de tratamento.

Concluiu-se ainda que, o uso das associações tecnológicas Eletrolítico/O₃-UV e Eletrolítico/Gerador de O₃, no quesito tempo, podem apresentar melhor desempenho a partir de outros experimentos que incluam etapas de mistura rápida e maior tempo de decantação para as amostras analisadas. Desse modo, é possível que se obtenha parâmetros de qualidade da água semelhantes aos apresentados nas discussões dos resultados com menores valores de TDH, e consequentemente menor consumo energético.

No tocante aos parâmetros de potabilidade, especificamente em relação à concentração de ferro na água tratada, que ultrapassaram, para ambas as configurações (Eletrolítico/O₃-UV e Eletrolítico/Gerador de O₃), os limites estabelecidos pela Portaria GM/MS nº 888/2021, do Ministério da Saúde do Brasil (BRASIL, 2021), foi possível supor que pode-se obter menores valores através de um menor TDH, que também pode ter relação direta com a vazão de O₃ bombeado até o reator.

Considerando o uso do da configuração Eletrolítico/Gerador de O₃, e o tempo de detenção hidráulica de 15 minutos, 74,84% de remoção de turbidez e pH de 8,44, o custo de tratamento encontrado para as tecnologias associadas foi de R\$ 3,29 kWh/m³, levando em conta apenas o gasto energético do sistema.

A montagem do reator eletrolítico com material acrílico foi simples e apresenta facilidade de concepção de projeto, além de ser constituído por materiais de baixo custo e fácil aquisição, como acrílico, plástico, aço inox e alumínio. Adaptando-se a quantidade e dimensão dos eletrodos e a potência elétrica aplicada, é possível ampliar essa tecnologia para aplicações em diversas escalas.

O reator UV-Ozônio foi de fácil projeção e concepção, também utilizando materiais de fácil acesso e baixo custo (tubulações e conexões de PVC, lâmpadas UV, mangueira de

borracha, aerador/oxigenador utilizado em aquários e cooler para sucção de ar). Apesar de não ter sido verificada a vazão de O_3 gerado pelo sistema, a partir dos resultados analisados pôde-se concluir que é possível realizar uma ampliação para o atendimento de demanda em escalas maiores. Em comparação com os equipamentos geradores de O_3 encontrados no mercado, o reator UV-Ozônio projetado foi capaz de apresentar resultados muito semelhantes com economia que varia de 80% a 96%, aproximadamente.

5.1 Sugestões para trabalhos posteriores

Algumas recomendações e sugestões são pertinentes para se conseguir mais detalhes a respeito da associação tecnológica proposta e sua aplicação ao tratamento de água. As sugestões são:

- A realização de novos experimentos, utilizando-se apenas eletrodos de alumínio, podem resolver a questão da alta concentração de ferro, devendo ser comparados os demais parâmetros físico-químicos e microbiológicos para avaliação de desempenho;
- Outra sugestão é a adição de um maior período de decantação da água tratada, objetivando atingir valores mínimos de turbidez com menor TDH no sistema, conseqüentemente, uma alcançando-se maior eficiência no processo de tratamento;
- Realizar medições de vazão de O_3 a partir do reator UV-ozônio, de modo que se possa construir correlações entre esse parâmetro e os resultados das análises da água tratada;
- Estimar a geração de resíduos gerados pelo tratamento e buscar possíveis soluções para eles;
- Modificar o regime hidráulico de modo que o sistema possa operar com vazões constantes.

REFERÊNCIAS

- ABDALA NETO, E.F. **Pré e Pós-Tratamento por Eletro-Oxidação Associada à Fotocatálise Heterogênea em uma ETA por Foltração Direta Visando a Redução dos Precursores dos Compostos Organoclorados**. 2012. Tese de Doutorado em Saneamento Ambiental. Universidade Federal do Ceará, 2012.
- AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS - ANA. **Indicadores de Qualidade – Índice do Estado Trófico (IET)**. Disponível em: <http://portalpnqa.ana.gov.br/indicadores-estado-trofico.aspx>. Acesso em: 26/10/2020.
- ALBQUERQUE, M.V.C. **Remoção de cianobactérias e cianotoxinas presentes em águas de reservatórios eutrofizados por processos oxidativos avançados (POAs)**. 2020. Braz. J. of Develop., Curitiba, v. 6, n. 8, p. 61234-61248 aug. 2020.
- APHA. AWWA, WPCF, (2017) **Standard Methods for the Examination of Water and wastewater**. 23th edition, Washington, USA.
- AQUINO NETO, S; MAGRI, T. C; SILVA, G. M; ANDRADE, A. R. **Tratamento de Resíduos de Corante por Eletrofloculação: Um Experimento para Cursos de Graduação em Química**. Química Nova, v.34, n.8, p.1468-1471, 2011.
- ASAITHAMBI, P.; SUSREE, M.; SARAVANATHAMIZHAN, R., MATHESWARAN, M. **Ozone assisted electrocoagulation for the treatment of distillery effluent**. Desalination, v. 297, p. 1-7, mai. 2012.
- BARBOSA, F.L.A. **A eutrofização dos recursos hídricos no estado do Ceará**. 2017. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Agronomia) – Curso de Agronomia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2017.
- BARRETO, L.V.; BARROS, F.M.; BONOMO, P.; ROCHA, F.A.; AMORIM, J.S. **Eutrofização em Rios Brasileiros**. Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer. Goiânia, v.9, N.16; p.2165. 2013;
- BARROS, Vanine Vanila Silva de. **Desenvolvimento de um sistema de eletrocoagulação para remoção de matéria coloidal de efluente real procedente de estação de tratamento de água industrial**. Universidade de Brasília: Brasília, 2015.
- BIDOIA E. D.; NOTOYA, E. Y. **Tratamento Eletrolítico de Efluente Contendo Fenol com Eletrodos DSA**. Arq. Inst. Biol., v. 71, p. 1-749, 2004.
- BISCUOLA, J. G.; BÔAS N. V.; DOCA, R. H. **Tópicos de física 3: eletricidade, física moderna e análise dimensional**. 18. ed. São Paulo: Saraiva, 2012.
- BITTENCOURT, C.; PAULA, M.A.S.D. **Tratamento de Água e Efluentes - Fundamentos de Saneamento Ambiental e Gestão de Recursos Hídricos**. 1º ed - São Paulo: Editora Saraiva, 2014.
- BRAGA, T.S. *et al.* **Estudo da aplicação de ozônio para pré-tratamento de água para abastecimento**. In: Encontro de Iniciação Científica e Pós-Graduação do ITA, 13, 2007, São José dos Campos. Anais [...].
- BRASIL. **Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007**. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978; e, Brasília, DF, 5 jan 2007. 37p

BRASIL. Ministério da Saúde. Gabinete do Ministro. **Portaria GM/MS nº 888 de 04 de maio de 2021**. Altera o Anexo XX da portaria de Consolidação GM/MS nº 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília, 2021.

BULL, R. J.; KOPFLER, F. C. **Formation and occurrence of disinfectant by-products. In: HEALTH effects of disinfectants and disinfection by products**. Denver, CO: American Water Works Association Research Foundation, 1991.

CARMICHAEL, Wayne W. et al. Human fatalities from cyanobacteria: chemical and biological evidence for cyanotoxins. **Environmental health perspectives**, v. 109, n. 7, p. 663-668, 2001.

CETESB (2007). **Relatório de Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo: 2006**. São Paulo: CETESB, 2007. (Série Relatórios)

CHEN, X.; CHEN, C.; YUE, P. I. **Sep. Purif. Technol.**, v. 19, p. 65, 2000.

CHORUS, INGRID & BARTRAM, JAMIE. **Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management**. World Health Organization, 1999. Disponível em: <https://apps.who.int/iris/handle/10665/42827>. Acesso em: 25/10/2020.

CYBIS, L.F. *et al.* **Manual para estudo de cianobactérias planctônicas em mananciais de abastecimento público: caso da represa Lomba de Sabão e lago Guaíba**. Porto Alegre, Rio Grande do Sul. Rio de Janeiro: ABES, 2006. 64p.

CONAMA. **Resolução Nº 274, de 29 de novembro de 2000**. Define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras. Diário Oficial da União. Brasília, DF, 2001.

CONTERATO, E. *et al.* **Saneamento**. 1º ed. Porto Alegre: SAGAH, 2018.

DE ANGELIS, D. F. et al. **Eletrólise de resíduos poluidores. I – efluente de uma indústria liofilizadora de condimentos**. Química Nova, v. 21, n. 1, p.20-24. 1998.

DI BERNARDO, L; DANTAS, A.D.B.; VOLTAN, P.E.N. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. 3º ed. São Paulo: LDiBe, 2017.

DRIKAS, M.; DIXON, M.; MORRAM, J. **Removal of MIB and geosmin using granular activated carbono with and without MIEX pre-treatment**. Water Research. v. 43, p. 5151-5159, 2009.

DRIKAS, M. et al. **Using Coagulation, Flocculation, and Settling to Remove Toxic Cyanobacteria**. Journal AWWA. v. 93, n.2, p.100-111, 2001.

ENEL, 2021. **Tabela de Tarifas de Fornecimento de Energia Elétrica, de 22/04/2021**. Disponível em: <https://www.enel.com.br/content/dam/enel-br/megamenu/taxas,-tarifas-e-impostos/Tarifas%20ENEL-CE%20bandeira-AMARELA_%20Abril21.pdf>. Acesso em 16/06/2021.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 1988. 574p.

FREIRE, R. S.; PELEGRINI, R.; KUBOTA, I. T.; DURÁN, N.; PERALTA-ZAMORA, P. **Quim. Nova**, v. 23,p. 504, 2000.

- FONSECA, G.A.B; 2010 **Contribuição Antrópica na Poluição de Reservatórios Hidrelétricos: o Caso da Usina Hidrelétrica de São Simão Rio de Janeiro**. Dissertação Mestrado em Ciências em planejamento energético UFRJ/COPPE, 2010.
- FRANZ, G. A. S.; CUNHA, C. L. N.; GOBBI, M. F. **Eutrofização em um reservatório destinado ao abastecimento público: O Caso do Reservatório do Iraí-PR**. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos/8º Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Oficial Portuguesa, 2007.
- GENTIL, V. **Corrosão**. 6º ed. Rio de Janeiro: LTC, 2011.
- GUERRA, A.B. **Avaliação em escala de bancada do emprego de carvão ativado granular na remoção de microcistina-Lr na potabilização de águas eutrofizadas do semiárido nordestino**. Dissertação de Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental. Universidade Estadual da Paraíba, 2012.
- HELLER, L; PÁDUA, V.L. **Abastecimento de água para consumo humano**. 2 ed. rev. e atual. Belo Horizonte. UFMG, 2010.
- HERNÁNDEZ-ORTEGA, M.; PONZIAK, T.; BARRERA-D´IAZ, C.; RODRIGO, M. A.; ROA-MORALES, G.; BILYEU, B. Use of a combined electrocoagulation-ozone process as a pré-treatment for industrial wastewater. **Desalination**, v. 250, p. 144-149, nov. 2008.
- HEWITT, P. G. **Física conceitual**. 12. ed. Porto Alegre: Bookmam, 2015.
- INSTITUTO TRATA BRASIL. **Principais estatísticas**, 2020. Disponível em: <http://www.tratabrasil.org.br/saneamento/principais-estatisticas>. Acesso em: 25/10/2020.
- ISRAILIDES, C. J. *et al.* Olive oil wastewater treatment with the use of an electrolysis system. **Bioresource Tech.**, v. 61, p. 163-170, 1997.
- JIA, J. B. *et al.* Novel electrochemical heterogeneous catalytic reactor for organic pollutant abatement. **Russ. J. Electrochem.**, v. 43, p. 296-300, 2007.
- KEMMER, F. N. **The NALCO Water Handbook**. 2th edition. 1988.
- KNEVITZ, Luciano Acunha. **Avaliação da eficiência de remoção de turbidez de um sistema de clarificação**. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Química). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2017.
- KOBYA, M.; HIZ, H.; SENTURK, E.; AYDINER, C.; DEMIRBAS, E.; **Treatment of potato chips manufacturing wastewater by electrocoagulation**. **Desalination**, n. 190, p. 201-211, 2006.
- LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. São Paulo: USP/ Departamento de Ecologia., 2004. 235 f. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, 2004.
- LIBÂNIO, M. **Fundamentos da qualidade e tratamento da água**. Campinas, Átomo. 2010.
- LIMA, A. S.; BUARQUE, H. L. B.; GOMES, R. B. **Caracterização trófica de duas lagoas urbanas de Fortaleza, Ceará: Lagoa da Maraponga e da Parangaba**. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, Fortaleza, 2009.
- LIU, H.; ZHAO, X.; QU, J. **Electrocoagulation in Water Treatment**. In: COMNINELLIS, C.; CHEN, G. (Ed.). **Electrochemistry for the Environment**. New York: Springer, 2010. Cap. 10. p. 245-262.

- LUZIA, A.P., 2004, **Limnologia e Grau de Trofia dos Reservatórios em Cascata do rio Tietê (Médio e Baixo Tietê, São Paulo)**. Tese de M.Sc., São Carlos, USP.
- MAGALHÃES NETO, G. O. **Eletroflotação, Eletrocoagulação e Eletro-oxidação, Aplicada à Clarificação de Águas Urbanas Contaminadas**. Trabalho de conclusão de curso (graduação); Cenntro Universitário Christus – Unichristus, Fortaleza, 2020.
- MAHMOUD, A.; FREIRE, R.S. **Métodos emergentes para aumentar a eficiência do ozônio no tratamento de águas contaminadas**. Quím. Nova, vol.30, no.1, p.198-205 São Paulo Jan./Feb. 2007
- MAIA, L. G. C. *et al.* **Otimização da técnica de eletrocoagulação/floculação por meio de redução de DQO utilizando eletrodos de aço carbono avaliando redução de concentrações da matéria orgânica**. In: ANAIS DO CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA QUIMICA, XX., 19 a 22 out. 2014, Florianópolis (SC) – Brasil. Anais eletrônicos [...] Campinas, Galoá,2014.
- NETTO, J.M.A; RICHTER, C.A. **Tratamento de Água**. 1° ed. São Paulo: Bulcher, 1991.
- NETTO, J.M.A. **Novos conceitos sobre a eutrofização**. Revista DAE, v. 48, n. 151, p. 22-28, 1988.
- PÁDUA, V.L. (coordenador). **Remoção de microorganismos emergentes e microcontaminantes orgânicos no tratamento de água para consumo humano**. Rio de Janeiro: ABES, 2009.
- PANIZZA, Andreia de Castro. **A importância da Mata ciliar: Entenda por que as formações vegetais ciliares são essenciais para os ecossistemas e para os recursos hídricos**. São Paulo. 2016. Disponível em:< <https://www.cartacapital.com.br/educacao/a-importancia-da-mata-ciliar/> >. Acesso em 28 de maio de 2021.
- PULGARIN, C. *et al.* **Electrochemical detoxification of a 1,4 -Benzoquinone solution in wastewater treatment**. Wat. Res., v. 28, n. 4, p. 887-893, 1994.
- ROCHA, A.H.Q. **Aplicação de eletrocoagulação-ozonização por corrente direta pulsada e inversão de polaridade para tratamento de efluente de uma lavanderia industrial**. Tese de Doutorado em Engenharia Civil UFC, 2018.
- SANTOS, Emerson Roberto et al. **Reator de UV-Ozônio com lâmpada a vapor de mercúrio a alta pressão modificada para tratamento superficial de óxidos transparentes condutivos utilizados em dispositivos poliméricos eletroluminescentes**. Química Nova, v. 33, n. 8, p. 1779-1783, 2010.
- SILVA, P. C. F.; MAINIER, F. B. **Tecnologia eletroquímica aplicada ao tratamento de efluentes industriais**. In: Semana de Engenharia da Universidade Federal Fluminense, 7.; Seminário Fluminense de Engenharia, 4., 2005. Trabalhos técnico-científicos. Niterói: UFF, 2005.
- SMITH, V. H. & SCHINDLER, D. W. **Eutrophication science: where do we go from here?** Trends in Ecology and Evolution 24: 201-207. 2009.
- SOLANO, A. M. S., GARCIA-SEGURA, S., MARTÍNEZ-HUITLE, C.A., BRILLAS, E., **Degradation of acidic aqueous solutions of the diazo dye Congo Red by photo-assisted electrochemical processes based on Fenton's reaction chemistry**, Applied Catalysis B: Environmental, Volumes 168–169, p. 559-571, 2015.

SRINIVASAN, P. T.; VIRARAGHAVAN, T.; SUBRAMANIAN, K. S. Aluminium in drinking water: An overview. **Water Sa**, v. 25, n. 1, p. 47-55, 1999.

SZPYRKOWICZ, L. *et al.* Performance of electrochemical reactor for treatment of tannery wastewaters. **Chem. Eng. Sci.**, v. 56, p. 1579-1586, 2001.

TICIANELLI, E. A.; GONZALES, E. R. **Eletroquímica: princípios e aplicações**. 2. ed. São Paulo, EDUSP, 2005.

TEIXEIRA, C.P.A.B.; JARDIM, W.F. **Processos oxidativos avançados: Conceitos teóricos**. Campinas, ago. 2004.

VIANA, Rommel B. *et al.* Risk assessment of trihalomethanes from tap water in Fortaleza, Brazil. **Environmental monitoring and assessment**, v. 151, n. 1-4, p. 317-325, 2009.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4° ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2011.

YEH, R.S.; WANG, Y.Y.; WAN, C. **Removal of Cu-EDTA compounds via electrochemical process with coagulation**. *Wat. Res.*, v. 29, n.2, p.597-599, 1995.