



UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
UNIDADE ACADÊMICA DE ENGENHARIA QUÍMICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA
LABORATÓRIO DE REFERÊNCIA EM DESSALINIZAÇÃO

**DESINFECÇÃO ELETROQUÍMICA DE ÁGUAS DE ABASTECIMENTO:
INVESTIGAÇÃO DO DESEMPENHO DE UM SISTEMA INTEGRADO COM
FILTRO DE POLIPROPILENO E REATOR COM ELETRODOS DE ESPONJA DE
NÍQUEL E TITÂNIO/PLATINA.**

IASMYN VASILJEVIC MENDES MATIAS BEZERRA

Campina Grande
2024

IASMYN VASILJEVIC MENDES MATIAS BEZERRA

**DESINFECÇÃO ELETROQUÍMICA DE ÁGUAS DE ABASTECIMENTO:
INVESTIGAÇÃO DO DESEMPENHO DE UM SISTEMA INTEGRADO COM
FILTRO DE POLIPROPILENO E REATOR COM ELETRODOS DE ESPONJA DE
NÍQUEL E TITÂNIO/PLATINA.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química da Universidade Federal de Campina Grande como requisito para obtenção do título de Mestre em Engenharia Química.

Área de Concentração: Desenvolvimento de Processos Químicos.

Orientador: Prof. Dr. Kepler Borges França

Campina Grande

2024

B574d

Bezerra, Iasmyn Vasiljevic Mendes Matias.

Desinfecção eletroquímica de águas de abastecimento: investigação do desempenho de um sistema integrado com filtro de polipropileno e reator com eletrodos de esponja de níquel e titânio/platina / Iasmyn Vasiljevic Mendes Matias Bezerra – Campina Grande, 2024.

50 f. : il. color.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Ciências e Tecnologia, 2024.

"Orientação: Prof. Dr. Kepler Borges França."

Referências.

1. Tratamento de Água - Processos. 2. Desinfecção Eletroquímica. 3. Escherichia Coli. I. França, Kepler Borges. II. Título.

CDU 66.011:628.16(043)

IASMYN VASILJEVIC MENDES MATIAS BEZERRA

**DESINFECÇÃO ELETROQUÍMICA DE ÁGUAS DE ABASTECIMENTO:
INVESTIGAÇÃO DO DESEMPENHO DE UM SISTEMA INTEGRADO COM
FILTRO DE POLIPROPILENO E REATOR COM ELETRODOS DE ESPONJA DE
NÍQUEL E TITÂNIO/PLATINA.**

Avaliado em: 23 de Fevereiro de 2024

**KEPLER BORGES
FRANÇA**

Assinado de forma digital por
KEPLER BORGES FRANÇA
Dados: 2024.03.15 15:28:26
-03'00'

Prof. PhD Kepler Borges França (UAEQ/CCT/UFCG) – Orientador



Prof. Dr. Gilmar Trindade de Araújo (UAEQ/CCT/UFCG) – Avaliador

gov.br

Documento assinado digitalmente
GILMAR TRINDADE DE ARAUJO
Data: 15/03/2024 11:29:58-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>



Pesq^a. Dr^a. Bruna da Silveira Guimarães, (UFCG/ Examinadora Interna).
Avaliador

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus que em sua infinita bondade me mantém de pé, me abençoando com tantas oportunidades de crescimento como esta.

A meu esposo, Ítalo, e nossa amada filha Ísis, neles encontro a força e o motivo de seguir em busca dos nossos objetivos.

A minha família, de sangue e coração, que formaram uma rede de apoio incondicional que foi primordial em toda essa caminhada, oferecendo suporte e incentivo.

Ao meu orientador, Kepler, pela oportunidade e confiança.

A toda equipe que compõe o LABDES que tanto me auxiliou durante todo o trabalho.

“Busquem, em primeiro lugar, o reino de Deus e a sua justiça, e todas essas coisas lhes serão dadas. Portanto, não se preocupem com o amanhã, pois o amanhã trará suas próprias inquietações. Bastam para hoje os problemas deste dia.”

Mateus 6:33,34

RESUMO

Com a crescente preocupação com a escassez hídrica global, a literatura tem se concentrado no desenvolvimento de tecnologias inovadoras para o tratamento de águas, destacando os desafios enfrentados na disponibilidade de água potável. Os métodos tradicionais de tratamento de água apesar de eficientes possuem alguns percalços, como: a resistência de alguns microrganismos ao tratamento, a formação de subprodutos tóxicos, a ineficiência na remoção de poluentes emergentes, gastos com reagentes químicos, infraestrutura complexa e ineficiência na remoção de contaminantes dependendo da origem da água a ser tratada, surgindo a necessidade de abordagens mais eficientes. A desinfecção eletroquímica emerge como uma alternativa promissora, permitindo a geração *in situ* de biocidas, evitando o manuseio de agentes oxidantes concentrados. Visando contribuir com o progresso dessa tecnologia foi desenvolvido um reator eletroquímico tubular, com cátodo poroso de níquel e ânodo de titânio revestido com platina posicionados em um sistema eletrolítico juntamente com um filtro de polipropileno. O objetivo principal deste trabalho foi avaliar o desempenho deste reator na geração de espécies oxidantes e eliminação de *Escherichia coli*. O desenvolvimento deste trabalho foi dividido em duas fases. A primeira consistiu da confecção e operação do sistema sob uma diferença de potencial de 12V e uma vazão de 1L.min⁻¹ com diferentes concentrações de E. coli, sem a presença de pré-tratamento. Na segunda fase, estudou-se o desempenho do reator no tratamento eletroquímico de águas doces sintéticas com diferença de potencial de (12-14) V e vazões de (1,0-1,5) L.min⁻¹ foi avaliada a performance em termos de remoção de turbidez, cor e desinfecção. Nas melhores condições da fase I atingiu-se cerca de 86% de inativação da *Escherichia coli*. Na Fase II foi verificada uma eficiência na remoção de turbidez e cor das águas residuárias, reduzindo até 55,0% de turbidez e 57,0% de cor. Pelas baixas concentrações de íons cloreto presente, não foi possível estudar sua influência na inativação de *Escherichia coli* em ambas as fases. Nessa mesma fase foi obtida inativação de cerca de 99,99% da *Escherichia coli* sob a atuação do campo elétrico com diferença de potencial de 14V, operando com recirculação como na simulação de uma operação em série.

Palavras-chave: Tratamento de água. Desinfecção eletroquímica. *Escherichia coli*.

ABSTRACT

With the growing concern about global water scarcity, literature has focused on the development of innovative technologies for water treatment, highlighting challenges in the availability of drinking water. Traditional water treatment methods, despite their efficiency, face some setbacks, such as resistance of certain microorganisms to treatment, formation of toxic by-products, inefficiency in removing emerging pollutants, chemical reagent expenses, complex infrastructure, and inefficiency in contaminant removal depending on the water source. This necessitates more efficient approaches. Electrochemical disinfection emerges as a promising alternative, allowing in situ generation of biocides and avoiding the handling of concentrated oxidizing agents. In an effort to contribute to the progress of this technology, a tubular electrochemical reactor was developed, with a porous nickel cathode and a platinum-coated titanium anode positioned in an electrolytic system along with a polypropylene filter. The main objective of this work was to evaluate the reactor's performance in generating oxidizing species and eliminating *Escherichia coli*. The development of this work was divided into two phases. The first involved the fabrication and operation of the system under a potential difference of 12V and a flow rate of 1L/min with different concentrations of E. coli, without pre-treatment. In the second phase, the reactor's performance in the electrochemical treatment of synthetic freshwaters was studied with a potential difference of (12-14) V and flow rates of (1.0-1.5) L/min, evaluating performance in terms of turbidity, color removal, and disinfection. Under the best conditions of Phase I, approximately 86% inactivation of *Escherichia coli* was achieved. In Phase II, efficient removal of turbidity and color from wastewater was observed, reducing up to 55.0% of turbidity and 57.0% of color. Despite the good efficiency, the parameters did not meet the potability standards required by legislation. Due to the low chloride ion concentrations present, it was not possible to study their influence on the inactivation of *Escherichia coli* in both phases. In the same phase, an inactivation of about 99.99% of *Escherichia coli* was achieved under the action of the electric field with a potential difference of 14V, operating with recirculation and simulating a series operation.

Key-words: Water Treatment. Electrochemical Disinfection. *Escherichia coli*.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Esquema demonstrativo das principais vias de contaminação da água dentro do Sistema Integrado de Águas (IWS).

Figura 2 – Demanda de oxidante para desinfecção em diferentes tipos de efluente através do tratamento eletroquímico.

Figura 3 – Fluxograma das fases que compõe o presente trabalho: Fase I – Construção e caracterização do sistema e, Fase II – Análise do desempenho do sistema no tratamento eletroquímico de águas doces contaminadas.

Figura 4 - Representação esquemática do reator eletroquímico tubular.

Figura 5 – Sistema eletroquímico para o tratamento de águas contaminadas.

Figura 6 – Sistema eletrolítico em escala real.

Figura 7 – Córrego localizado nas proximidades do Laboratório de Referência em Dessalinização (LABDES).

Figura 8 - Taxa de remoção de *Escherichia coli* em função da concentração inicial com aplicação de DDP de 12 V e vazão de 1,0 L min⁻¹.

Figura 9 - Remoção de turbidez de águas doces sintéticas, com DDP de (12-14) V e vazão de (1,0-1,5) L min⁻¹

Figura 10 - Taxa de remoção de *Escherichia coli* em função das concentrações iniciais constantes com aplicação de DDP de (12-14) V e vazão de (1,0-1,5) L min⁻¹.

Figura 11 - Remoção de cor de águas doces sintéticas, com DDP de (12-14) V e vazão de (1,0-1,5) L min⁻¹

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Propriedades físico-químicas da esponja porosa de níquel.

Tabela 2 - Dimensões dos componentes e volume do reator desenvolvido

LISTA DE ABREVIACÕES E SIGLAS

ANA - Agência Nacional de Águas

BDD - Boron-Doped Diamond (Diamante dopado com boro)

CE - Condutividade elétrica

DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio

DBP - Disinfection by-product (Subproduto de desinfecção)

DSA - Dimensionally Stable Anode (Ânodo dimensionalmente estável)

EAO - Electrochemical Anodic Oxidation (Oxidação anódica eletroquímica)

EAOP - Electrochemical Advanced Oxidation Process (Processo de oxidação avançada eletroquímica)

GPM - Galões por minuto

HAA - Haloacetic Acid (Ácido haloacético)

HPC - Placas de Organismos Heterotróficos

LABDES - Laboratório de Referência em Dessalinização

LPM - Litros por minuto

ONU - Organização das Nações Unidas

PVC - Polyvinyl chloride (Policloreto de vinila)

THM - Trihalomethane (Trihalometano)

UFMG - Universidade Federal de Campina Grande

UF - Ultrafiltração

UFC - Unidade Formadora de Colônia

UNICEF - United Nations Children's Fund (Fundo das Nações Unidas para a Infância)

WHO - World Health Organization (Organização Mundial de Saúde)

Sumário

1. INTRODUÇÃO	13
1.1 OBJETIVOS	15
<i>Objetivo Geral:</i>	15
<i>Objetivos Específicos:</i>	15
2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	16
2.1 Escassez hídrica no mundo	16
2.2 Contaminação de águas de abastecimento	17
2.3 Escherichia Coli	19
2.4 Tratamento de água para abastecimento	20
2.5 Desinfecção	21
2.6 Desinfecção eletroquímica	23
2.7 Material dos eletrodos	27
2.8 Configuração dos reatores	30
3. METODOLOGIA	33
3.1 Reator eletroquímico tubular	34
3.2 Água de abastecimento contaminada	37
3.3 Tratamentos eletroquímicos	38
3.4 Análises físico-químicas e microbiológicas	38
4. RESULTADOS E DISCUSSÕES	39
5. CONCLUSÕES	45
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	47
APENDICE A	52

1. INTRODUÇÃO

A escassez hídrica representa um desafio global, manifestando-se na disponibilidade local, desequilíbrio na distribuição, desperdício, acesso limitado à água potável, problemas de armazenamento e dificuldades no abastecimento. No contexto brasileiro, apesar da abundância de recursos de água doce, apenas cerca de 5% da população usufrui regularmente de água potável. A maioria enfrenta sérios problemas de saúde devido à presença de patógenos na água consumida, sendo o E.coli o principal agente causador. Esta bactéria pode provocar diversos sintomas, como diarreia e infecções.

Aqueles que recebem fornecimento de água de forma intermitente, populações ribeirinhas, usuários de cisternas e aqueles dependentes do abastecimento por caminhões tanque frequentemente não têm acesso a tratamento adequado da água, abrangendo a maioria da população global. Nesse cenário, urge a necessidade de desenvolver e implementar formas mais viáveis e eficientes de tratamento de água para atender às demandas dessas comunidades.

A ciência tem avançado bastante no tocante ao tratamento de água, inclusive associando o tratamento ao processo de desinfecção de água na perspectiva de suprir a demanda crescente de água para consumo humano.

Dentre essas alternativas, a desinfecção química é a mais utilizada, principalmente por cloração, sendo também por ozonização, e em caso de desinfecção física, a radiação ultravioleta. Todos são eficazes na eliminação de bactérias se forem aplicados de maneira adequada e podem ser razoavelmente eficazes na inativação de vírus. No entanto, todos os métodos de desinfecção têm alguma deficiência em relação às necessidades atuais, incluindo a geração de subprodutos de desinfecção e/ou dificuldade na gestão de tratamento, além da ineficácia contra microrganismos resistentes (HONG et al., 2016; WHO, 2017).

A desinfecção eletroquímica, uma aplicação dos Processos Oxidativos Avançados Eletroquímicos (EAOPs), surge como uma alternativa inovadora, oferecendo a vantagem de gerar espécies desinfetantes no local, evitando a manipulação de produtos químicos perigosos. Este método requer baixos potenciais elétricos, resultando em baixo consumo de energia e facilitando o gerenciamento remoto (Guo et al., 2016; Palmas et al., 2018).

Os mecanismos de inativação de microrganismos na desinfecção eletroquímica incluem oxidação direta e indireta, com a eficiência dependente do material do ânodo, como ânodos dimensionalmente estáveis (DSA) para geração de cloro ativo e diamante dopado com boro

(BDD) para espécies reativas de oxigênio. A configuração do reator e parâmetros operacionais também são cruciais para o sucesso do processo.

Costa (2020) sugeriu uma configuração de sistema com união de EAOP acoplados à pré-tratamentos como processos de separação por membranas para o tratamento de águas residuárias, cujos processos podem ser utilizados no mesmo estágio ou em estágios separados.

Este trabalho envolve o desenvolvimento de um reator eletroquímico tubular com um filtro de polipropileno, visando a retenção de sólidos antes da exposição à geração de espécies oxidantes e eliminação de microrganismos, buscando maior eficiência no tratamento eletroquímico.

1.1 OBJETIVOS

Objetivo Geral:

- Avaliar a performance de um sistema eletrolítico visando estudar a purificação de águas/efluente contaminadas destinadas a consumo humano.

Objetivos Específicos:

- Construir de um sistema eletrolítico composto com um reator, instrumentos de medidas: rotâmetros, manômetros, tanques e fonte elétrica;
- Desenvolver um meio aquoso, composta de água de abastecimento e com bactérias tipo *Escherichia Coli*, que será utilizada para estudar o desempenho do sistema eletrolítico sob diferentes potenciais elétricos;
- Estudar a influência das variáveis: vazão (Q), e diferença de potencial (DDP) na eliminação da bactéria *Escherichia coli*;
- Estudar o desempenho do sistema eletrolítico em termos de remoção de cor, turbidez e eliminação de bactérias de águas doces destinadas a abastecimento humano com diferentes características físico-químicas e microbiológicas;
- Verificar a adequação da água/efluente nos parâmetros exigidos pela legislação no tocante ao consumo humano e potabilidade da água.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Escassez hídrica no mundo

A escassez hídrica é um desafio global que se intensifica à medida que o mundo enfrenta mudanças climáticas, crescimento populacional e uso inadequado dos recursos hídricos. Esse fenômeno ocorre quando a demanda por água excede a oferta disponível, resultando em situações em que comunidades, setores agrícolas e industriais enfrentam dificuldades para atender às suas necessidades básicas de água.

Conforme Marques, Guevara e Arnoldo (2019), aproximadamente 75% da composição do planeta é constituída por água, assim como o corpo humano, que varia de 70% a 75%. Contudo, cerca de 97,5% da água global é salgada e inadequada para consumo direto ou irrigação. Dos 2,5% de água doce, a maior parte (69%) é de difícil acesso, concentrada em geleiras e águas subterrâneas (30%), restando apenas 1% disponível em rios, mas sujeito à poluição irreversível causada pelo desenvolvimento humano (ANA, 2021).

Além de sua limitação como recurso, a água doce disponível é distribuída de forma desigual pelo mundo, com 60% concentrados em apenas 10 países, incluindo Brasil, Rússia, China, Canadá, Indonésia, EUA, Índia, Colômbia e Congo. Essa distribuição, aliada às discrepâncias na densidade populacional global, resulta em variações significativas na disponibilidade per capita de água tornando o acesso à água de qualidade para todos os fins humanos um desafio custoso.

Quanto ao uso efetivo da água globalmente, aproximadamente 70% é destinado à irrigação e outros fins agrícolas, 22% para a indústria, e 8% para uso doméstico. Nos países industrializados, essa distribuição se modifica, com maior alocação para a indústria e menos para a agricultura. No Brasil, 72% da água é utilizada na agricultura, 9% para dessedentação animal, 6% na indústria e 10% para fins domésticos, de acordo com a Agência Nacional de Águas (ANA, 2021). Em média, 93 trilhões de litros de água são retirados anualmente de fontes superficiais e subterrâneas para atender a esses diversos usos.

No contexto brasileiro, cerca de 75% da água do país está nos rios da Bacia Amazônica, habitada por menos de 5% da população. Isso cria regiões de médio e alto risco de escassez nas áreas costeiras, onde reside a maior parte da população. Além disso, o Brasil enfrenta alto desperdício nas redes de distribuição, com até 60% da água tratada perdida, especialmente por vazamentos nas tubulações (CASTRO, 2021).

Estudos da Organização das Nações Unidas (2021) indicam que cerca de 10% da população global não possui acesso adequado a água potável. Apesar do Brasil ser privilegiado em termos de disponibilidade de água doce em relação a outros países, já sente os efeitos da escassez, evidenciados por secas no Nordeste e episódios de racionamento em cidades como São Paulo (Castro, 2021).

Estima-se que a procura global de água aumente 55%, enquanto atualmente cerca de 25% das grandes cidades estão enfrentando alguns níveis de estresse hídrico (Lund Schlamovitz; Becker, 2021). As alterações climáticas, as secas severas, crescimento populacional, aumento da demanda e má gestão durante as últimas décadas enfatizaram ainda mais os escassos recursos de água doce ao redor mundo e resultou numa grave escassez de água para cerca de 4 mil milhões de pessoas, pelo menos um mês anualmente (Shalamzari e Zhang, 2018; Procházka et al., 2018; Khatibi e Arjjumend, 2019; Orimoloye et al., 2021). Em todo o mundo, cerca de 2,2 mil milhões de pessoas não têm acesso a serviços seguros água potável (UNICEF e OMS, 2019).

A literatura dedicada à escassez de água tem se concentrado principalmente na quantidade desse recurso. No entanto, a qualidade da água fornecida aos consumidores durante períodos de escassez pode ser comprometida se medidas de segurança adequadas não forem implementadas. As áreas regionais afetadas pela escassez hídrica também podem enfrentar desafios em relação à qualidade da água (Vliet et al., 2021). Diante do aumento das secas associadas ao aquecimento global, torna-se crucial planejar uma gestão eficaz da água e sua distribuição para garantir um acesso confiável a água potável em quantidade suficiente.

Na Agenda 2030 dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável da ONU, o sexto objetivo estipula a meta de assegurar acesso universal e equitativo à água potável e segura para todas as pessoas (ONU, 2021). As metas associadas incluem a universalização do saneamento básico, aprimoramento da qualidade da água mediante a redução da poluição, a diminuição pela metade da proporção de águas residuais não tratadas e um substancial aumento na eficiência do uso da água.

2.2 Contaminação de águas de abastecimento

A rápida diminuição das reservas de água doce e o envelhecimento das estruturas hídricas em diversas áreas urbanas e rurais têm gerado desafios para várias empresas de abastecimento de água que buscam atender à demanda regular. As estratégias adotadas por essas empresas para

enfrentar a escassez de água concentram-se, principalmente, na busca por fontes alternativas, como a reutilização e captação de água da chuva (Angelakis et al., 2018; Hashim e Sayl, 2021), aumento no fornecimento de água por meio de técnicas como a mistura (Campbell et al., 2002), e redução do consumo, através de práticas como o fornecimento intermitente de água (Kumpel e Nelson, 2016; Zhou et al., 2021).

Em situações mais críticas de escassez, a entrega de água a granel é realizada por caminhões-tanque para suprir a necessidade essencial de água potável dos consumidores. Paralelamente, insta-se os consumidores a reduzirem seu consumo de água como uma medida para atenuar a demanda.

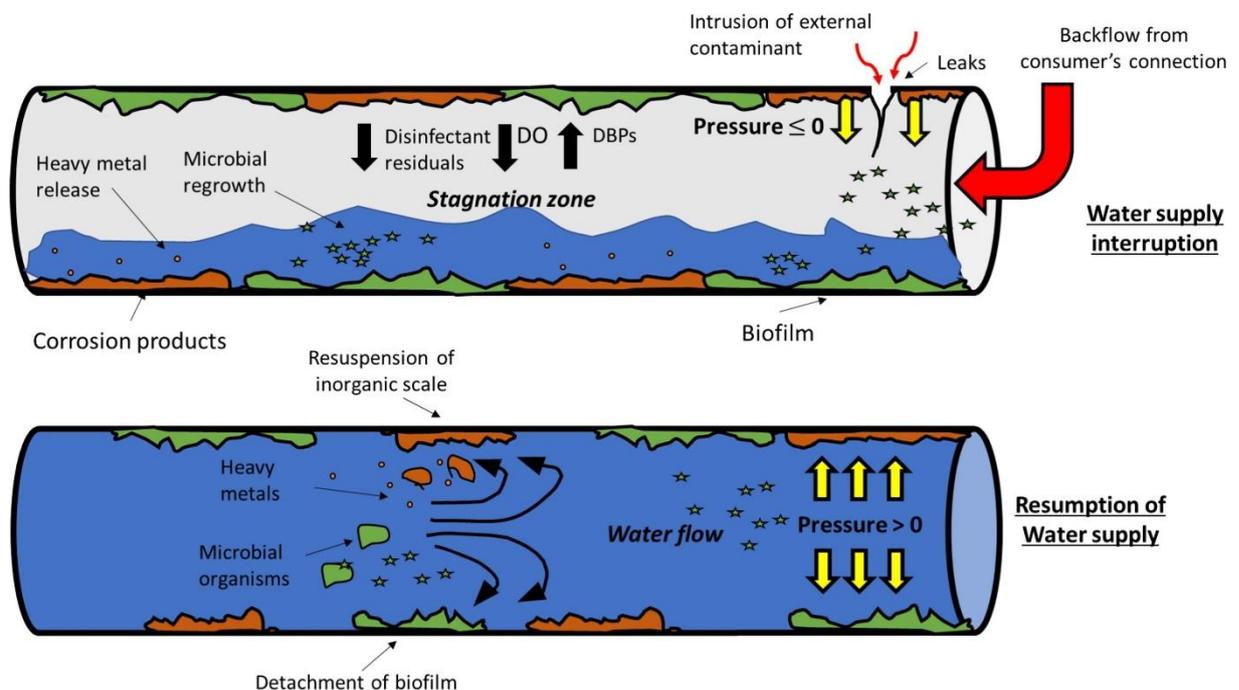
Mais de 309 milhões de pessoas, principalmente em países em desenvolvimento em torno da África, América do Sul e Ásia, estão vivenciando essa transição (Li et al., 2020; Loubser et al., 2021; Erickson et al., 2017; Kumpel e Nelson, 2016). Em um abastecimento de água intermitente que pode ocorrer diariamente, semanalmente ou sazonalmente, a água potável é fornecida por menos de 24 horas por dia aos consumidores da rede de distribuição (Farmani et al., 2021). Os eventos transitórios de pressão criado pela interrupção e retomada do abastecimento de água pode danificar as adutoras e diminuir os efeitos químicos, microbiológicos e qualidade estética.

As principais razões para a deterioração da qualidade da água através do abastecimento intermitente são (1) intrusão de contaminantes microbianos no subsolo do ambiente circundante através de vazamentos, (2) contaminantes advindos das conexões dos consumidores durante o período baixa ou ausência de eventos de pressão, (3) crescimento microbiano na água e em paredes de tubulações de zonas de estagnação e (4) remoção do biofilme, incrustações e corrosão de produtos das superfícies do tubo devido às forças de cisalhamento criadas pelo aumento repentino na velocidade da água ao retomar o abastecimento (Kumpel e Nelson, 2016; Mohammadi et al., 2020; Klingel, 2012).

A ausência ou baixa concentração de resíduos de desinfetantes na infraestrutura de abastecimento de água está associada a períodos prolongados de estagnação da água e a uma demanda elevada de cloro pela rede de distribuição (Sakomoto et al., 2020; Ecura et al., 2011). A diminuição nos níveis de oxigênio dissolvido (OD) e nos resíduos de desinfetantes, quando a água fica estagnada em áreas de baixa pressão, provoca alterações na comunidade microbiana, promovendo sua proliferação, evidenciada pelo aumento na contagem de células, coliformes fecais e na contagem de placas de organismos heterotróficos (HPC).

A literatura documentou uma frequência crescente de concentrações de *E. coli* em amostras de água provenientes de Sistemas de Abastecimento de Água Intermitente (IWS), em comparação com aquelas abastecidas de maneira contínua (CWS) (Kumpel e Nelson, 2013; Andey e Kelkar, 2007). Níveis mais elevados de coliformes fecais e contagens de placas heterotróficas (HPC) foram identificados em amostras de água coletadas nos sistemas IWS e na água encanada em regiões como Peru, Gaza e Moçambique, em comparação com seus reservatórios e fontes de água, (Abu A., Yassin, 2008; Mermin et al., 1997; Swerdlow et al., 1992; Tokajian e Hashwa, 2003).

Figura 1 - Esquema demonstrativo das principais vias de contaminação da água dentro do Sistema Integrado de Águas (IWS).



Fonte: Salehi M. (2022)

Infecções microbianas frequentes relacionadas ao abastecimento intermitente de água foram diretamente associadas a doenças transmitidas pela água, como diarreia, febre tifoide, cólera e hepatite (Mermin et al., 1997; Bivins et al., 2017). As primeiras amostras de água coletadas após a retomada do abastecimento de água apresentaram maior presença de bactérias indicadoras e turbidez, como destacado por Erickson et al. em 2017. Problemas como descoloração (por exemplo, vermelha e preta), sabor e odores foram relatados em relação à água fornecida de maneira intermitente (Cerrato et al., 2006; Rubino et al., 2019).

2.3 Escherichia Coli

Pertencente à família Enterobacteriaceae, o gênero *Escherichia* inclui diversas espécies, sendo a *Escherichia coli*, *Escherichia blattae*, *Escherichia fergusonii*, *Escherichia hermannii* e

Escherichia vulneris as mais destacadas. Dentre essas, a *E. coli* é a de maior relevância (CAMPOS & TRABULSI, 2002).

A *E. coli* é um bacilo curto, Gram-negativo, não esporulado, com dimensões variando entre 1,1 a 1,5 μm por 2 a 6 μm , sendo predominantemente móvel devido à presença de flagelos peritríqueos. Sua temperatura ideal de crescimento é em torno de 37°C (BARNES et al., 2003; OLIVEIRA et al., 2004; QUINN et al., 2005).

A característica distintiva da *E. coli* é seu metabolismo anaeróbio facultativo, possuindo tanto metabolismo respiratório quanto fermentativo. Demonstra habilidade em fermentar lactose, glicose, maltose, manose, manitol, xilose, glicerol, ramanose, sorbitol e arabinose, enquanto a fermentação de adonitol, sacarose, salicina, rafinose, ornitina, dulcitol e arginina é variável (QUINN et al., 2005; ANDREATTI FILHO, 2007).

As bactérias do gênero *E. coli* integram o grupo dos coliformes fecais (coliformes a 45°C), sendo consideradas indicadores específicos de contaminação fecal e possível presença de bactérias patogênicas (OLIVEIRA et al., 2004). Sua disseminação no ambiente ocorre através das fezes, podendo sobreviver em partículas fecais, poeira e água por semanas ou meses, embora seu habitat natural seja o trato intestinal (ANDRADE, 2005; SAVIOLLI, 2010).

A *E. coli* é a espécie dominante na microbiota anaeróbia facultativa do trato intestinal de humanos e animais de sangue quente (DRASA & HILL, 1974). Cepas de *E. coli* produtoras de enterotoxinas são conhecidas como ETEC, e um número limitado de sorotipos de *E. coli* está associado regularmente a casos de diarreia. Essa síndrome, conhecida por diarreia de verão ou diarreia aquosa, apresenta sintomas como febre leve, dores abdominais e náuseas. Formas mais graves assemelham-se à cólera, levando à desidratação. O período de incubação varia de 8 a 44 horas, com doses elevadas de infecção (10⁶ a 10⁸ células). Em indivíduos desnutridos, a gastroenterite pode persistir por várias semanas, resultando em desidratação grave e, em casos extremos, pode levar à morte (PADHYE & DOYLE, 1992; SHUTERLAND et al., 1995; FRANCO & LANDGRAF, 1996).

2.4 Tratamento de água para abastecimento

No Brasil, o tratamento de água para abastecimento é predominantemente realizado por meio do método físico-químico conhecido como tratamento convencional. Este método emprega uma sequência de operações unitárias, como coagulação, floculação, decantação e filtração, visando a separação de matéria orgânica (MO) e poluentes da água, utilizando agentes químicos para

acelerar essas operações. O processo é finalizado com a desinfecção da água por meio da adição de agentes oxidantes (Ferreira Filho, 2017).

O tratamento de águas superficiais, em sua maioria, requer a remoção de matéria particulada e patógenos, sendo o tratamento convencional geralmente eficaz. Esse processo envolve etapas como pré-tratamento (filtração na margem do manancial e/ou ajuste de pH), coagulação, floculação, decantação, filtração e desinfecção (WHO, 2017). A coagulação envolve a desestabilização de partículas de matéria orgânica por meio da neutralização de cargas superficiais, usando coagulantes como sulfato de alumínio. Durante a floculação, as partículas desestabilizadas se agregam, formando partículas maiores que decantam por gravidade. A filtração com meio granular é comum para remover pequenos flocos e patógenos. A desinfecção, por fim, inativa microrganismos presentes na água (Mihelcic; Zimmerman, 2018).

Quando a água contém substâncias específicas indesejadas por razões organolépticas ou de saúde, pode ser vantajoso usar uma combinação de processos, como separação por adsorção ou membranas (WHO, 2017). Processos de adsorção, utilizando carvão ativado granular e carvão ativado em pó, são frequentemente empregados para remover compostos orgânicos sintéticos e compostos odoríferos (Mihelcic; Zimmerman, 2018).

Conforme Duarte (2011), as vantagens desse método incluem facilidade operacional, confiabilidade nos resultados, flexibilidade e aplicabilidade em diversas faixas de qualidade da água. No entanto, algumas desvantagens podem ser elencadas ao comparar a tecnologia convencional com abordagens mais simplificadas, tais como custos elevados de implantação, operação e manutenção, maior consumo de reagentes e maior geração de resíduos.

Embora as estações de tratamento de água (ETA) convencionais atendam aos padrões de potabilidade considerando a qualidade da água bruta, a crescente contaminação dos mananciais, especialmente em áreas urbanizadas, torna esse tratamento menos eficaz. Assim, torna-se imperativo buscar novas tecnologias para enfrentar esses desafios.

2.5 Desinfecção

No contexto do tratamento de água e efluentes, a etapa de desinfecção assume um papel crucial como última barreira contra microrganismos patogênicos. Essa prática desempenha um papel essencial na oferta de água potável e na preservação dos corpos hídricos que recebem águas residuárias. A escolha do método de desinfecção está intrinsecamente ligada aos custos

operacionais, especialmente em situações que demandam o tratamento de grandes volumes de água (Barashkov; Eisenberg; Irgibaeva, 2011; Ahmadi; Wu, 2017).

A cloração, empregando cloro livre, cloramina e dióxido de cloro, tem sido historicamente o método predominante de desinfecção desde os estágios iniciais. Contudo, desde 1974, comprovou-se a formação de Substâncias Orgânicas Cloradas (SOCs), como o clorofórmio, resultante da reação do cloro com materiais orgânicos naturais na água (Howe et al., 2016).

Pesquisas subsequentes revelaram que o cloro gera uma considerável quantidade de Produtos Secundários da Desinfecção (DBPs), e desinfetantes alternativos também podem produzir seus próprios DBPs. O bromo, embora usado como substituto do cloro em piscinas devido à ausência de problemas relacionados à asma, possui limitações significativas em sua aplicação para potabilização de água devido a custos elevados, preocupações com DBPs bromados e falta de compreensão sobre sua eficácia. Para mitigar os riscos associados ao manuseio do bromo líquido, é comum combiná-lo com dimetil-hidantoína para formar bromodimetil-hidantoína, proporcionando uma liberação de bromo controlada e imobilizada (Who, 2018).

O ozônio (O₃) e a radiação ultravioleta (UV) são alternativas, sendo o primeiro mais potente que o cloro e o bromo. O ozônio, gerado na estação de tratamento e posteriormente injetado na água, reage por oxidação direta e pela ação de radicais hidroxilas (OH•). A radiação UV, uma abordagem física, é eficaz na desinfecção, embora exija águas extremamente claras para evitar desvios dos raios UV causados por partículas em suspensão (Howe et al., 2016).

Apesar das opções existentes, a desinfecção química por cloração ainda é o método mais amplamente empregado, seguido por ozonização e radiação UV. Todos esses métodos, quando aplicados corretamente, são eficazes na eliminação de bactérias e razoavelmente eficazes contra vírus, dependendo do tipo. No entanto, a remoção ou inativação de protozoários muitas vezes requer uma combinação de desinfecção e filtração (Who, 2017).

Desafios significativos persistem nos métodos convencionais de desinfecção, incluindo a formação de DBPs, a ineficácia contra microrganismos resistentes e a dificuldade na gestão do tratamento. Isso é especialmente evidente em áreas rurais, onde os métodos tradicionais podem não ser adequados. A necessidade premente de reavaliar esses métodos e explorar abordagens inovadoras é destacada, visando aumentar a confiabilidade e robustez da desinfecção e mitigar a formação de DBPs (Li et al., 2008; Who, 2018).

Diante dessas considerações, a pesquisa e o desenvolvimento de tecnologias alternativas intensificaram-se, com ênfase em soluções inovadoras, eficientes e de baixo custo. Nanomateriais, como a prata, e a desinfecção eletroquímica surgiram como opções promissoras, especialmente para sistemas de pequena escala ou ponto de uso (POU), atendendo áreas não conectadas a redes centrais e em situações de emergência após eventos catastróficos (KERWICK et al., 2005; LI et al., 2008).

Apesar do potencial da prata, aplicada em filtros com nanofios, a liberação de prata na água tratada levanta preocupações sobre sua toxicidade. Abordagens eletroquímicas também se destacam como alternativas, oferecendo métodos físicos, químicos e físico-químicos para a desinfecção de águas e efluentes. Essa abordagem é vista como uma potencial próxima geração de tecnologia para a descontaminação de águas (Palmas et al., 2018).

2.6 Desinfecção eletroquímica

A desinfecção eletroquímica geralmente é uma tecnologia em pequena escala aplicada de forma descentralizada. A produção e distribuição de desinfetantes dentro de um líquido podem ser realizadas de forma descontínua ou contínua em modo de fluxo contínuo, ou ainda por meio da adição de produtos químicos aos sistemas a partir de tanques de armazenamento. O método é considerado elegante, fácil de controlar e evita o armazenamento e manuseio de produtos químicos perigosos.

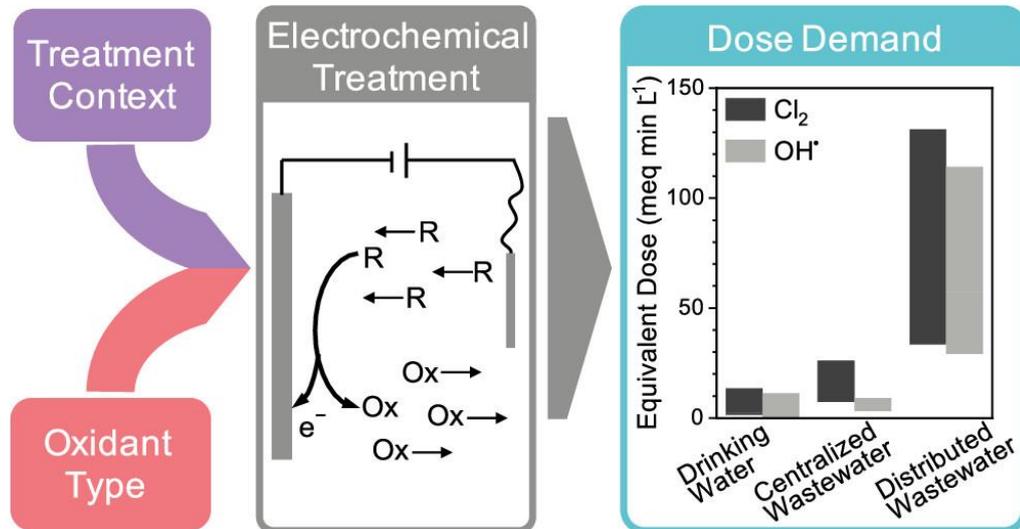
O êxito da desinfecção eletroquímica está associado à eletrogeração de biocidas, destacando-se pela capacidade de produzir essas substâncias desinfetantes in loco. Nesse processo, um oxidante é gerado por meio de reações redox na superfície de um eletrodo. Diversos oxidantes gerados eletroquimicamente, como Cl_2 , O^3 , $\text{SO}_4^{\bullet-}$ e OH^\bullet , podem ser empregados na desinfecção, proporcionando flexibilidade ao método empregado.

Uma vantagem significativa é a evitação dos riscos relacionados à manipulação de oxidantes altamente concentrados, muitas vezes dispensando a necessidade de produtos químicos adicionais. Nesse contexto, o tratamento requer a aplicação de baixos potenciais elétricos, resultando em baixo consumo de energia e facilitando a gestão do processo, inclusive remotamente (Guo et al., 2016; Palmas et al., 2018).

Embora o princípio operacional da desinfecção eletroquímica, por meio da geração in situ de oxidantes, seja consistente, o tipo específico de oxidante gerado pode influenciar a dose necessária em vários contextos de tratamento e introduzir vias de reação química que concorrem

com a inativação de patógenos. Da mesma forma, a composição da água em diferentes contextos de tratamento e, conseqüentemente, a demanda de oxidante para a desinfecção, podem apresentar variações significativas (Hand, S.; Cusick, R. D., 2021).

Figura 2 – Demanda de oxidante para desinfecção em diferentes tipos de efluente através do tratamento eletroquímico.



Fonte: Hand, S.; Cusick, R. D. (2021).

A aplicação in situ desses desinfetantes eletrogerados é reforçada pela sinergia com o campo elétrico e, em alguns casos, por alterações de pH, resultando em uma inativação rápida e efetiva de diversos microrganismos. Estudos como o de Li; Zhu; Ni (2011) destacam danos na superfície celular de bactérias após o tratamento eletroquímico, sendo esses danos menos intensos na ozonização e ausentes na cloração ou monocloração.

A eficácia da desinfecção eletroquímica já foi comprovada em diversos microrganismos, incluindo *Escherichia coli*, *Salmonella typhimurium*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Legionella pneumophila*, *Enterococcus faecalis*, *Staphylococcus aureus*, *Bacillus subtilis*, *Acinetobacter* spp., *Enterobacter* spp. e bactérias heterotróficas marinhas naturais (Polcaro et al., 2007; Barashkov; Eisenberg; Irgbaeva, 2011; Li; Zhu; Ni, 2011; Cossali et al., 2016; Bruguera-Casamada et al., 2017; Ghasemian et al., 2017; Moreno-Andrés et al., 2018; Costa, 2020).

Embora haja poucos estudos sobre a aplicação da desinfecção eletroquímica para vírus, é crucial considerar essa classe de microrganismo na avaliação desses sistemas, especialmente devido às baixas doses infecciosas dos vírus e à resistência apresentada a alguns desinfetantes convencionais (Kerwick et al., 2005; Huang et al., 2016; Metcalf; Eddy, 2016).

Conforme a Organização Mundial da Saúde (OMS) em 2017, os colifagos somáticos são considerados um grupo de vírus adequado para avaliar a eficácia dos processos de desinfecção,

devido às suas propriedades semelhantes aos vírus patogênicos. Eles compartilham características essenciais, como composição, morfologia, estrutura e modo de replicação. Esses vírus utilizam a *Escherichia coli* como hospedeiro, reproduzindo-se principalmente no trato gastrointestinal de animais de sangue quente, além de ambientes aquáticos. A inativação dos microrganismos pode ocorrer por meio de oxidação direta ou indireta.

Na oxidação direta, um elétron da espécie orgânica, como um grupo funcional da estrutura celular, é transferido diretamente para o ânodo. Esse processo gera um radical local (um elétron desemparelhado), desencadeando reações em cadeia que comprometem a integridade e levam à morte do microrganismo. Na oxidação indireta, a transferência de elétrons de uma espécie inorgânica para o ânodo resulta na geração de desinfetantes, eliminando os microrganismos pela ação dessas substâncias químicas geradas.

A eletrogeração de desinfetantes é fundamental para a eficácia na inativação dos diversos microrganismos avaliados. Entre as espécies reativas comumente geradas, incluem-se espécies de cloro ativo (Cl_2 , HOCl , OCl^-) e espécies reativas de oxigênio ($\text{OH}\cdot$, O_3 , H_2O_2). Radicais hidroxilas, embora atuem como desinfetantes apenas no meio onde são produzidos, são considerados espécies transitórias. O íon hidroxila (OH^-) possui um orbital externo completo, enquanto o radical hidroxila ($\text{HO}\cdot$) é extremamente instável e reage de forma não seletiva com compostos orgânicos ricos em elétrons.

Quanto à oxidação anódica eletroquímica (EAO), ela faz parte dos processos oxidativos avançados eletroquímicos (EAOPs) e pode ser baseada em eletro-Fenton (E-Fenton) ou oxidação eletrocatalítica (ECO) e fotoeletrocatalítica (PECO). Essas variantes envolvem a geração de radicais hidroxilas no meio aquoso ou por meio de reações catalisadas por materiais de eletrodos e radiação eletromagnética, respectivamente.

Eletrooxidação (EO) é o processo mais simples dos Processos Avançados de Oxidação Eletroquímica (EAOPs) devido às restrições experimentais mínimas e alta versatilidade para tratar efluentes com características muito diferentes (Martínez-Huitle et al., 2015, 2018). No processo de EO, anodos com uma grande sobretensão para a evolução de oxigênio são utilizados para a geração in situ de espécies reativas de oxigênio (EROs). O radical hidroxila ($\cdot\text{OH}$) predomina como a principal ERO, mas é acompanhado por peróxidos, radical superóxido e oxigênio singlete, todos possuindo um alto poder de oxidação. Durante a aplicação da EO, mecanismos de descontaminação podem ocorrer através da oxidação anódica direta e diferentes

tipos de reações de oxidação mediada, como aquelas que envolvem o cloreto como precursor de oxidantes eficazes contra poluentes.

Quando a solução aquosa contém íons de cloreto, espécies reativas de cloro (RCS) ou cloro ativo (ou seja, Cl_2 , HClO e ClO^-) são geradas através da combinação com EROs geradas na superfície do anodo (Sirés et al., 2014).

A desinfecção eletroquímica possibilita a implementação de dispositivos de tratamento no ponto de uso (POU), mostrando eficácia na eliminação de diversos microrganismos ao gerar desinfetantes a partir dos íons naturalmente presentes na água. Apesar de apresentar a possibilidade de gerar os mesmos Produtos Secundários da Desinfecção (DBPs) da desinfecção convencional, como a formação de cloro a partir de íons cloreto, estudos indicam que isso pode ser minimizado com o uso de materiais de eletrodos específicos e baixas densidades de corrente (Pavlovic et al., 2014; Tan et al., 2018).

A versatilidade da tecnologia eletroquímica permite sua integração com outros sistemas de tratamento, sendo adequada para abordagens descentralizadas, graças à sua simplicidade, instrumentação compacta, facilidade de operação e automação. O crescente interesse nessa área destaca as diversas vantagens oferecidas (Radjenovic; Sedlak, 2015; Ahmadi; Wu, 2017).

Ghasemian et al. (2017) mencionam que o mecanismo de inativação microbiana eletroquímica ainda não é completamente compreendido. No entanto, danos às funções fisiológicas vitais das bactérias, relacionadas à membrana celular, citoplasma e ácidos nucleicos, podem levar à inativação. Palmas et al. (2018) reforçam que a ação dos desinfetantes geralmente resulta na lise celular, dissolvendo a membrana celular do organismo-alvo, alterando a permeabilidade celular e inibindo a atividade enzimática.

Os processos eletroquímicos que geram radicais hidroxilas são denominados processos de oxidação avançada eletroquímica (EAOPs), sendo a desinfecção eletroquímica apenas uma de suas aplicações. A eficiência na produção de espécies oxidantes depende do material do ânodo, bem como de parâmetros como densidade de corrente, geometria do reator e vazão, que são cruciais para o sucesso do tratamento.

A viabilidade técnica dos EAOPs para degradar várias classes de compostos orgânicos persistentes e alguns patógenos em diferentes matrizes foi comprovada, geralmente relatando altas taxas de descontaminação e remoções quantitativas de poluentes (Kokkinos et al., 2021; Li et al., 2021; Mousset et al., 2021; Sanchis et al., 2021; Sirés et al., 2014). No entanto, os

testes de desinfecção microbiana têm se concentrado principalmente na inativação bacteriana e, em menor medida, em bacteriófagos (Huo et al., 2022), assumindo susceptibilidades semelhantes a tratamentos de desinfecção para esses microorganismos e para outros como vírus humanos, amebas ou formas resistentes como esporos.

Além disso, geralmente, o uso de soluções sintéticas não permite a consideração das propriedades físico-químicas relevantes de matrizes reais, como água de irrigação caracterizada por apresentar altos teores de matéria orgânica e presença de misturas de patógenos (Gonzales-Gustavson et al., 2019). Esse fato, somado à ampla gama de EAOPs e aos numerosos parâmetros a serem controlados, leva a dados contraditórios e conclusões difíceis de interpretar, limitando assim a aplicabilidade real desses sistemas avançados (Anfruns-Estrada et al., 2017; Huang et al., 2016; Rajasekhar et al., 2020; Valero et al., 2017).

Portanto, processos sustentáveis de tratamento de água baseados na natureza poderiam ser complementados por tratamentos adicionais de desinfecção no campo, como um tratamento de Eletrooxidação (EO) alimentado por energia renovável (Forés, E, et al., 2023).

2.7 Material dos eletrodos

Além da composição do eletrólito, o material do anodo é outro fator-chave a ser considerado na EO, pois determina o tipo, quantidade e atividade das espécies oxidantes geradas durante o tratamento. Anodos são tipicamente classificados como ativos ou não ativos, com base no comportamento do $\bullet\text{OH}$ produzido como intermediário da oxidação da água na superfície do anodo.

Anodos ativos, como os baseados em IrO_2 e RuO_2 , chamados de Anodos Estáveis Dimensionalmente (DSA), mostram uma capacidade de mineralização ruim porque o $\bullet\text{OH}$ é prontamente convertido em um óxido metálico mais alto quimissorvido (MO) com poder de oxidação relativamente baixo. Por outro lado, anodos não ativos como diamante dopado com boro (BDD) permitem gerar $\bullet\text{OH}$ fisissorvido (Bruguera-Casamada et al., 2017), cuja ligação fraca com a superfície do anodo confere uma alta reatividade com poluentes.

Ao contrário, espera-se que o cloro ativo seja produzido em maior quantidade usando DSA em comparação com BDD, já que a maior adsorção do ânion na superfície do primeiro anodo promove sua conversão em Cl_2 (Sirés et al., 2014).

A seleção do material do ânodo desempenha um papel crucial nos processos de Oxidação Anódica Eletroquímica (EAO) e é fundamental para a eficácia do tratamento de água, tanto na erradicação de microrganismos quanto na degradação de poluentes orgânicos. A escolha adequada do material anódico, dependendo dos íons presentes no meio, pode favorecer a geração de oxidantes poderosos durante a eletrólise, além de influenciar a formação de subprodutos (Cano et al., 2016).

Eletrodos de óxidos de metais mistos (MMO), também conhecidos como ânodos dimensionalmente estáveis (DSA), estão disponíveis comercialmente há quase 30 anos e são os mais frequentemente utilizados em estudos de desinfecção eletroquímica da água. Esses eletrodos são constituídos por um suporte de titânio, conhecido por sua excelente resistência à corrosão, sobre o qual é aplicada uma camada de um ou mais óxidos metálicos, como RuO_2 , IrO_2 , PbO_2 e SnO_2 (Rajenovic; Sedlak, 2015; Ghasemian et al., 2017).

Além de serem resistentes à corrosão, os materiais à base de titânio apresentam outras características notáveis, como alta condutividade, serem inofensivos ao meio ambiente e biocompatíveis, sendo usados até mesmo na área médica (Roy; Berger; Schmuki, 2011; Cossali et al., 2016; Ahmadi; Wu, 2017).

Os metais utilizados no revestimento dos DSA podem assumir diferentes estados de oxidação. Dessa forma, o processo eletroquímico se inicia com a formação de óxidos metálicos superiores que catalisam a transformação de substâncias orgânicas. Por participar ativamente das reações, esse tipo de eletrodo é considerado "ativo" (Moura et al., 2015; Palmas et al., 2018).

Um eletrodo ativo adicional é o titânio revestido com platina (Ti/Pt), no qual óxidos são também gerados por meio da adsorção do íon hidroxila, e as reações eletroquímicas ocorrem de maneira análoga ao que foi explicado para os ânodos dimensionalmente estáveis (DSA).

A utilização do ânodo Ti/Pt oferece uma vantagem em termos de vida útil quando comparado ao DSA. A vida útil do DSA é geralmente reduzida devido à inversão de polaridade entre os eletrodos, uma técnica empregada para remover depósitos calcários do cátodo, que podem limitar a corrente elétrica efetiva. Sob condições experimentais idênticas e com inversão periódica de polaridade, os eletrodos de titânio revestidos com óxidos metálicos alcançaram no máximo um ano de vida útil, enquanto os de titânio revestidos com platina mantiveram a mesma capacidade mesmo após oito anos de teste (Kraft, 2008).

Recentemente, houve um amplo estudo sobre eletrodos de diamante dopado com boro (BDD). Esses eletrodos são categorizados como "não-ativos" devido à sua interação fraca com os radicais hidroxila ($\bullet\text{OH}$) gerados eletroquimicamente, permitindo que esses radicais reajam com poluentes ou microrganismos presentes na água. Essa característica representa uma vantagem significativa em comparação com ânodos Ti/Pt e DSA. No entanto, embora o revestimento de BDD seja eficaz, seu alto custo pode limitar sua aplicação em grande escala. Além disso, surge um desafio na escolha do substrato para o depósito do BDD, pois os materiais disponíveis, como Nb, W, Ta, são dispendiosos, ou apresentam baixa resistência mecânica, como é o caso do silício (Si), que é o substrato comumente usados para eletrodos BDD (Radjenovic; Sedlak, 2015; Ghasemian et al., 2017; Brito et al., 2018).

Apesar de os radicais hidroxila serem a segunda espécie mais oxidante, sendo superados apenas pelo flúor, e embora sua presença no meio possa assegurar a eficácia da desinfecção eletroquímica, é crucial ter em mente que a alta disponibilidade desses radicais pode propiciar a formação de subprodutos indesejáveis.

Não é viável realizar uma comparação precisa da formação de espécies oxidantes e subprodutos entre os diferentes tipos de ânodos, uma vez que os estudos empregam células eletroquímicas com várias configurações e sob condições diversas. Entretanto, investigações indicam que os ânodos DSA são altamente eficazes na geração de cloro ativo, seguidos pelos ânodos Ti/Pt (Kraft, 2008; Ghasemian et al., 2017). Por outro lado, ânodos com revestimento BDD demonstram promover de maneira mais eficaz a formação de espécies reativas de oxigênio (Polcaro et al., 2007; Rajab et al., 2015; Brito et al., 2018a).

Além dos subprodutos THM e HAA, que podem ser gerados tanto na desinfecção eletroquímica quanto na convencional, clorato e perclorato podem ser formados em quantidades consideráveis em vários materiais de eletrodos. A potencial formação desses subprodutos varia significativamente ao comparar ânodos com revestimentos de MMO, Pt e BDD, sendo as maiores concentrações encontradas com o uso deste último (Bergmann; Rollin; Koparal, 2010). Estudos de Brito et al. (2015) indicaram que a eletrólise usando BDD em densidades de corrente mais elevadas resulta em menores concentrações de cloro ativo, acompanhadas pela formação de clorato e perclorato.

Resultados semelhantes foram observados por Li et al. (2015) ao comparar ânodos revestidos com BDD e IrO_2 . Essas pesquisas evidenciam a transformação dos íons hipoclorito nos subprodutos clorato e perclorato, devido à ação de radicais hidroxilas presentes no meio. O uso

de outros materiais de eletrodos, como grafite, aço inoxidável e níquel, também foi abordado em estudos anteriores, como os desenvolvidos por Barashkov; Eisenberg; Irgibaeva (2011), Saha; Gupta (2017), Zheng et al. (2017) e Medeiros (2018).

2.8 Configuração dos reatores

A maior parte das pesquisas tem se concentrado mais na investigação das propriedades dos eletrodos do que em melhorias no reator eletroquímico. Isso é evidenciado pelo grande número de estudos em escala de laboratório que se concentram principalmente nas características dos materiais usados nos revestimentos. No entanto, a eficiência dos processos eletroquímicos é amplamente dependente da configuração do reator, além de outros parâmetros operacionais (Li et al., 2015; Martínez-Huitle et al., 2015).

A busca por novidades e a demanda por novas abordagens de desinfecção levaram os eletroquímicos a ideias de acoplar tecnologias de tratamento individuais a tecnologias combinadas, como é típico para Processos Avançados de Oxidação (AOPs).

Nos últimos anos, os processos avançados de oxidação eletroquímica (EAOPs) surgiram como uma alternativa eficaz para a remediação de água contendo poluentes orgânicos persistentes, sendo também propostos como tecnologias de desinfecção de água (Anfruns-Estrada et al., 2017; Gassie and Englehardt, 2017; Moreira et al., 2017; Rajasekhar et al., 2020). Por exemplo, estudos recentes estão focados em melhorar a atividade antimicrobiana das superfícies dos eletrodos com baixa voltagem celular para um controle eficaz do biofouling usando quelantes (Lin et al., 2020).

Outros autores projetaram novas configurações de reatores, como células de ionização coaxial-tubular ou tecnologias baseadas em nanofios para aproveitar o campo elétrico; os mecanismos resultantes de eletroporação resultaram na inativação completa de microorganismos em baixas voltagens (Huo et al., 2022; Zhou et al., 2019). Uma força adicional desses métodos é o baixo consumo de energia necessário, abrindo portas para o tratamento sustentável de água com dispositivos alimentados por energia renovável (Ganiyu et al., 2020).

Nesse contexto, unidades de tratamento descentralizadas podem ser desenvolvidas para tratar águas residuais de pequenas comunidades ou para aplicar um tratamento final de desinfecção para fins de irrigação (Huang et al., 2016; Mosquera-Romero et al., 2022; Mousset et al., 2021; Sirés et al., 2014).

O reator em batelada é o mais comum nas investigações, consistindo em um recipiente com um par de eletrodos (um cátodo e um ânodo), normalmente misturado por agitação magnética, agitadores mecânicos ou recirculação (Li; Zhu; Ni, 2011; Mukimin; Wijaya; Kuncaka, 2012; Brito et al., 2015; Chen et al., 2016; Bruguera-Casamada et al., 2017; Ghasemian et al., 2017), podendo também incluir vários pares de eletrodos (Saha; G, 2017). Esse tipo de reator é crucial para o estudo das reações, mas a avaliação da eficiência dos tratamentos eletroquímicos demanda reatores com configurações adequadas para ampliação em escala piloto.

Martínez-Huitle et al. (2015) enfatizam que os modos de agitação aplicados em escala de laboratório devem ser substituídos por promotores de turbulência para aumentar a eficiência do processo, uma característica comum nos projetos de engenharia. Essa medida pode melhorar o transporte de massa e, conseqüentemente, a eficiência de corrente.

Outro tipo comum de reator é o filtro-prensa, onde a sobreposição de várias placas de eletrodos com espaçamento mínimo cria um padrão de fluxo dentro do reator (Ahmadi; Wu, 2017). No entanto, Radjenovic; Sedlak (2015) alertam que o fluxo paralelo aos eletrodos pode comprometer as taxas de reação, uma vez que a direção do fluxo de corrente é perpendicular à direção do fluxo do eletrólito, e a presença de uma fina camada estagnada na superfície do eletrodo limita a transferência de massa.

Configurações tubulares também foram exploradas, muitas usando cátodo cilíndrico de aço inoxidável com o ânodo posicionado no centro (Korbath; Tanyolak, 2009; Vijayakumar; Saravanathamizhan; Balasubramanian, 2016; Zhang et al., 2016). Eletrodos porosos também são empregados nesse tipo de reator, possibilitando a operação no modo de fluxo cruzado, o que supera parcialmente as limitações de transferência de massa, já que o fluxo de líquido resulta na transferência das substâncias por convecção para a superfície do eletrodo (Liu; Vecitis, 2012; Zaky; Chaplin, 2013; Radjenovic; Sedlak, 2015).

Embora diversos reatores desenvolvidos permitam a operação contínua, a maioria dos estudos é conduzida no modo descontínuo. Dessa forma, a água é recirculada para um tanque auxiliar por meio de uma bomba, a fim de aumentar o número de passagens pelo campo elétrico e, conseqüentemente, a eficiência do processo (Martínez-Huitle et al., 2015). Uma exceção ao modo de operação comumente utilizado é o trabalho de Huang et al. (2016), cujos experimentos foram conduzidos em uma única passagem de água do mar através da célula eletrolítica DiaClean® 106.101.

Na concepção de reatores, variáveis como padrões de fluxo, transporte de massa, cinética de reações e distribuição potencial na superfície dos eletrodos desempenham um papel crucial nos resultados obtidos. Quando se considera a ampliação para uma escala maior, a exploração desses parâmetros por meio da caracterização experimental do reator eletroquímico é essencial, pois pequenas melhorias na eficiência resultam em reduções significativas de custos (Martínez-Huitle et al., 2015; Radjenovic; Sedlak, 2015).

A maioria das aplicações de tratamento eletroquímico de águas em escala piloto utiliza reatores comercialmente disponíveis, frequentemente denominados células eletroquímicas, inicialmente projetadas para eletrossíntese, mas que têm se mostrado promissoras para aplicações ambientais no tratamento de águas e efluentes. Essas células podem ser empregadas individualmente ou combinadas em arranjos (Martínez-Huitle et al., 2015; Schaeffer; Andaya; Urriaga, 2015).

Os métodos eletroquímicos, apesar de sua eficácia, não são amplamente conhecidos, e há uma carência de especialistas na área. A disseminação do conhecimento sobre esses métodos é crucial. Além disso, a diversidade de condições de operação destaca a necessidade de estudos preliminares para uma escolha ótima de reatores de desinfecção e tecnologia, bem como para as etapas de pré-tratamento e pós-tratamento. Essa abordagem abrangente é essencial para promover a compreensão e adoção eficaz dessas tecnologias no tratamento de água (Bergmann, 2021).

3. METODOLOGIA

Este trabalho foi desenvolvido no âmbito do Laboratório de Referência em Dessalinização (LABDES) da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), onde foi construído um sistema constituído por um filtro de polipropileno juntamente a um reator eletroquímico tubular composto por cátodo de esponja de níquel e ânodo de titânio revestido com platina (Ti/Pt).

Sua configuração foi estudada a fim de proporcionar a desinfecção de água doces contaminadas.

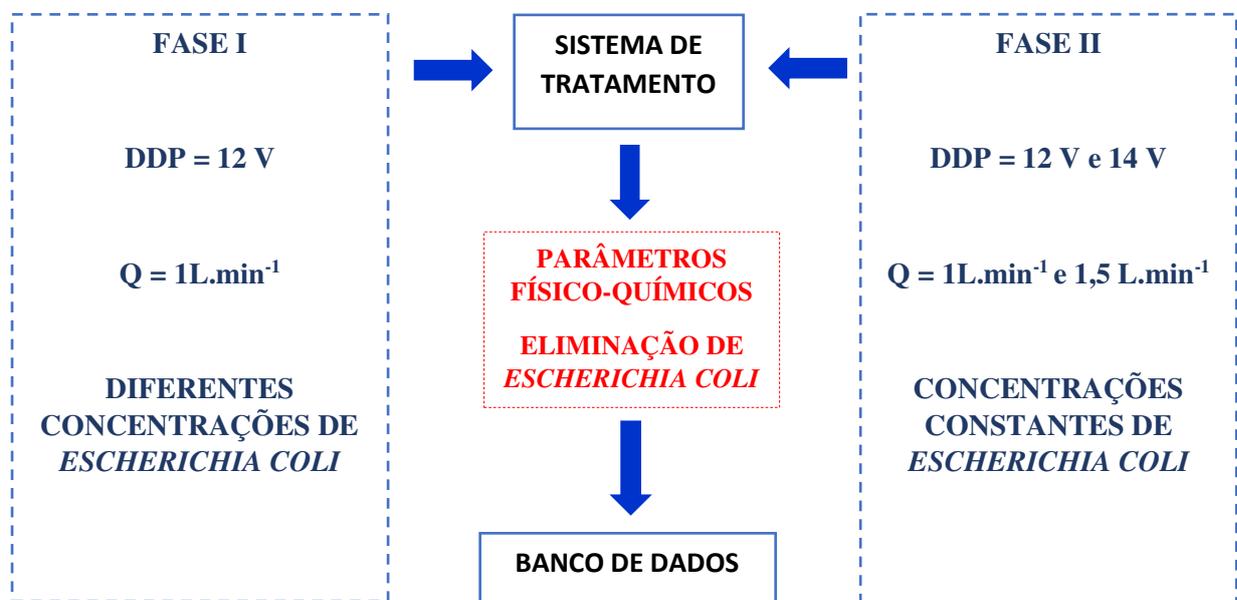
A Figura 3 apresenta o fluxograma da metodologia desenvolvida em duas fases:

- ❖ A primeira fase consistiu na construção e caracterização do sistema. A princípio foi adotado a tensão de operação de 12 V, considerando o trabalho realizado no LABDES em 2020 (Costa, T. S), variando-se a concentração de *E. coli* inseridas na água, adotando uma pressão de 0,2 bar a uma vazão de 1L/min.
- ❖ Na segunda fase, foi estudado o desempenho do reator para eliminação de concentrações constantes (1,5- 2,0) log de *Escherichia coli* presente no meio aquoso para 12 V (1,0 L/min) e 14 V (1,5 L/min).

Figura 3 – Fluxograma das fases que compõe o presente trabalho:

Fase I – Construção e caracterização do sistema e,

Fase II – Análise do desempenho do sistema no tratamento eletroquímico de águas doces contaminadas.



Fonte: Elaborado pela própria autora.

3.1 Reator eletroquímico tubular

O reator eletroquímico tubular é constituído por um cátodo poroso de níquel e um ânodo de titânio revestido com platina (Ti/Pt), estes elementos são dispostos em uma carcaça tubular de policloreto de vinila (PVC). A esponja de níquel foi adquirida como folha plana e modelada para o formato tubular. O ânodo é uma placa de titânio com espessura de 1,0 mm revestida com 1,0 μm de platina cortada para se obter largura de 3,0 mm.

No processo de fabricação dos ânodos Ti/Pt, o filme de platina é depositado sobre o substrato, podendo ser titânio puro ou uma liga metálica de titânio, geralmente contendo os metais alumínio e/ou vanádio. Eles possuem notável atividade catalítica, resistência à corrosão e estabilidade na tensão operacional. Esses eletrodos são aplicados em diversas áreas, como galvanoplastia, proteção catódica, eletrodiálise e tratamento de efluentes.

Já a esponja metálica de níquel, produzida pela XIAMEN TOB NEW ENERGY TECHNOLOGY Co., LTD, é comumente utilizada na indústria de baterias como base para cátodos, em baterias níquel-hidrogênio, níquel-cádmio, além de células de combustível. A Tabela 1 apresenta algumas especificações fornecidas pelo fabricante.

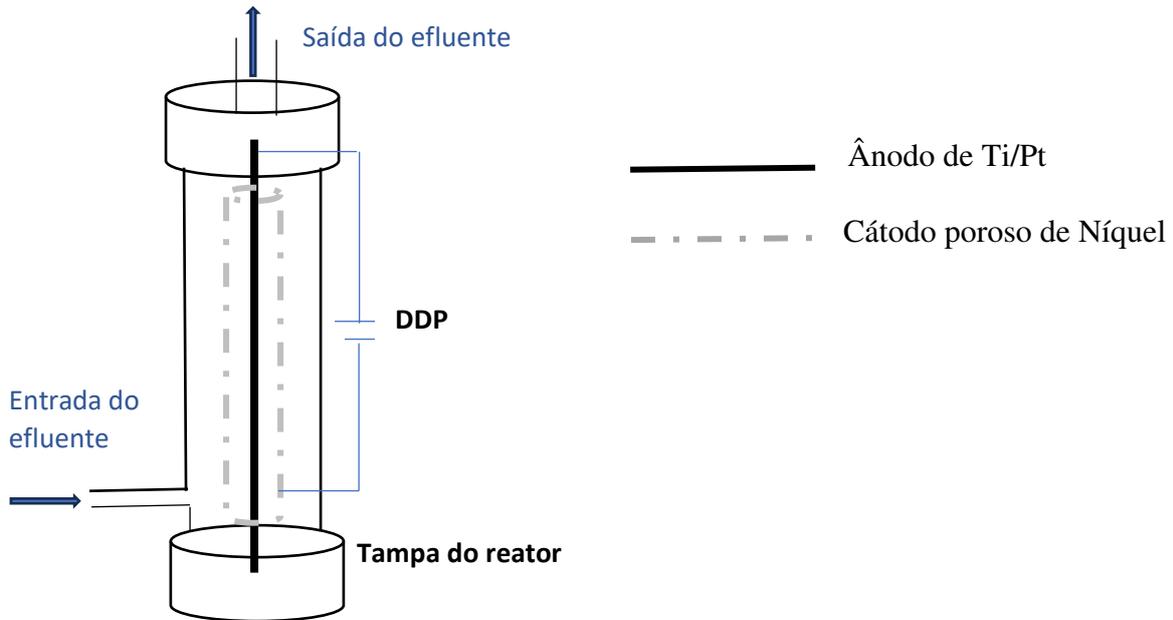
Tabela 1 - Propriedades físico-químicas da esponja porosa de níquel.

Especificações da Esponja Metálica de Níquel	
Espessura	1,5 mm
Porosidade	97%
Pureza	$\geq 99,8\%$
Poros por polegada linear (PPI)	110
Densidade de área	$350 \pm 20 \text{ g m}^{-2}$

O reator possui uma das extremidades fechada e a alimentação é realizada por uma entrada lateral, fazendo com que o fluido seja submetido ao campo elétrico, saindo pela extremidade aberta.

A Figura 4 apresenta um esquema do reator eletroquímico tubular, no qual o cátodo e o ânodo (distanciados de 1,0 cm um do outro), são posicionados no interior próximo da parede e no centro do reator, respectivamente.

Figura 4 - Representação esquemática do reator eletroquímico tubular.



Fonte: Elaborada pela própria autora.

Na Tabela 2 estão apresentadas as dimensões dos elementos que compõe o sistema, bem como o volume efetivo do reator.

Tabela 2 - Dimensões dos componentes e volume do reator desenvolvido.

Ânodo	Comprimento(cm)	27,0
	Largura (cm)	0,3
	Espessura (cm)	0,1
	Área superficial (cm ²)	21,6
Cátodo	Comprimento(cm)	21,3
	Diamêtro interno (cm)	1,9
	Espessura (cm)	0,2
	Área superficial (cm ²)	127,1
Carcaça PVC	Comprimento(cm)	23,4
	Diamêtro interno (cm)	4,0
Reator	Volume (cm ³)	236,3

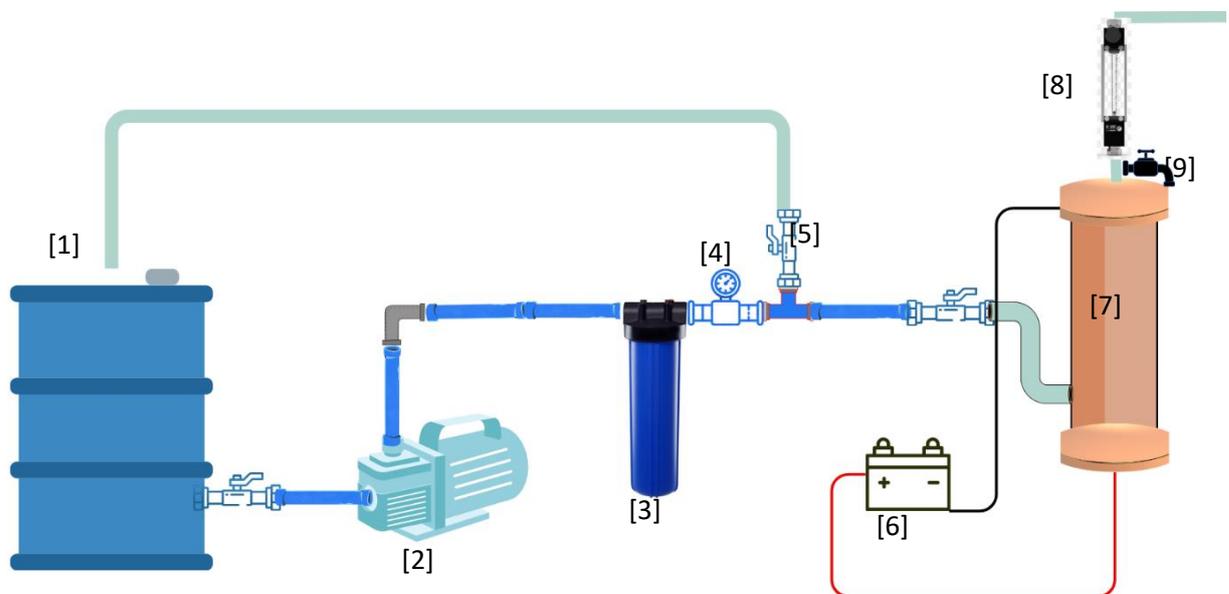
Fonte: Elaborada pela própria autora.

A configuração do reator eletroquímico tubular se assemelha ao reator desenvolvido por Costa T. S. (2020), no entanto, a autora utilizou uma membrana cerâmica envolvendo o cátodo e o ânodo, com modo de operação semelhante.

A Figura 5 mostra uma representação esquemática do sistema eletroquímico, assim como segue:

- ❖ Tanque de 60 L, onde é colocada a água para alimentação do sistema [1];
- ❖ Bomba centrífuga Procon® 1/3 HP [2];
- ❖ Filtro cartucho de polipropileno com retenção de partículas classe D (15-30 μm) [3];
- ❖ Manômetro GE® 60 psi/4 bar [4];
- ❖ Válvula by-pass que permite controlar a pressão da água que segue para os reatores eletroquímicos, retornando o restante para o tanque [5];
- ❖ Fonte de alimentação Minipa® CC de 0-30V/3A, para aplicação da diferença de potencial (DDP) [6];
- ❖ Reator eletroquímico tubular [7];
- ❖ Rotômetro NBGF® 2 GPM/4 LPM [8];
- ❖ Torneiras para coleta de água na saída do reator [9];

Figura 5 – Sistema eletroquímico para o tratamento de águas contaminadas.



Abaixo, na Figura 6, uma imagem real do sistema operado.

Figura 6 – Sistema eletrolítico em escala real.



Fonte: Própria autora.

3.2 Água de abastecimento contaminada

O efluente inserido no sistema é decorrente da mistura de água de abastecimento fornecida pela companhia de abastecimento de água da cidade de Campina Grande-PB, juntamente a uma fração de água residuária de um córrego próximo ao LABDES (Figura 7), que recebe efluentes domésticos da região.

A determinação da quantidade a ser misturada de cada componente foi estabelecida por meio de análises de tentativas. Nesse processo, uma porcentagem da água residuária foi adicionada à água de abastecimento, seguida por testes microbiológicos para mensurar a presença de *Escherichia coli*. Com base nos resultados, foi calculada a quantidade necessária para diluição, visando atingir um valor próximo ao nível de contaminação encontrado em águas doces convencionais, como aquelas presentes em reservatórios e cisternas.

Figura 7 – Córrego localizado nas proximidades do Laboratório de Referência em Dessalinização (LABDES).



Fonte: Própria autora.

3.3 Tratamentos eletroquímicos

Os tratamentos eletroquímicos foram realizados em modo contínuo, com recirculação do efluente (com *looping*) e em função do índice de eliminação das bactérias presente no meio aquoso o sistema foi apto a operar sem *looping*, visando eliminar 100% das bactérias.

No reator os tratamentos foram realizados com vazão de (1,0 - 1,5) L min⁻¹ e diferença de potencial elétrico 12V e 14 V respectivamente (Fase II). Os experimentos foram realizados ao longo de 60 minutos de operação.

3.4 Análises físico-químicas e microbiológicas

As análises físico-químicas foram realizadas em triplicata, incluíram determinações de pH, condutividade elétrica, turbidez e cor, as quais foram realizadas por métodos instrumentais usando pHmetro PHS3BW BEL®, condutímetro DL-150 DEL LAB®, turbidímetro TB-2000 TECNOPON® e colorímetro COR MAX AKSO®, respectivamente.

Em termos das concentrações iônicas e bacteriológicas, afim de quantificar as concentrações de cloreto, sulfato e *Escherichia coli* presentes no meio aquoso, essas foram realizadas através

dos métodos do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA; AWWA; WEF, 2023).

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

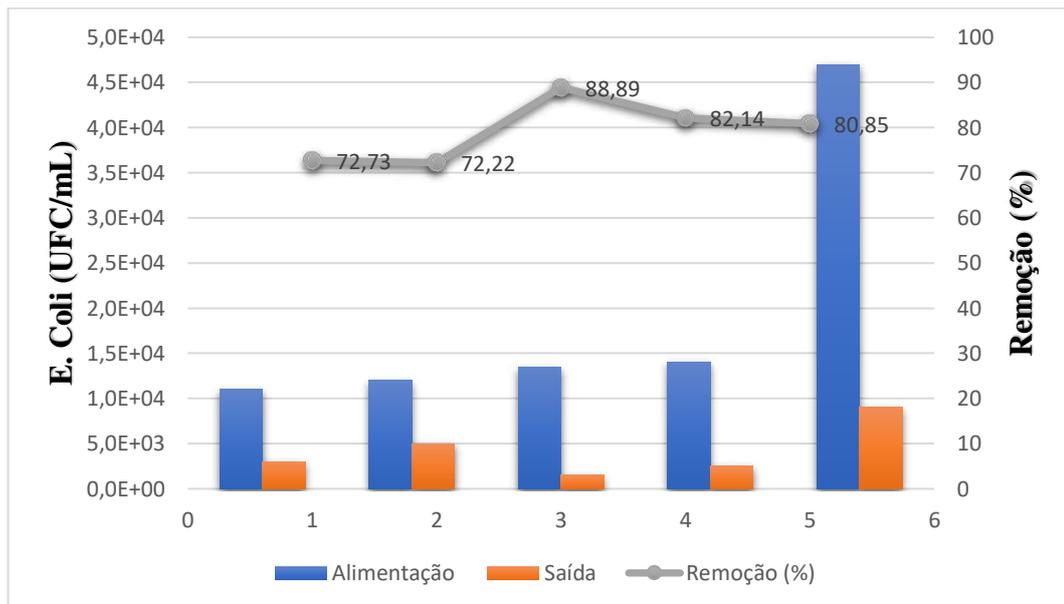
Os resultados do presente trabalho concernem dos dados obtidos com o sistema eletrolítico para diferentes níveis de concentrações de *Escherichia coli* com/sem *looping*.

Na primeira fase, foram realizados cinco experimentos sem o pré-tratamento (filtro de polipropileno), sob uma diferença de potencial constante de 12 V e vazão de 1,0 L min⁻¹, visando estudar o índice de eliminação dos contaminantes presentes no meio aquoso.

Dessa maneira, não foi observada nenhuma variação significativa nos parâmetros como pH, cor, turbidez, mantendo-se em valores semelhantes. Nesse caso, a corrente elétrica de modo isolado não foi capaz de causar uma redução nos valores dos parâmetros citados.

A figura 8 mostra os índices de remoção de *Escherichia coli* na primeira fase do trabalho.

Figura 8 - Taxa de remoção de *Escherichia coli* em função da concentração inicial com aplicação de DDP de 12 V e vazão de 1,0 L min⁻¹.



Fonte: Elaborada pela própria autora.

Observa-se que sob as mesmas condições de operação, a inativação de *E. coli* manteve-se em uma faixa de 72% a 89% de remoção, mesmo quando a quantidade de concentração foi quadruplicada. Observou-se o aumento da condutividade elétrica culminando também no aumento da densidade de corrente, contribuindo para inativação das bactérias presentes.

Por se tratar de água doce com baixíssimas concentrações de íons, nota-se uma redução insignificante na quantidade do teor de cloretos, implicando na baixa eletrogeração de Cloro, ou seja, na pouca influência desses parâmetros para inativação da *E. coli*. Sendo assim, a desinfecção se deu somente pelo processo eletroquímico.

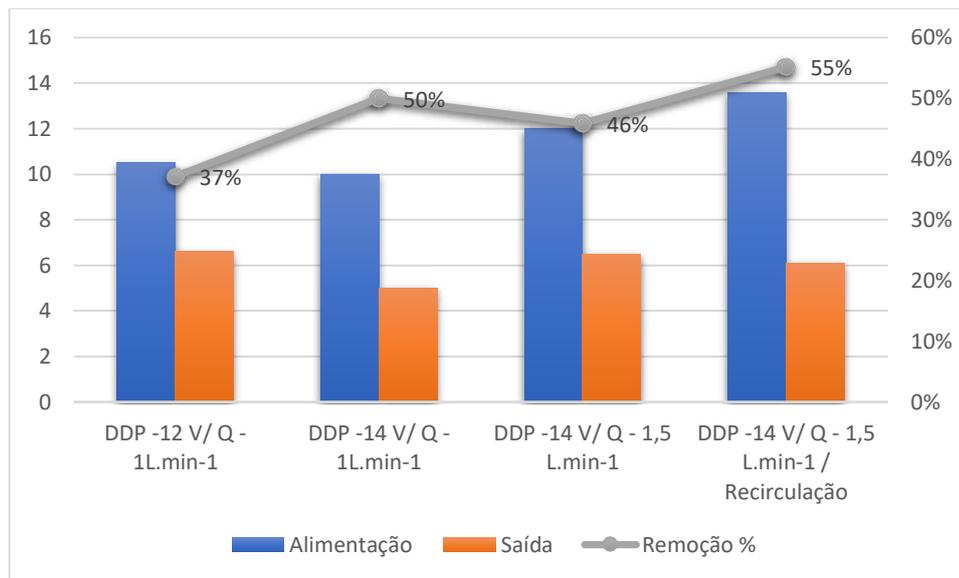
Dessa forma, observou-se que a condutividade elétrica juntamente com a diferença de potencial utilizada é o fator preponderante em casos de águas doces com baixas concentrações de íons, pois somente a ação da densidade de corrente elétrica irá influir na inativação das bactérias presentes. Diferentemente do que já foi estudado em trabalhos anteriores, como Costa (2020) onde a eletrogeração de Cloro foi o principal agente na inativação de bactérias.

Assim, mesmo com aumento de concentração de bactérias, a eficiência de remoção permaneceu na mesma faixa, pois a CE e a DDP utilizadas se mantiveram em valores próximos mesmo nos efluentes com concentrações mais baixas. Desse modo, estudou-se o aumento da DDP afim de melhorar o índice de remoção das bactérias para níveis satisfatórios de reuso.

Na segunda fase, foram realizados quatro experimentos com a inserção do pré-tratamento com filtro de polipropileno afim de estudar a remoção de cor e turbidez do efluente, além da inativação da *E. coli*. As amostras utilizadas para avaliação de cor e turbidez foram coletadas após passagem pelo filtro de polipropileno e pelo reator eletroquímico. Os resultados destas análises se encontram no Apêndice A. *densidade de corrente e perda da massa eletrodo

A figura 9 apresenta a redução da turbidez nos quatro experimentos realizados.

Figura 9 - Remoção de turbidez de águas doces sintéticas, com DDP de (12-14) V e vazão de (1,0-1,5) L min⁻¹.



Fonte: Elaborado pela própria autora.

Considerando-se que no primeiro experimento a DDP utilizada foi de 12 V e nos demais experimentos a DDP utilizada foi de 14 V, observa-se um aumento da remoção da turbidez de acordo com o aumento da DDP, sugerindo uma influência desse parâmetro em sua remoção.

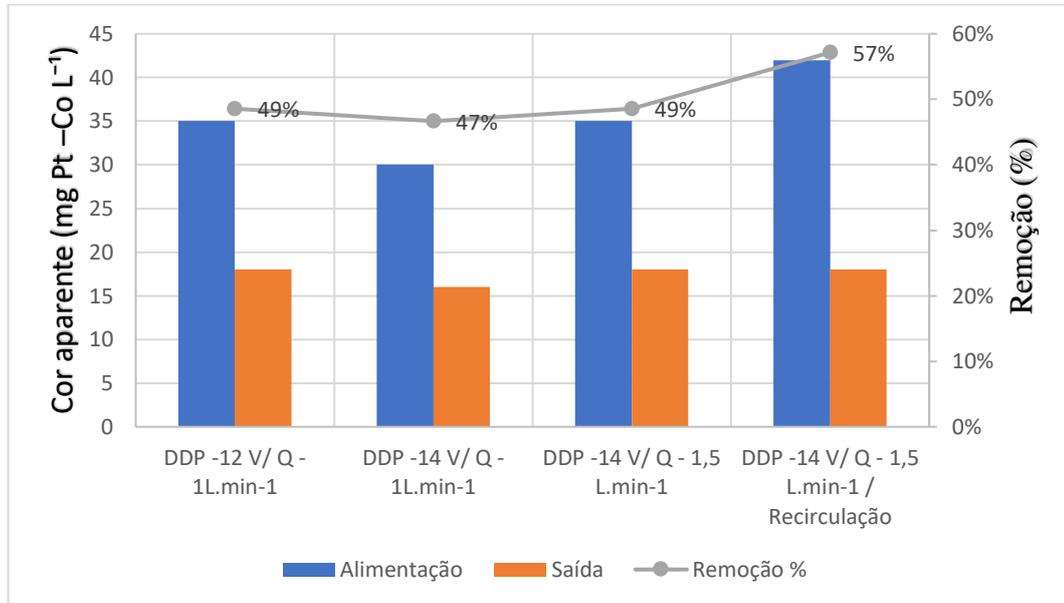
Há uma pequena redução na eficiência de remoção no terceiro experimento pois há o aumento da vazão para 1,5 L min⁻¹, conseqüentemente diminuindo o tempo de residência do efluente no sistema.

Já no último experimento realizado, houve um aumento na eficiência da remoção de turbidez considerando que houve uma reinserção do efluente de saída novamente no sistema, após 35 minutos de funcionamento, fazendo com que o efluente passasse pelo tratamento novamente, simulando uma possível batelada em série.

No trabalho de Costa (2020), a remoção de turbidez foi analisada apenas em decorrência da passagem pelo pré-tratamento com membranas cerâmicas, sem qualquer atuação da corrente elétrica, atingindo cerca de 30% de remoção com a vazão de 1,6 L.min⁻¹. Comparando com os resultados obtidos neste trabalho com vazão semelhante a utilizada pela autora, fica evidente a influência da corrente elétrica na remoção da turbidez, já que tanto no uso da DDP de 12V como na de 14V as taxas de remoção de turbidez foram superiores, mesmo o filtro de polipropileno tendo menor índice de eficiência na remoção do que as membranas cerâmicas.

Na figura 10 são apresentados os resultados da cor aparente obtidos com o tratamento do efluente por meio do sistema eletrolítico, com vazões e (1,0-1,5) L min⁻¹ e DDP de (12-14) V.

Figura 10 - Remoção de cor de águas doces sintéticas, com DDP de (12-14) V e vazão de (1,0-1,5) L min⁻¹.

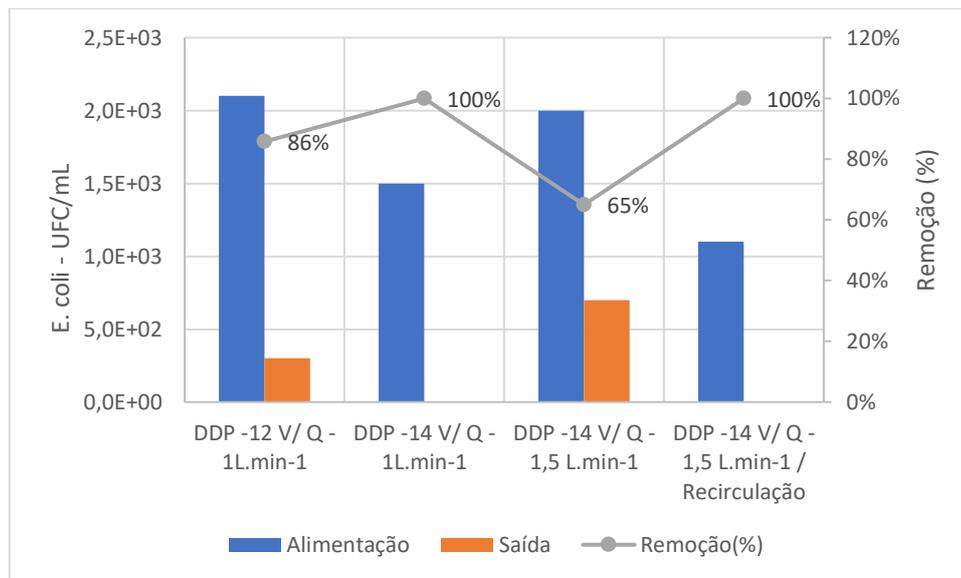


Fonte: Elaborada pela própria autora.

As taxas de remoção de cor aparente se mantiveram na mesma faixa, aproximadamente 49%, nos três primeiros experimentos, neste caso, o aumento da DDP não influenciou na remoção de cor. Já no quarto experimento, com a reinserção do efluente no sistema, observa-se um aumento do percentual, já que houve uma segunda passagem pelo pré-tratamento.

Já para fins de inativação da bactéria E.coli o aumento da DDP apresentou uma maior eficiência, alcançando até 99,99% de remoção como demonstra a Figura 11.

Figura 11 - Taxa de remoção de Escherichia coli em função das concentrações iniciais constantes com aplicação de DDP de (12-14) V e vazão de (1,0-1,5) L min⁻¹.



Fonte: Elaborado pela própria autora.

O primeiro experimento foi operado de maneira análoga a primeira fase, com DDP de 12 V e Q de 1L.min⁻¹, apenas com a adição do pré-tratamento, se mantendo com resultados bem parecidos com a primeira fase, na faixa de 86%, indicando que o pré-tratamento não tem influência significativa na eliminação das bactérias.

Já no segundo, o sistema operou sob a mesma vazão, com o aumento da DDP para 14V e alcançou 99,99% de remoção, demonstrando excelente eficácia na eliminação das bactérias e alcançando cerca de 1440 Litros/dia de produção de água tratada. Mediante o resultado satisfatório e em busca de uma maior produção, o terceiro experimento foi operado sob a mesma diferença de potencial e aumentada a vazão para 1,5 L. min⁻¹ o que ocasionou uma queda na eficiência de remoção da E. coli, pois o tempo de residência acabou sendo reduzido, consequentemente atingindo menor número de espécies com o campo elétrico.

Como alternativa, o último experimento foi reorganizado de modo a operar em dois intervalos, sob a mesma vazão de 1,5 L.min⁻¹ e DDP de 14 V, operando os primeiros 35 minutos de batelada, passando todo o efluente pelo sistema e coletando o mesmo, reinserindo o efluente tratado novamente para uma nova batelada, simulando um reator em série. Nesta configuração, obteve-se também eficiência de 99,99% de remoção de E. coli alcançando quase o dobro de produção de água tratada, cerca de 2.160 Litros/dia.

Em um panorama geral, após a segunda fase, o efluente atingiu redução de valores de parâmetros como a turbidez para 6,1 NTU, cor para 6,1 mgPt-Co/L e concentração de E. coli que se aproximam de 0. Esses valores são adequados para classificar esse efluente, do ponto de vista microbiológico, como potável de acordo com a Portaria nº 888/2021 do Ministério da Saúde que dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade

5. CONCLUSÕES

Na ausência de pré-tratamento, não houve mudanças em parâmetros como pH, turbidez e cor. Quanto a inativação da E. Coli, o sistema atingiu uma faixa de remoção de 72% a 89% sob a DDP de 12V e vazão 1,0 L.min⁻¹, mantendo esse comportamento para concentrações maiores. A desinfecção predominou através do processo eletroquímico, conforme evidenciado pelo aumento da condutividade elétrica em todos os experimentos, contribuindo para a progressiva inativação das bactérias.

Conclui-se que a variação na diferença de potencial (DDP) teve impacto significativo no desempenho do sistema de tratamento eletroquímico. Notou-se um aumento na remoção de turbidez conforme a DDP foi elevada para 14 V nos demais experimentos, atingindo também 99,99% de remoção da E.coli no efluente e remoção de cor satisfatória. A eficiência de remoção diminuiu ligeiramente quando a vazão foi aumentada para 1,5 L min⁻¹, reduzindo o tempo de residência do efluente no sistema.

A reinserção do efluente tratado no sistema após 35 minutos de operação, sob a mesma vazão de 1,5 L.min⁻¹ resultou em um aumento da eficiência na remoção de turbidez e cor, alcançando uma maior produção de água tratada, aproximadamente 2.160 Litros/dia. Essa configuração mostrou-se uma alternativa eficaz para aumentar a produção mantendo altos padrões de qualidade na água tratada.

Ao final dos experimentos, o efluente atingiu resultados satisfatórios referente aos parâmetros estudados, principalmente no tocante a ausência de *Escherichia coli* exigida pela Portaria nº 888/21 para águas destinadas a consumo humano, sendo assim, o sistema pode ser implementado como um pós tratamento eficiente para águas de abastecimento contaminadas.

São necessários estudos mais aprofundados no tocante a tratamento eletroquímicos em águas doces poluídas/contaminadas a fim de comparações e resultados mais consistentes.

SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

- ❖ Utilizar reator com maior volume para simulação de produção de larga escala;
- ❖ Realizar tratamentos eletroquímicos com reatores em série;
- ❖ Analisar e quantificar a liberação de metais pesados pelos eletrodos pós tratamento.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABU AMR, S. S.; YASSIN, M. M. Microbial contamination of the drinking water distribution system and its impact on human health in Khan Yunis Governorate, Gaza Strip: Seven years of monitoring (2000–2006). **Public Health**, v. 122, n. 11, p. 1275–1283, nov. 2008.
- ANDREATTI FILHO, L. R. **Saúde aviária e doenças**. São Paulo: Roca, 2007. vol. 10, p. 112-117.
- AHMADI, A.; WU, T. Inactivation of E. coli using a novel TiO₂ nanotube electrode. **Environmental Science Water Research & Technology**, v. 3, p. 534-545, 2017.
- ANA - Agência Nacional de Águas. **ODS 6 no Brasil: visão da ANA sobre os indicadores**. Brasília: ANA, 2019.
- ANGELAKIS, A. N. et al. Water Reuse: From Ancient to Modern Times and the Future. **Frontiers in Environmental Science**, v. 6, 11 maio 2018.
- BARASHKOV, N. N.; EISENBERG, D. A.; IRGIBAEVA, I. S. Chlorine-Free Electrochemical Disinfection of Water Contaminated with Salmonella typhimurium and E. coli B. In: BENVENUTO, M. A. et al. (ed.). **It's All in the Water: Studies of Materials and Conditions in Fresh and Salt Water Bodies**. ACS Symposium Series; American Chemical Society: Washington, 2011. p. 21-33.
- BARNES, H. J.; VAILLANCOURT, J. P.; GROSS, W. B. Colibacillosis In: SAIF W. M. **Diseases of poultry**. (11^a ed.). Iowa, p. 138-144, 2003.
- BERGMANN, M. E. H.; ROLLIN, J.; KOPARAL, A. S. Chlorate and perchlorate – new criterions for environmentally-friendly processes in Advanced Oxidation. **Water Practice and Technology**, v. 5, n. 2, 2010.
- BIVINS, A. W. et al. Estimating Infection Risks and the Global Burden of Diarrheal Disease Attributable to Intermittent Water Supply Using QMRA. **Environmental Science & Technology**, v. 51, n. 13, p. 7542–7551, 20 jun. 2017.
- BRITO, C. N.; ARAÚJO, D. M.; MARTÍNEZ-HUITLE, C. A.; RODRIGO, M. A. Understanding active chlorine species production using boron doped diamond films with lower and higher sp³/sp² ratio. **Electrochemistry Communications**, v. 55, p. 34-38, 2015.
- BRITO, C. N. et al. Electrochemical Oxidation of Acid Violet 7 Dye by Using Si/BDD and Nb/BDD Electrodes. **Journal of The Electrochemical Society**, v. 165, n. 5, p. E250–E255, 1 jan. 2018.
- BRITO, C. N.; FERREIRA B. M.; SANTOS, E. C. M. M.; LEÓN, J. J. L.; GANIYU, S. O.; MARTÍNEZ-HUITLE, C. A. Electrochemical degradation of Azo-dye Acid Violet 7 using BDD anode: effect of flow reactor configuration on cell hydrodynamics and dye removal efficiency. **Journal of Applied Electrochemistry**, v. 48, p. 1321-1330, 2018b.
- BRUGUERA-CASAMADA, C.; SIRÉS, I.; BRILLAS, E.; ARAUJO, R. M. Effect of electrogenerated hydroxyl radicals, active chlorine and organic matter on the electrochemical inactivation of Pseudomonas aeruginosa using BDD and dimensionally stable anodes. **Separation and Purification Technology**, v. 178, p. 224-231, 2017.

CAMPBELL, J. C. et al. Water Quality Operation with a Blending Reservoir and Variable Sources. **J. Water Resour. Plan Manage.** 128 (4), 288–302.

[https://doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9496\(2002\)128:4\(288\)](https://doi.org/10.1061/(asce)0733-9496(2002)128:4(288)).

CAMPOS, L.C.; TRABULSI, L.R. **Escherichia**. In.: TRABULSI, L.R. et al. *Microbiologia*. 3 ed. São Paulo : Atheneu, 2002, p.215-228.

CARLO LOUBSER; BUBALA MWIINGA CHIMBANGA; HEINZ JACOBS. Intermittent water supply: a South African perspective. **Water SA**, v. 47, n. 1 January, 28 jan. 2021.

CERRATO, J. M. et al. Effect of PVC and iron materials on Mn(II) deposition in drinking water distribution systems. **Water Research**, v. 40, n. 14, p. 2720–2726, ago. 2006.

CHEN, S.; HU, W.; HONG, J.; SANDOE, S. Electrochemical disinfection of simulated ballast water on PbO₂/graphite felt electrode. **Marine Pollution Bulletin**, v. 105, n. 1, p. 319-323, 2016.

COSTA, T. S. **Desinfecção eletroquímica de águas: avaliação do desempenho de reator composto de membrana cerâmica e eletrodos de esponja de níquel e titânio/platina**, 2020. 126 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Ciências e Tecnologia, 2020.

ECURA, J.; OKOT-OKUMU, J.; OKURUT, T. Monitoring Residual Chlorine Decay and Coliform Contamination in Water Distribution Network of Kampala, Uganda. **Journal of Applied Sciences and Environmental Management**, v. 15, n. 1, 20 abr. 2011.

ERICKSON, J. J. et al. Water quality effects of intermittent water supply in Arraiján, Panama. **Water Research**, v. 114, p. 338–350, maio 2017.

FRANCO, B.D.G.M.; LANDGRAF, M. 1996. **Microbiologia dos alimentos**. São Paulo. Atheneu, 1996. 182p.

FARMANI, R. et al. Intermittent water supply systems and their resilience to COVID-19: IWA IWS SG survey. **Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua**, v. 70, n. 4, p. 507–520, 29 abr. 2021.

FERREIRA FILHO, Sidney Seckler. **TRATAMENTO DE ÁGUA: concepção, projeto e operação de estações de tratamento**. Rio de Janeiro: **Elsevier**, 2017.

GHASEMIAN, S.; ASADISHAD, B.; OMANOVIC, S.; TUFENKJI, N. Electrochemical disinfection of bacteria-laden water using antimony-doped tin-tungsten-oxide electrodes. **Water Research**, v. 126, p. 299-307, 2017.

GUO, L.; DING, K.; ROCKNE, K.; DURAN, M.; CHAPLIN, B. P. Bacteria inactivation at a sub-stoichiometric titanium dioxide reactive electrochemical membrane. **Journal of Hazardous Materials**, v. 319, p. 137-146, 2016.

HAND, S.; CUSICK, R. D. Electrochemical Disinfection in Water and Wastewater Treatment: Identifying Impacts of Water Quality and Operating Conditions on Performance. **Environmental Science & Technology**, v. 55, n. 6, p. 3470–3482, 22 fev. 2021.

HASHIM, H. Q.; SAYL, K. N. Detection of suitable sites for rainwater harvesting planning in an arid region using geographic information system. **Applied Geomatics**, 10 out. 2020.

HONG, X.; WEN, J.; XIONG, X.; HU, Y. Silver nanowire-carbon fiber cloth nanocomposites synthesized by UV curing adhesive for electrochemical point-of-use water disinfection. **Chemosphere**, v. 154, p. 537-545, 2016.

HOWE, K. J.; HAND, D. W.; CRITTENDEN, J. C.; TRUSSELL, R. R.; TCHOBANOGLIOUS, G. **Princípios de tratamento de água**. São Paulo: Cengage, 2016.

HUANG, X.; QU, Y.; CID, C. A.; FINKE, C.; HOFFMANN, M. R.; LIM, K.; JIANG, S. C. Electrochemical disinfection of toilet wastewater using wastewater electrolysis cell. **Water Research**, v. 92, p. 164-172, 2016.

JAFARI SHALAMZARI, M.; ZHANG, W. Assessing Water Scarcity Using the Water Poverty Index (WPI) in Golestan Province of Iran. **Water**, v. 10, n. 8, p. 1079, 13 ago. 2018.

KHATIBI, S.; ARJJUMEND, H. Water Crisis in Making in Iran. **Grassroots Journal of Natural Resources**, v. 2, n. 3, p. 45-54, 30 set. 2019.

KLINGEL, P. Technical causes and impacts of intermittent water distribution. **Water Science and Technology: Water Supply**, v. 12, n. 4, p. 504-512, jul. 2012.

KÖRBAHTI, B. K.; TANYOLAC, A. Continuous electrochemical treatment of simulated industrial textile wastewater from industrial components in a tubular reactor. **Journal of Hazardous Materials**, v. 170, p. 771-778, 2009.

KRAFT, B. A. Electrochemical Water Disinfection: A Short Review. **Platinum Metals Review**, v. 52, n. 3, p. 177-185, 2008

KUMPEL, E.; NELSON, K. L. Comparing microbial water quality in an intermittent and continuous piped water supply. **Water Research**, v. 47, n. 14, p. 5176-5188, set. 2013.
KUMPEL, E.; NELSON, K. L. Intermittent Water Supply: Prevalence, Practice, and Microbial Water Quality. **Environ Sci Technol**. 2016 Jan 19;50(2):542-53. doi: 10.1021/acs.est.5b03973. Epub 2016 Jan 5. PMID: 26670120.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de Qualidade e Tratamento de Água**. 3. ed. Campinas, São Paulo: Editora Átomo, 2010.

LIU, H.; VECITIS, C. D. Reactive transport mechanism for organic oxidation during electrochemical filtration: Mass-transfer, physical adsorption, and electron-transfer. **Journal of Physical Chemistry C**, v. 116, n. 1, p. 374-383, 2012.

LUND SCHLAMOVITZ, J.; BECKER, P. Differentiated vulnerabilities and capacities for adaptation to water shortage in Gaborone, Botswana. **International Journal of Water Resources Development**, v. 37, n. 2, p. 278-299, 28 maio 2020.

MARTÍNEZ-HUITLE, C. A.; RODRIGO, M. A.; SIRÉS, I.; SCIALDONE, O. Single and Coupled Electrochemical Processes and Reactors for the Abatement of Organic Water Pollutants: A Critical Review. **Chemical Reviews**, v. 115, n. 24, p. 13362-13407, 2015.

Marques, Brito; Guevara, Muniz de Hoyos; Arnoldo, José, et al. "ÁGUA LIMPA.", p. 01, 2019. Disponível em SUSTENTABILIDADE (pucsp.br). Acesso em: 26 de outubro de 2023.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos**. 5. ed. Porto Alegre: AMGH, 2016.

MIHELICIC, J. R.; ZIMMERMAN, J. B. **Engenharia Ambiental - Fundamentos, Sustentabilidade e Projeto**. 2. ed. Rio de Janeiro: LTC, 2018.

MORENO-ANDRÉS, J.; AMBAUEN, N.; VADSTEIN, O.; HALLÉ, C.; ACEVEDO-MERINO, A.; NEBOT, E.; MEYN, T. Inactivation of marine heterotrophic bacteria in ballast water by an Electrochemical Advanced Oxidation Process. **Water Research**, v. 140, p. 377-386, 2018.

MOHAMMADI, A. et al. Survival analysis of water distribution network under intermittent water supply conditions. **Water Supply**, 21 set. 2020.

MERMIN, J.H. et al., 1997. **Epidemic multidrug-resistant typhoid fever in Tajikistan associated with a contaminated municipal water supply**. Clin. Infect. Dis. 25 (2), 409.

NUNES DE CASTRO, C.; VALDIR, A.; STEINKE. **Plano Nacional de segurança hídrica, problemas complexos e participação social**. 2021. 85f. Tese (Doutorado em Geografia). Repositório de conhecimento do Ipea. 2021- Brasília. Disponível em: <http://www.realp.unb.br/jspui/bitstream/10482/41419/1/2021_CesarNunesdeCastro.pdf>. Acesso em: 14 set. 2023.

OLIVEIRA, W.F. et al. Utilização de diferentes meios de cultura para o isolamento de enterobactérias em amostras fecais de frangos de corte procedentes de explorações industriais do Estado do Ceará, Brasil. **RPCV** (2004) 99 (552) 211-214.

ONU. **Acesso ao meio ambiente saudável é declarado um direito humano**. ONU News Perspectiva - Global Reportagens Humanas, [S. l.], p. 1, 8 nov. 2021. Disponível em: <https://news.un.org/pt/story/2021/10/1766002>. Acesso em: 8 setembro de 2022.

ORIMOLOYE, I. R. et al. Spatial assessment of drought disasters, vulnerability, severity and water shortages: a potential drought disaster mitigation strategy. **Natural Hazards**, v. 105, n. 3, p. 2735–2754, 11 nov. 2020.

PADHYE, N.V.; DOYLE, M.P. Escherichia coli O157:H7: epidemiology, pathogenesis and methods for detection in food. **Journal of Food Protection**. v. 55, p. 555-565, 1992.

PALMAS, S. et al. Practical Aspects on Electrochemical Disinfection of Urban and Domestic Wastewater. In: Martínez-Huitle, C. A.; Rodrigo, M. A.; Scialdone, O. (ed.). **Electrochemical Water and Wastewater Treatment**. Oxford: Butterworth Heinemann, 2018. p. 421–447.

PAVLOVIĆ, M. G.; PAVLOVIĆ, Miroslav M.; PAVLOVIĆ, Marija M.; NIKOLIĆ, N. D. Electrochemical Removal of Microorganisms in Drinking Water. **International Journal of Electrochemical Science**, v. 9, p. 8249–8262, 2014.

PROCHÁZKA, P. et al. Evaluation of Water Scarcity in Selected Countries of the Middle East. **Water**, v. 10, n. 10, p. 1482, 20 out. 2018.

QUINN, P.J.; MARKEY, B.K.; CARTER, M.E.; DONNELLY, W.J.; LEONARD, F.C. **Microbiologia Veterinária e Doenças Infecciosas**. 1ª ed. Porto Alegre: editora Artmed 512p, 2005.

RUBINO, F. et al. Bacterial Contamination of Drinking Water in Guadalajara, Mexico. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 16, n. 1, p. 67, 27 dez. 2018.

SAKOMOTO, T.; LUTAAYA, M.; ABRAHAM, E. Managing Water Quality in Intermittent Supply Systems: The Case of Mukono Town, Uganda. **Water**, v. 12, n. 3, p. 806, 13 mar. 2020.

SALEHI, M. Global water shortage and potable water safety; Today's concern and tomorrow's crisis. **Environment International**, v. 158, p. 106936, jan. 2022.

SAVIOLLI, J.Y. **Pesquisa e caracterização de Escherichia coli patogênica (E. coli produtora de toxina Shiga – STEC; E. coli aviária patogênica - APEC) de fragatas (Fregata magnificens) da Costa do Estado de São Paulo**. 2010. 84 f. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo.

SHUTERLAND, J.P.; BAYLISS, A.J.; BRAXTON, D.S. Predictive modelling of growth of Escherichia coli O157:H7: the effects of temperature, Ph and sodium chloride. **International Journal of Food Microbiology**.v.25, p. 29-49, 1995.

SOARES, A.; LEÃO, M. Contaminação dos mananciais por micropoluentes e a precária remoção desses contaminantes nos tratamentos convencionais de água para potabilização. **Doutrina Internacional**. Minas Gerais, v. 14, n. 21, p. 36–85, jan/jun, 2015.

SWERDLOW, D. Waterborne transmission of epidemic cholera in Trujillo, Peru: lessons for a continent at risk. **The Lancet**, v. 340, n. 8810, p. 28–32, jul. 1992.

TOKAJIAN, S.; HASHWA, F. Water quality problems associated with intermittent water supply. **Water Science and Technology**, v. 47, n. 3, p. 229–234, fev. 2003.

VAN VLIET, M. T. H. et al. Global water scarcity including surface water quality and expansions of clean water technologies. **Environmental Research Letters**, v. 16, n. 2, p. 024020, 26 jan. 2021.

WHO - World Health Organization. **Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first addendum**. 4. ed. Geneva.

ZHOU, L. et al. Novel perspective for urban water resource management: 5R generation. **Frontiers of Environmental Science & Engineering**, v. 15, n. 1, 8 ago. 2021.

APENDICE A

Variações de pH, turbidez, cor, condutividade elétrica (CE) e Escherichia Coli na Fase II, após tratamentos eletroquímicos executados.

	tempo (min)	pH	T°	Turbidez	Cor	Condutividade	Bacteriologica (UFC/mL)
t1	0	6,28	26°	8,5 NTU	18	383 µS	1900
t2	02:30	6,35	26°	10,5 NTU	28	440 µS	2100
t3	05:00	6,8	26°	10 NTU	16	430 µS	1100
t4	10	6,8	26°	8,9NTU	17	427 µS	900
t5	20	7,09	26°	8,8 NTU	35	433 µS	1300
t6	30	7,15	26°	8,5 NTU	27	430 µS	800
t7	40	7,31	26°	7,6 NTU	25	435 µs	900
t8	50	7,35	26°	8,5 NTU	30	459 µS	900
t9	60	7,45	26°	6,6 NTU	18	443 µS	300
	tempo (min)	pH	T°	Turbidez	Cor	Condutividade	Bacteriologica (UFC/mL)
t1	0	7,01	26°	10 NTU	30	337,2 µS	1500
t2	02:30	7,06	26°	9 NTU	26	340,2 µS	700
t3	05:00	6,88	26°	9,5 NTU	23	354,9 µS	500
t4	10	6,94	26°	9NTU	18	343,7 µS	1000
t5	20	7,02	26°	8,8 NTU	18	361,7 µS	600
t6	30	7,13	26°	8 NTU	25	361,3 µS	300
t7	40	7,19	26°	7,3 NTU	27	367,4 µs	0
t8	50	7,32	26°	6 NTU	20	363,3 µS	300
t9	60	7,36	26°	5 NTU	18	363,7 µS	200
	tempo (min)	pH	T°	Turbidez	Cor	Condutividade	Bacteriologica (UFC/mL)
t1	0	7,01	26°	12 NTU	35	342,2 µS	2000
t2	02:30	7,06	26°	10NTU	33	361,2 µS	1400
t3	05:00	6,88	26°	9,5 NTU	30	362,4 µS	1600
t4	10	6,94	26°	8,7 NTU	28	373,4 µS	1300
t5	20	7,02	26°	8,5 NTU	24	375,6 µS	1100
t6	30	7,13	26°	8 NTU	22	405,5 µS	700
t7	40	7,19	26°	7,8 NTU	20	393,1 µs	850
t8	50	7,32	26°	7,3 NTU	19	406 µS	900
t9	60	7,36	26°	6,5 NTU	18	417,6 µS	800
	tempo (min)	pH	T°	Turbidez	Cor	Condutividade	Bacteriologica (UFC/mL)
t1	0	7,62	26°	0,9 NTU	42	391 µS	1100
t2	10	7,55	26°	7,5 NTU	29	406,4 µS	1000
t3	20	7,79	26°	8,2 NTU	28	454,2 µS	900
t4	30	7,57	26°	7,4 NTU	25	500,3 µS	700
t5	35	7,87	26°	13,6 NTU	25	452,1 µS	400
t6	0	7,92	26°	7,1 NTU	18	425,9 µS	400
t7	10	8,02	26°	9,5 NTU	23	459 µs	350
t8	20	8,13	26°	8,3 NTU	23	443 µS	300
t9	30	8,11	26°	10,3 NTU	26	482,6 µS	200
t10	35	8,05	26°	6,1 NTU	32	484,1 µs	0