



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



MANOEL FERREIRA DA SILVA NETO

**REATOR TUBULAR ELETROQUÍMICO: UMA ALTERNATIVA PARA
ELIMINAR AS BACTÉRIAS E MICROALGAS PRESENTES EM ÁGUAS.**

Campina Grande - PB

Fevereiro de 2020

MANOEL FERREIRA DA SILVA NETO

**REATOR TUBULAR ELETROQUÍMICO: UMA ALTERNATIVA PARA
ELIMINAR AS BACTÉRIAS E MICROALGAS PRESENTES EM ÁGUAS.**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação para avaliação do aluno de Doutorado em Engenharia Química Manoel Ferreira da Silva Neto sob a orientação do Prof. Dr. Kepler Borges França.

Campina Grande - PB

Fevereiro de 2020

S586r Silva Neto, Manoel Ferreira da.
Reator tubular eletroquímico : uma alternativa para eliminar as bactérias e microalgas presentes em águas / Manoel Ferreira da Silva Neto. - Campina Grande, 2019.
109 f. : il. color.

Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Ciências e Tecnologia, 2020.

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

Referências.

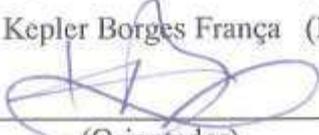
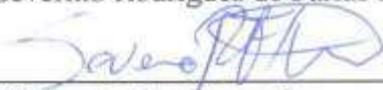
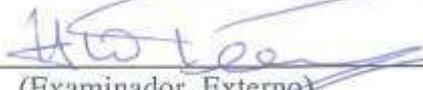
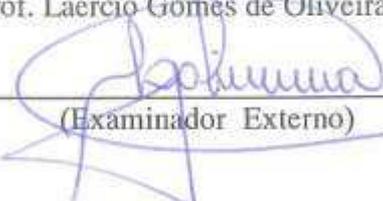
1. Contaminantes Biológicos. 2. Processo Eletroquímico. 3. Diferença de Potencial Elétrico. 4. *Chorella sp.*. 5. *Escherichia coli.*. I. França, Kepler Borges. II. Título.

CDU 543(043)



**PARECER FINAL DO JULGAMENTO DA TESE
DO ALUNO MANOEL FERREIRA DA SILVA NETO**

TÍTULO: Caracterização de Reator Tubular Eletroquímico: Uma Alternativa para Eliminar as Bactérias e Microalgas Presentes em Águas

COMISSÃO EXAMINADORA	CONCEITO
Prof. Líbia de Sousa Conrado Oliveira (Doutor)  _____ (Presidente da Sessão)	<u>APROVADO</u>
Prof. Kepler Borges França (Doutor)  _____ (Orientador)	<u>APROVADO</u>
Prof. Severino Rodrigues de Farias Neto (Doutor)  _____ (Examinador Interno)	<u>Aprovado</u>
Prof. Howard William Person (Doutor)  _____ (Examinador Externo)	<u>Aprovado</u>
Prof. Laércio Gomes de Oliveira (Doutor)  _____ (Examinador Externo)	<u>APROVADO</u>

Campina Grande 03 de maio de 2019

AGRADECIMENTOS

Nesta parte importante do trabalho, que é os agradecimentos gostaria de começar agradecendo aquele que olha por todos nós, Deus. Pois em toda sua grandeza, consegue nos fortalecer.

Gostaria de agradecer, a minha família minha mãe Maria e meu pai Francisco por tudo que me deram nesta vida, educação, respeito, carinho e sem sobra de dividas amor. A meus irmãos Waldery, Wagner, Waldilene e João Paulo pelo carinho e paciência comigo. A meus sobrinhos pela convivência com tanto carinho e brincadeiras.

Um agradecimento todo especial a minha esposa Janierk, que me suportou todo o período deste doutorado, sempre me apoiando e encorajando em tudo.

Gostaria de agradecer ao PROGRAMA DE POSGRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUIMICA – UFCG, por tudo.

Gostaria de agradecer ao Professor Kepler Borges França, na qualidade de orientador de um trabalho árduo, porem prazeroso. Muito obrigado pela oportunidade de trabalha com o senhor, pois sei que suas palavras por mais que sejam duras, sempre são para o crescimento como pessoal.

Um grande Obrigado a turma do LABDES, Kelly, João, Bruna, Maiza, Ramom, Rodrigo, Sonaly e Tereziana, pela paciência e carinho comigo.

Agradeço a Francisco “chicão” que me ajudou muito desde minha chegada ao laboratório, você é meu grande amigo.

Agradecer a banca pela oportunidade de olhar o trabalho, e comparecer neste momento tão importante na vida de qualquer estudante.

Um muito obrigado a todos!

RESUMO

Devido ao crescimento da demanda por consumo de água e rigidez das leis ambientais, companhias de tratamento de água têm se preocupado cada vez mais em remover contaminantes durante o processo de tratamento de água. Dos contaminantes presentes na água podemos destacar contaminadores biológicos, compostos por microrganismos capazes de provocar doenças, são eles vírus, algas, protozoários, helmintos e bactérias. Com isso, surge a necessidade de novas tecnologias para o tratamento desta água, como uma forma de auxiliar os métodos convencionais de tratamento. Os métodos eletroquímicos têm como maior vantagem o fato do seu reagente principal, o elétron, ser um reagente limpo. Desse modo, o objetivo desse estudo é a aplicação de processos eletroquímicos com baixas tensões para a desinfecção microbiológica de águas contaminadas. A realização deste estudo consistiu na construção de um reator eletroquímico de bancada, constituídos de eletrodos de níquel e titânio com uma malha de náilon como separador, envoltos em cano de PVC. Na primeira etapa, foi analisado o reator eletroquímico construído, com água de abastecimento, proveniente do sistema de distribuição, a fim de verificar, o perfil de diminuição nos parâmetros de potabilidade da água, onde o reator mostrou mudanças sensíveis nos parâmetros de turbidez reduzindo em 57% seu valor inicial e cor, redução de 10,0 mgPt/L. Em seguida, na segunda etapa foram analisados os tempos de residência com adição de soluções contendo um traçador (NaCl) com concentração de 5.000 mg/l, com variações de vazão entre 2,0 a 6,0 Lmin⁻¹, onde pode encontrar a melhor vazão em 4,0 Lmin⁻¹, também foi analisado a densidade de corrente elétrica para o reator eletroquímico aplicando diferentes potenciais elétricos (2,0V a 10,0V). Para a terceira e última etapa, foram analisados os potenciais elétricos (tensões) que variaram de (2,0V a 10,0V) versus concentração de microalgas do tipo *Chorella sp* presente no meio aquoso com concentrações de 2,32 x 10⁶ número de células por mililitro como organismo indicador, onde foi visto que, a melhor voltagem aplicada é 8,0V em seguida passou a ser analisado o potencial de remoção para bactérias da família das *Escherichia coli* como organismo patógeno afim de removê-las, estes experimentos foram feitos sobre 8,0V de tensão e sob uma vazão de 4,0 Lmin⁻¹. Estas análises foram bastante promissoras, pois mostraram uma diminuição muito acentuada no número de colônias de bactérias. Com isto obtendo um produto livre de contaminantes de forma limpa e rápida.

Palavras – chave: contaminantes biológicos, processo eletroquímico, diferença de potencial elétrico, *Chorella sp.* e *Escherichia coli*.

ABSTRACT

Due to the growing demand for water consumption and rigidity of environmental laws, water treatment companies have been increasingly concerned about removing contaminants during the water treatment process. Of the contaminants present in the water we can highlight biological contaminants, composed of microorganisms capable of causing diseases, they are viruses, algae, protozoa, helminths and bacteria. With this, the need arises for new technologies for the treatment of this water, as a way to aid the conventional methods of treatment. Electrochemical methods have the major advantage that their main reactant, the electron, is a clean reagent. Thus, the objective of this study is the application of electrochemical processes with low tensions for microbiological disinfection of contaminated water. The study consisted in the construction of an electrochemical bench reactor, consisting of electrodes of nickel and titanium with a mesh of nylon as a separator, wrapped in PVC pipe. In the first stage, the electrochemical reactor was analyzed, with water supply, from the distribution system, in order to verify the decrease profile in the water potability parameters, where the reactor showed sensitive changes in turbidity parameters reducing in 57% of its initial value and color, reduction of 10,0 mgPt / L. Then, in the second step, residence times were analyzed with solutions containing a tracer (NaCl) with a concentration of 5,000 mg / l, with flow variations ranging from 2.0 to 6.0 Lmin⁻¹, where best flow in 4.0 Lmin⁻¹, the electric current density for the electrochemical reactor was also analyzed applying different electrical potentials (2.0V to 10.0V). For the third and final stage, the electrical potentials (voltages) ranging from (2.0V to 10.0V) were analyzed for the concentration of microalgae of the *Chorella* sp type present in the aqueous medium with concentrations of 2.32×10^6 cell numbers per milliliter as indicator organism, where it was seen that, the best voltage applied is 8.0V, then the removal potential for bacteria of the *Escherichia coli* family as pathogenic organism was analyzed in order to remove them, these experiments were done on 8.0V of voltage and under a flow of 4.0 Lmin⁻¹. These analyzes were very promising because they showed a very marked decrease in the number of bacterial colonies. With this you get a product free of contaminants cleanly and quickly.

Key words: biological contaminants, electrochemical process, electric potential difference, *Chrella* sp. and *Escherichia coli*.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Volume de água renovável no planeta.	22
Figura 2: Distribuição da água do planeta.	23
Figura 3: Distribuição dos recursos hídricos no Brasil em termos de pluviometria e distribuição habitacional.	25
Figura 4: Mapa da macrorregião Nordeste onde é mostrado o polígono das secas.	28
Figura 5: Visualização da morfologia microscópica da microalga <i>Chorella sp.</i>	45
Figura 6: Sinais resposta da concentração com o tempo, para diferentes ingestões.	51
Figura 7: Representação de um estímulo unitário, do tipo pulso.	52
Figura 8: Curva <i>E</i> ou curva de distribuição do tempo de residência.	53
Figura 9: Fluxograma do processo eletroquímico.	58
Figura 10: Vistas geométrica do reator eletroquímico.	59
Figura 11: Representação esquemática do sistema eletroquímico.	60
Figura 12: Foto do sistema de desinfecção microbiológica de água.	61
Figura 13: (A) Filtragem da água coletada; (B) Filtrado em meio de cultura pronto para incubação.	63
Figura 14: (A) Bactérias filtradas e incubadas em meio sólido; (B) Estriamento de uma amostra de bactérias incubadas em meio sólido.	64
Figura 15: Variação de pH da água in natura após passagem pelo reator eletroquímico R1 em relação ao tempo.	70
Figura 16: Diminuição da Turbidez da água para reator eletroquímico R1 em relação ao tempo.	71
Figura 17: Perfil da condutividade elétrica presente em água no reator R1 em relação ao tempo.	72
Figura 18: Diminuição da cor em meio aquoso, do reator eletroquímicos R1 em relação ao tempo.	73
Figura 19: Densidade de corrente para o reator eletroquímico de 40,0 cm ³ em função do tempo, para as tensões de 2,0V, 4,0V, 6,0V, 8,0V e 10,0V.	75
Figura 20: Perfil de corrente elétrica produzida pela aplicação de diferença de	76

potencial de 2,0V, 4,0V, 6,0V, 8,0V e 10,0V.

Figura 21: Efeito da resistividade elétrica em função do tempo para várias 78
diferenças de potencial elétrico no reator eletroquímico.

Figura 22: Perfil de distribuição em função do tempo para solução contendo 79
NaCl como traçador, com vazão de 2,0 LPM.

Figura 23: Perfil de distribuição em função do tempo para solução contendo 80
NaCl como traçador, com vazão de 3,0 LPM.

Figura 24: Perfil de distribuição em função do tempo para solução contendo 80
NaCl como traçador, com vazão de 4,0 LPM.

Figura 25: Perfil de distribuição em função do tempo para solução contendo 81
NaCl como traçador, com vazão de 5,0 LPM.

Figura 26: Perfil de distribuição em função do tempo para solução contendo 81
NaCl como traçador, com vazão de 6,0 LPM.

Figura 27: Análise da influência do parâmetro tempo médio para as vazões 83
trabalhadas.

Figura 28: Análise da influência do parâmetro dispersão axial para as vazões 83
trabalhadas.

Figura 29: Variação no número de células de microalgas *Chorella sp.* em 84
relação ao tempo de cultivo.

Figura 30: Perfil de diminuição no número de microalgas da espécie *Chorella* 85
sp., em função do tempo com aplicação de tensão de 2,0V no reator eletrolítico.

Figura 31: Perfil de diminuição no número de microalgas da espécie *Chorella* 86
sp. em função do tempo com tensão de 4,0V no reator eletrolítico.

Figura 32: Perfil de diminuição no número de microalgas da espécie *Chorella* 86
sp. em função do tempo com tensão de 6,0V no reator eletrolítico.

Figura 33: Perfil de diminuição no número de microalgas da espécie *Chorella* 87
sp. em função do tempo com tensão de 8,0V no reator eletrolítico.

Figura 34: Perfil de diminuição no número de microalgas da espécie *Chorella* 88
sp. em função do tempo com tensão de 10,0V no reator eletrolítico.

Figura 35: Perfil de diminuição no número de microalgas da espécie 89
Escherichia coli em função do tempo com tensão de 7,0V no reator eletrolítico.

Figura 36: Fotografias de placas antes do início dos ensaios para desinfecção 90
microbiológica e depois da desinfecção, após 24 horas.

- Figura 37:** Fotografias de placas durante os ensaios para desinfecção microbiológica contendo *Escherichia coli*, após 24 horas. 90
- Figura 38:** Perfil de diminuição no número de microalgas da espécie *Escherichia coli* em função do tempo com tensão de 8,0V no reator eletrolítico. 91
- Figura 39:** Fotografias de placas durante os ensaios para desinfecção microbiológica com aplicação de tensão de 8,0V, contendo *Escherichia coli*, após 24 horas. (a) 10 minutos, (b) 20 minutos, (c) 30 minutos e (d) 40 minutos 92

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Classificação das águas segundo a norma 357 – CONAMA/2004	32
Quadro 2: Condições da água do grupo II, Classe 1	34
Quadro 3: Padrões de Potabilidade físico – químico para águas da Classe 1	36
Quadro 4: Padrão de Potabilidade para substâncias químicas que apresentam risco à saúde	39
Quadro 5: relação de organismos patogênicos e respectivas características.	41
Quadro 6: Exemplos de microrganismos eliminados mediante o uso da desinfecção eletroquímica livre de cloro e com cloro (eletro – cloração).	48
Quadro 7: Meio de cultura W.C., modificado de Guillard e Lorenzen (1972).	62
Quadro 8: Composição e quantificação do meio de cultura Modified Scholtens’ Broth (MSB) para 1 L de água deionizada.	65
Quadro 9: Composição e quantificação do meio de cultura T.B.X MEDIUM OXOID.	66

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Taxa de diminuição da turbidez de água, para o reator R1.	71
Tabela 2: Dados sobre os parâmetros de estudo para os reatores eletroquímicos de 13,3cm ³ , 26,7 cm ³ e 40,0 cm ³ em relação ao tempo com fluxo de 1,0 L/min e corrente de 0,06 Ampere.	74
Tabela 3: Valores dos parâmetros matemáticos do modelo de dispersão axial	82
Tabela 4: Percentual de diminuição no número de colônias de microalgas presente em água com aplicação de diferença de potencial elétrico em função do tempo.	88

LISTA DE SIGLAS

ANA – Agência Nacional das Águas.

CAGEPA – Companhia de Águas e Esgoto do Estado da Paraíba.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente.

DBO – Demanda Biológica de Oxigênio.

DQO – Demanda Química de Oxigênio.

DSA – Dimensionally Stable Anodes.

LABDES – Laboratório de Referência em Dessalinização de Águas.

OMS – Organização Mundial da Saúde.

PH – Potencial Hidrogeniônico.

UFCG – Universidade Federal de Campina Grande.

UNT – Unidades Nefelométricas de Turbidez.

VMP – Valores Máximos Permissíveis.

LISTA DE SIMBOLOS

A – Área do reator

i – corrente elétrica

Ir – Irídio

J – Densidade de corrente elétrica

k – Condutividade elétrica

l – Comprimento do reator

Ni – Níquel

O – Oxigênio

pH – Potencial hidrogeniônico

Pt – Platina

R – Resistividade elétrica

Ru – Rutênio

Ta – Tântalo

U – Diferença de potencial elétrico

V1 - Válvula de passagem 1

V2 – Válvula de passagem 2

ρ – Constante de proporcionalidade

\vec{E} – Intensidade do campo elétrico

τ - Tempo espacial

V – Volume interno do sistema (ml)

v – Vazão volumétrica constante (ml)

C(t) – Concentração de saída do traçador no tempo t

t_m – Tempo médio de residência estimado

E - Distribuição do tempo de residência do fluido

\bar{t} – Tempo médio

σ^2 – Variância dos dados

σ_θ^2 – Variância de Teta dos dados

D/uL – Dispersão Axial das partículas no interior do reator.

SUMÁRIO

1. Introdução	17
2. Objetivos	20
2.1 Geral	20
2.2 Específico	20
3. Fundamentação do trabalho	22
3.1 Distribuição da água no planeta	22
3.1.1 Distribuição da água no Brasil e no Nordeste	25
3.1.2 O impacto do abastecimento de água sobre a saúde pública	29
3.1.3 Padrão de potabilidade da água	30
3.2 Fatores de contaminação dos mananciais	34
3.2.1 Classificação dos mananciais e usos das águas	37
3.2.2 Contaminantes físico – químicos	38
3.2.3 Contaminantes biológicos	39
3.3 Família <i>escherichia coli</i>	41
3.4 Microalgas	44
3.5 Processos convencionais de potabilização de águas	45
3.5.1 Sistema de convencional de tratamento	46
3.6 Processos eletroquímicos na potabilização da água	47
3.6.1 Eletrodos de trabalho	49
3.6.2 Distribuição dos tempos de residência (DTR)	50
3.6.3 Técnica experimental estímulo – resposta	51
3.6.3.1 Traçadores	52
3.6.3.2 Tempo espacial	53
3.6.3.3 Determinação experimental da distribuição do tempo de	53
residência (DTR)	
3.6.3.4 Tempo Médio de residência (t_m)	54
4. Metodologia	56
4.1 Estruturação da pesquisa	56
4.2 Coleta das amostras	58
4.3 Descrição do sistema de desinfecção microbiológico	59

4.4 Análises das amostras	61
4.4.1 Físico – químico	61
4.4.2 Análises bacteriológicas (Cultivo de <i>Chlorella</i> sp.)	62
4.4.3 Análises bacteriológicas (Cultivo de <i>Escherichia Coli</i>)	63
5. Resultados	69
5.1 Caracterização do reator eletroquímico tubular (R3)	69
5.1.1 Efeito do pH em solução	69
5.1.2 Efeito da turbidez	70
5.1.3 Concentração de sais em água	71
5.1.4 Diminuição da cor em meio aquoso	72
5.2 Efeito da densidade de corrente elétrica e tempo de residência para o reator eletroquímico de 40,0 cm ³ .	75
5.2.1 Densidade de corrente elétrica	75
5.2.2 Resistividade elétrica do reator eletroquímico	77
5.2.3 Tempo de residência para o reator eletroquímico	78
5.3 Estudo do crescimento de microalgas e estudo do potencial de desinfecção microbiológico.	84
5.3.1 Estudo do crescimento de microalgas	84
5.3.2 Potencial de desinfecção microbiológico para o reator eletroquímico com aplicação de diferentes potenciais elétricos.	85
6. Conclusões	95
7. Perspectivas do trabalho	99
Cronograma de atividades	100
8. Referencias	102

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO

1. INTRODUÇÃO

Para assegurar condições adequadas de abastecimento de água ou de saneamento, uma abordagem de engenharia mostra-se essencial, pois as instalações devem ser planejadas, projetadas, implantadas, operadas e mantidas e, para tanto, é necessário que, conforme consta do verbete "engenharia" dos dicionários, sejam aplicados "conhecimentos científicos e empíricos e habilitações específicas à criação de estruturas, dispositivos e processos que convertam recursos naturais em formas adequadas ao atendimento das necessidades humanas", pela natureza dos problemas colocados pelo saneamento, conceitos matemáticos, físicos, biológicos e químicos apresentam-se importantes para seu adequado equacionamento (FERREIRA, 1975).

No Brasil, dados do IBGE sobre a Pesquisa Nacional do Saneamento Básico referentes ao ano de 2008 indicam que cerca de 80% dos municípios brasileiros não tratam seus esgotos; apenas 64% dos domicílios são abastecidos por rede de água; 52,2% dos municípios têm serviço de esgotamento sanitário e em 84,6% dos casos o esgoto é lançado nos rios. Na região Norte do Brasil, a situação é ainda pior, onde cerca de 93% dos municípios não têm nem o serviço de coleta de esgotos (Montenegro & Siqueira, 2002). A situação do saneamento básico no Brasil se encontra dos 200 milhões de brasileiros, apenas 82,5% dos brasileiros são atendidos com abastecimento de água tratada. São mais de 35 milhões de brasileiros sem o acesso a este serviço básico (TRATA BRASIL, 2016).

Os processos convencionais de tratamento de água empregam a sedimentação com uso de coagulantes e é compreendido pelas seguintes operações unitárias: Coagulação, Flocculação, Decantação, e Filtração para a Clarificação da água, seguida da Correção do pH, Desinfecção e Fluoretação (BOTERO, 2009).

Neste sentido, a tecnologia eletroquímica pode ser uma forma eficiente e versátil de controle da poluição aquosa, modificando, degradando ou mineralizando compostos orgânicos através de processos onde o único reagente envolvido é o elétron. A oxidação anódica pode ocorrer por troca direta de elétrons entre o composto orgânico e a superfície do eletrodo ou, de forma indireta, pela intermediação de espécies eletroativas oxidantes formadas no ânodo (FÓTI, 1997).

Um processo bastante promissor na área de tratamento de efluentes na atualidade é o processo eletroquímico, onde através da ação do próprio elétron, as substâncias tóxicas e nocivas ao meio ambiente são removidas ou transformadas através de reações de oxirredução em substâncias menos tóxicas. A tecnologia eletroquímica apresenta as seguintes vantagens: relativa disponibilidade de energia elétrica, as condições reacionais reduzidas (processo a frio), sistemas altamente reproduzíveis e facilmente controláveis permitindo a automação e facilidade de montagens de plantas relativamente compactas (MIRAPALHETA, 2007).

No que diz respeito ao campo elétrico gerado, pela aplicação de uma tensão elétrica. Este campo elétrico tem uma relação proporcional com a tensão aplicada sendo seu valor acrescido ou não com o acréscimo da tensão, sendo está um fato preponderante a mortalidade bacteriana presente em águas. Segundo SINGH et. al., (2016), A crescente ação do campo elétrico produz microporos na membrana celular bacteriana, o que pode, por sua vez, alterar a permeabilidade dela, possivelmente causando a morte celular bacteriana. Microporos combinados com espécies reativas de oxigênio também geradas na eletrólise, representam um melhor resultado em termos de desinfecção de águas.

Para a metodologia utilizada no presente trabalho, foi construído um reator eletroquímico a nível de bancada com eletrodos de níquel (Ni) e titânio platinado (Ti/Pt), em um tubo de PVC, aplicando uma diferença de potencial afim de promover a desinfecção microbiológica de meios aquosos, afim de testar suas características na diminuição de parâmetro presente em águas, como pH, condutividade elétrica, cor e turbidez. Foi utilizado o método TDM, para se determinar o tempo médio que as partículas permanecem no interior do reator eletroquímico. E por fim a utilização de microalgas como organismo indicador de contaminação para verificação do perfil de diminuição bacteriológico. Este trabalho foi desenvolvido no âmbito no Laboratório de Referência em Dessalinização de Águas (LABDES) da Universidade Federal de Campina Grande – UFCG.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 *Geral*

- O presente trabalho tem como objetivo geral estudar o desempenho de um reator eletroquímico tubular, em função da concentração microbiológica de contaminação, potencial elétrico e tempo de residência para águas servidas.

1.1.2 *Específicos*

- Caracterizar o reator eletroquímico tubular de 40,0 cm³ para uma faixa de potencial elétrico de (1,0 a 10,0) Volts em água tratada da torneira, sem a presença de microrganismos;
- Estudar o desempenho do reator em função dos parâmetros físico químicos e eletroquímicos;
- Explorar o desempenho do reator eletroquímico tubular em função do tempo residência versus a faixa de potencial elétrico estudada, com os níveis de purificação da água de alimentação para microalgas da espécie *Chorella sp.*
- Explorar o desempenho do reator eletroquímico tubular em função do tempo residência versus a faixa de potencial elétrico estudada, para eliminação de *Escherichia coli*.

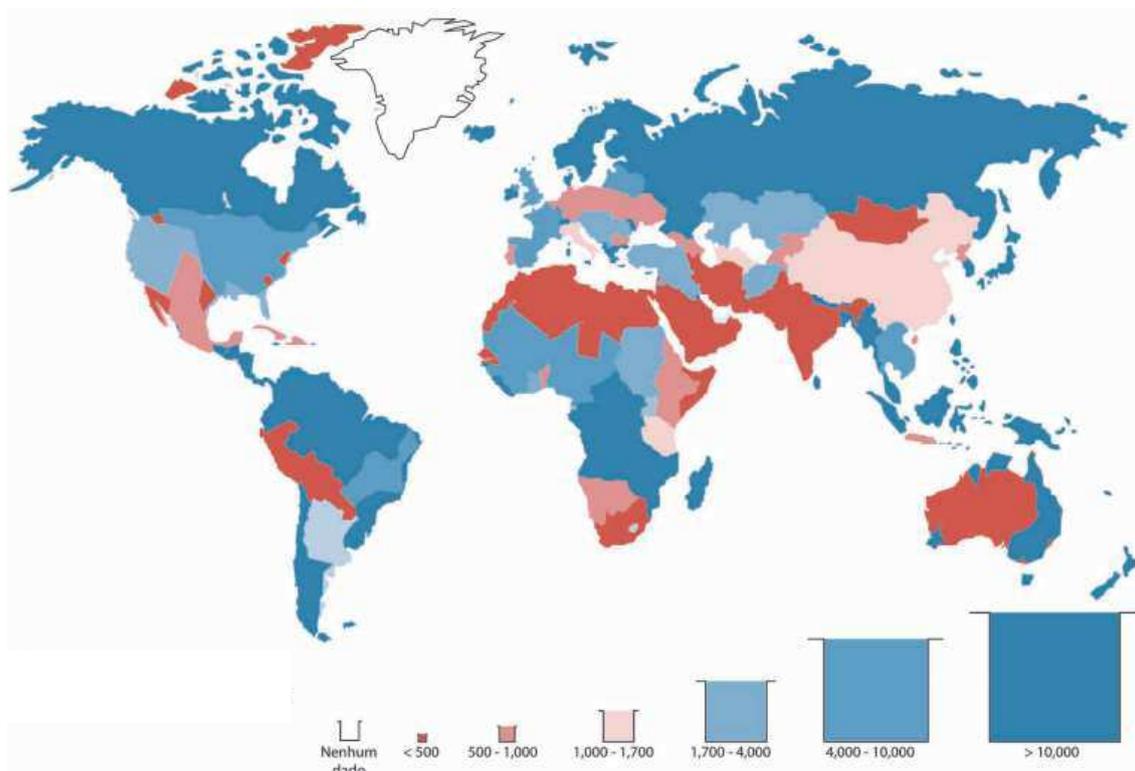
CAPÍTULO 2
FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2. FUNDAMENTAÇÃO DO TRABALHO

2.1 Distribuição da água no planeta

A quantidade de água doce no mundo está estimada em 34,6 milhões de km³, porém somente cerca de 30,2% (10,5 milhões de km³ – água doce subterrânea, rios, lagos, pântanos, umidade do solo e vapor na atmosfera) podem ser utilizados para a vida vegetal e animal nas terras emersas. O restante, cerca de 69,8% (24,1 milhões de km³) encontra-se nas calotas polares, geleiras e solos gelados. Dos 10,5 milhões de km³ de água doce, aproximadamente 98,7% (10,34 milhões de km³) correspondem à parcela de água subterrânea, e apenas 0,9% (92,2 mil km³) correspondem ao volume de água doce superficial (rios e lagos) diretamente disponível para o consumo humano. Esse volume é suficiente para atender de 6 a 7 vezes o mínimo anual que cada habitante do planeta precisa, considerando a população atual (REBOUÇAS, 2003).

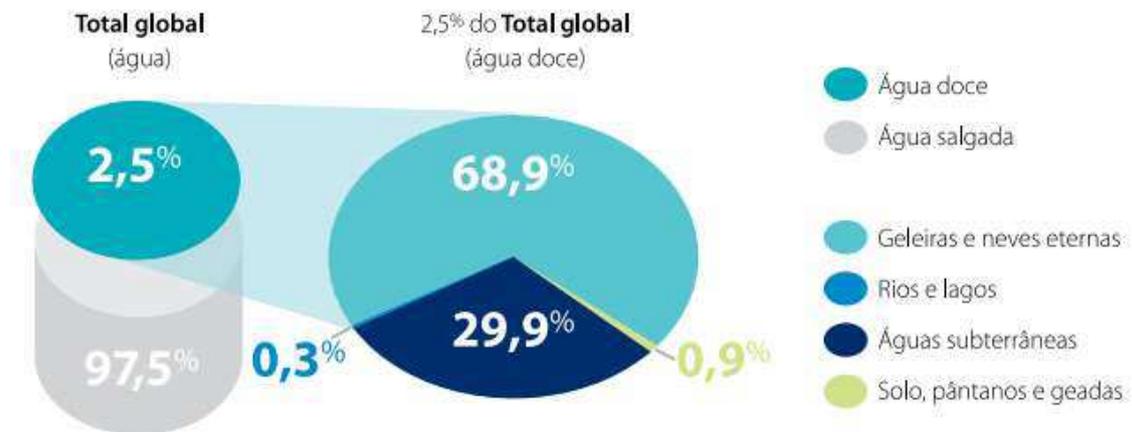
Figura 1: Volume de água renovável no planeta



Fonte: ANA – 2009.

Segundo Rebouças (2003), em escala global a água doce é suficiente para todos, mas sua distribuição é irregular no território. Os fluxos estão concentrados nas regiões intertropicais, que possuem 50% do escoamento das águas. Nas zonas temperadas, estão 48%, e nas zonas áridas e semiáridas, apenas 2%. Além disso, as demandas de uso também são diferentes, sendo maiores nos países desenvolvidos.

Figura 2: Distribuição da água do planeta



Fonte: Plano Nacional de Recursos Hídricos – Secretaria de Recursos Hídricos do Ministério do Meio Ambiente – 2010.

O cenário de escassez se deve não apenas à irregularidade na distribuição da água e ao aumento das demandas que muitas vezes pode gerar conflitos de uso, mas também ao fato de que, nos últimos 50 anos, a degradação da qualidade da água aumentou em níveis alarmantes. Atualmente, grandes centros urbanos, industriais e áreas de desenvolvimento agrícola com grande uso de adubos químicos e agrotóxicos já enfrentam a falta de qualidade da água, o que pode gerar graves problemas de saúde pública. (HELLER E PÁDUA, 2010).

Como é sabido, os recursos hídricos constituem um bem natural, renovável, cujo volume total no globo terrestre é relativamente constante ao longo dos tempos, contudo com uma distribuição variável no tempo e no espaço, entre os diversos compartimentos ambientais (HELLER E PÁDUA, 2010).

Segundo Heller e Pádua (2010), a distribuição da água entre suas diversas formas no planeta vem mudando ao longo dos anos, sobretudo devido à forma como o ambiente vem sendo modificado — dos impactos locais até os impactos globais, como também se altera ao longo de um ano hidrológico, segundo as diversas estações climáticas. Além disso, essa distribuição e essas modificações não são homogêneas no

espaço, havendo regiões com extremos de abundância e outras com extremos de escassez de água.

O abastecimento de água às comunidades humanas constitui uma questão de natureza nitidamente multidimensional, esse papel essencial da água para a sobrevivência humana e para o desenvolvimento das sociedades é de conhecimento geral na atualidade. (HELLER E PÁDUA, 2010).

Além de ser essencial para a sobrevivência de homens e animais, a água pode exercer a função de receber, diluir e transportar efluentes. É considerada um recurso natural peculiar, pois se renova pelos processos físicos. Em contrapartida, a quantidade de água potável disponível para consumo que possa satisfazer tais finalidades não acompanhou esse crescimento. A crescente demanda de recursos hídricos somada à falta de planejamento nos centros urbanos, uso inadequado da água e lançamento de esgotos domésticos e industriais em rios, riachos ou lagos, contribuíram significativamente com o panorama de degradação dos mananciais (SOUZA et al., 2010; LEONETI et al., 2011).

Para assegurar condições adequadas de abastecimento de água ou de saneamento, uma abordagem de engenharia mostra-se essencial, pois as instalações devem ser planejadas, projetadas, implantadas, operadas e mantidas e, para tanto, é necessário que, conforme consta do verbete "engenharia" dos dicionários, sejam aplicados "conhecimentos científicos e empíricos e habilitações específicas à criação de estruturas, dispositivos e processos que convertam recursos naturais em formas adequadas ao atendimento das necessidades humanas", pela natureza dos problemas colocados pelo saneamento, conceitos matemáticos, físicos, biológicos e químicos apresentam-se importantes para seu adequado equacionamento (FERREIRA, 1975).

Vários registros de experiências de suprimento de água são encontrados, desde a Antiguidade, demonstrando o progressivo desenvolvimento de tecnologias para a captação, o transporte, o tratamento e a distribuição de água. Esses registros também demonstram a crescente consciência da humanidade para o papel do fornecimento de água no desenvolvimento das culturas e na proteção à saúde humana, nesse aspecto observando-se o crescimento da consciência quanto à importância da qualidade da água (HELLER E PÁDUA, 2010).

A qualidade da água ao redor de nosso planeta tem se deteriorado de forma crescente, especialmente nos últimos 50 anos. Problemas relacionados com a poluição da água se intensificaram principalmente após conflitos, quando foram observados

aumentos significativos nos processos de urbanização e industrialização (BUNCE, 1994).

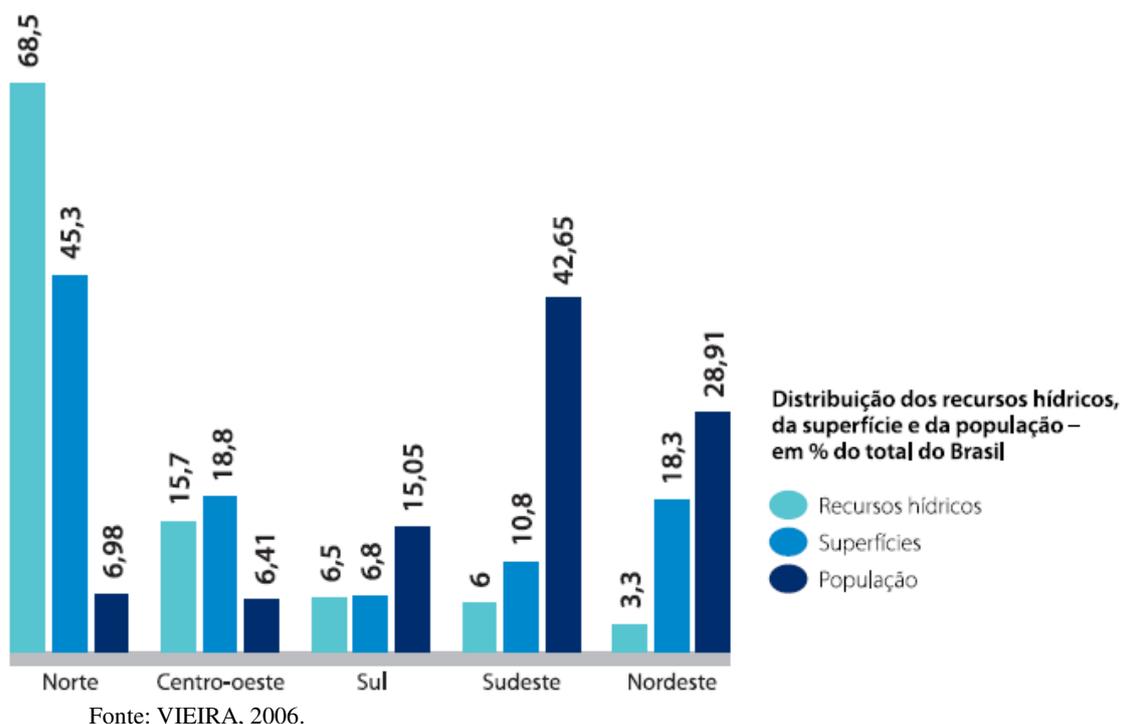
A carência de instalações suficientes de abastecimento de água para as populações constitui uma das maiores dívidas sociais ainda persistentes no mundo. Permanece um contingente considerável da população mundial afastada ao acesso a esse bem, que deveria ser assumido como um direito indiscutível das pessoas. Obviamente, essa carência está indissociavelmente relacionada com a pobreza mundial, havendo uma convergência entre a localização dos pobres e a dos excluídos do acesso ao abastecimento de água (HELLER E PÁDUA, 2010).

3.1.1 *Distribuição da água no Brasil e no Nordeste*

O Brasil possui uma ampla diversificação climática em virtude de vários fatores como a configuração geográfica, a altitude, a extensão territorial, tanto em relação à latitude quanto à longitude, o relevo e a dinâmica das massas de ar. Como corolário, o Brasil recebe uma abundante pluviometria que varia, sobre mais de 90% do seu território, entre 1.000 e mais de 3.000 mm/ano (REBOUÇAS, 2003).

O Brasil é o país mais rico do mundo em recursos hídricos, com 13,7% de toda a água doce disponível no planeta, e desse total, 70% estão localizados na Região Amazônica – a maior área úmida do mundo – e os 30% restantes se distribuem desigualmente pelo país, atendendo 95% da população (VIEIRA, 2006).

Figura 3: Distribuição dos recursos hídricos no Brasil, em termos de pluviometria e distribuição habitacional.



Para alguns, a nossa abundância de água, é caracterizada pela pluviometria que cai sobre a maior parte do território brasileiro, alimentando uma das mais extensas e densas redes hidrográficas do mundo, cuja descarga total é da ordem de 5.619 km³/ano, ou seja, cerca de 14% dos 41 mil km³/ano de deflúvio dos rios do mundo (WRI, 1990).

Vale salientar que o significado prático dos valores de deflúvio médio dos rios pode ser mascarado pela falta de sintonia existente entre a distribuição desses potenciais e a localização das demandas, tanto no espaço como no tempo. Nesse quadro, o estigma da escassez está caracterizado pelo fato de 80% das descargas dos rios ocorrerem nos setores ocupados por 5% da população, enquanto os 20% restantes devem abastecer 95% do contingente, cuja parcela urbanizada já atinge os 75%, conforme dados do censo de 1990 (IBGE, 1991).

Como mostrado acima há um quadro de abundância, no que diz respeito a captação de recursos hídricos, havendo apenas uma distorção entre a população e a área de pluviometria. Então como um quadro tão favorável, como nos últimos anos o Brasil vivência uma grave crise hídrica, sentida principalmente na região nordeste do país.

A crise da água no Brasil, especialmente na região Nordeste, resulta da intervenção altamente predatória neste espaço, levando ao efeito perverso de aplicar, a um fenômeno marcadamente estrutural a seca, além de políticas seladas pela visão conjuntural que induzem ao cultivo do problema (REBOUÇAS, 1997).

Os problemas resultam basicamente da falta de gerenciamento efetivo das ações desenvolvimentistas em geral e da água em particular. Ao contrário, estimulam-se urbanização e industrialização – mediante incentivos vários – em áreas nas quais já se tem escassez de água para abastecimento. Ademais, a qualidade da água dos mananciais utilizados é degradada pelo lançamento – deliberado ou tolerado – de esgotos domésticos e industriais não-tratados, uso e ocupação inadequada do meio físico e outros fatores impactantes (REBOUÇAS, 1997).

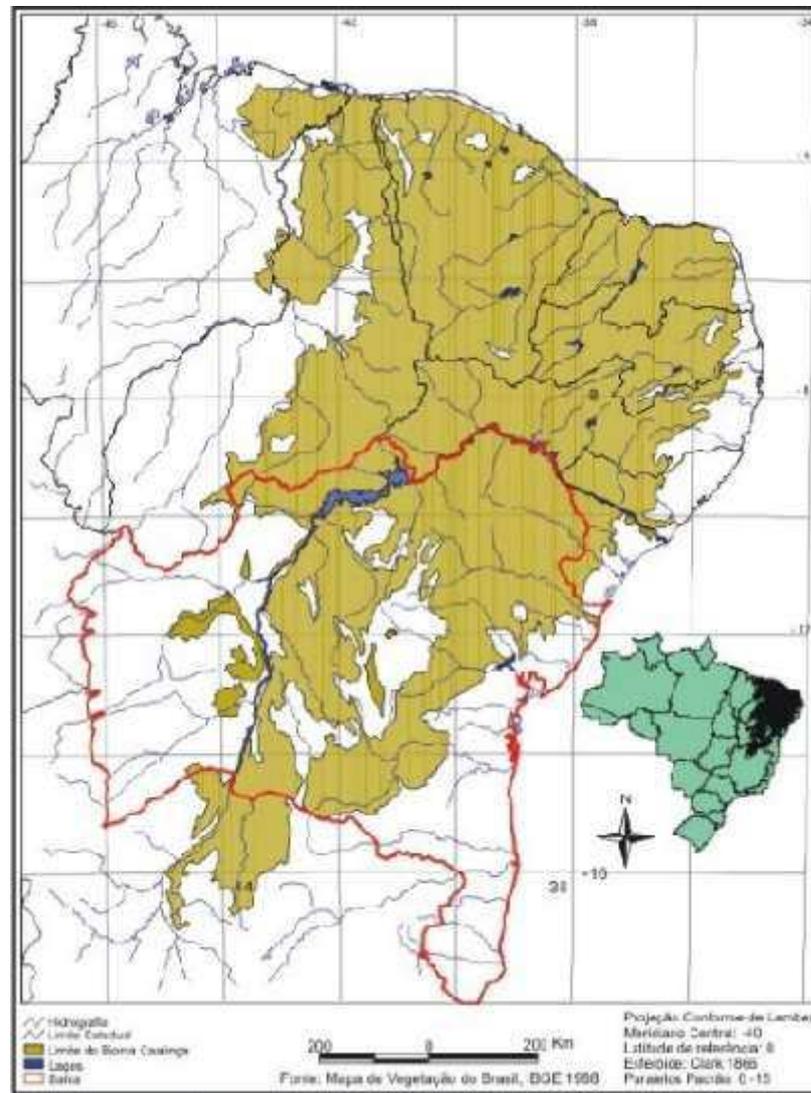
À situação de crise de água no Brasil, principalmente na região Nordeste pode ser destacado os seguintes:

- Degradação da qualidade dos mananciais normalmente utilizados, em níveis nunca imaginados. Esse quadro resulta do lançamento de esgotos domésticos e industriais não-tratados (90% dos esgotos domésticos e 70% dos efluentes industriais) e das formas de disposição do lixo produzido. Efetivamente, convive-se com a maioria do lixo que se produz. São 241.614 toneladas de lixo produzidas diariamente no país, das quais cerca de 90 mil são de lixo domiciliar. Grande parte do lixo urbano gerado não é coletada, permanecendo em logradouros públicos e terrenos baldios. Da parcela que é coletada, cerca de 76% são dispostos de forma inadequada a céu aberto (lixão ou vazadouro em áreas alagadas). Em consequência, os mananciais que abastecem 2.641 cidades (rio ou ribeirão, 2.161; lago ou lagoa, 74; açude ou reservatório artificial, 406) já apresentam alguma forma de contaminação (IBGE, 1992). Além disso, rios, lagoas e até praias situadas no meio urbano frequentemente apresentam qualidade de água imprópria ao banho.
- Baixa eficiência dos serviços de saneamento básico, situação caracterizada pelas grandes perdas de água tratada nas redes de distribuição (entre 25 e 60%), grandes desperdícios gerados pela cultura da abundância, pelo absolutismo nas empresas e pelo obsoleto dos equipamentos (torneiras e descargas sanitárias em especial).

A macrorregião geoeconômica Nordeste (1.542.271 km²) é a segunda do país em população (42.822.100 habitantes em 1990). O Nordeste tem sido com frequência confundido com a zona de incidência das secas, o chamado Polígono das secas (936.993 km²), delimitado – Lei nº 1348 de 10 de fevereiro de 1951. Tal delimitação foi alterada

por mais de dez vezes desde o Império, obedecendo sempre a critérios mais políticos do que ecológicos (op. cit.).

Figura 4: Mapa da macrorregião nordeste, onde mostra o polígono das secas.



Fonte: SUDENE, 1997.

A chuva representa a única fonte de realimentação da umidade do solo, do fluxo dos rios e dos aquíferos da região Nordeste. Em termos práticos, a umidade do solo constitui uma reserva localizada de água, à medida que é consumida onde ocorre a chuva que lhe dá origem. Seu maior ou menor aproveitamento socioeconômico depende das características edáficas do contexto em apreço, do regime de ocorrência das chuvas e fisiologia da vegetação natural ou cultivada (op. cit.)

Historicamente, verifica-se que o nordestino, nas diversas formas de ocupação do território, fundamentou a sua economia no aproveitamento do potencial hídrico

localizado, explorando de forma extensiva tanto a agricultura quanto a pecuária. Contudo, em face da irregularidade do regime das chuvas e do baixo nível tecnológico/organizacional, dentre outros aspectos subjetivos, não conseguiu condições de consolidação econômica dessas atividades (CAMPOS, 1995).

3.1.2 O impacto do abastecimento de água sobre a saúde pública

Anualmente, um número significativo de crianças morre no mundo de doenças diretamente relacionadas às condições deficientes de abastecimento de água e de esgotamento sanitário. Essas doenças, especialmente quando associadas com a desnutrição, podem enfraquecer as defesas orgânicas a ponto de contribuir com doença e morte por outras causas, como o sarampo e a pneumonia. Este quadro está estreitamente relacionado à pobreza: a proporção de doenças relacionadas ao abastecimento de água e ao esgotamento sanitário em crianças menores de cinco anos na África, por exemplo, é mais de 240 vezes superior à dos países ricos (PRÜSS *et. al.*, 2002). Prüss *et al.* (2002) estimam que a ausência ou deficiência do abastecimento de água, esgotamento sanitário e higiene é responsável por 2.200.000 mortes no mundo, correspondendo a 4,0% de todas as mortes.

Um estudo realizado em favela de Belo Horizonte, localizada no aglomerado da Serra, comparando três áreas com diferentes condições de saneamento, Azevedo (2003) mostrou uma possível redução de 48% na ocorrência de diarreia em crianças entre um e cinco anos e de 20% na ocorrência de desnutrição crônica em crianças na mesma faixa etária, caso fosse implantado sistema coletivo de abastecimento de água. Em outra avaliação, Teixeira (2003), também investigando crianças entre um e cinco anos, em áreas de invasão em Juiz de Fora - MG, encontrou os seguintes impactos relacionados ao abastecimento de água:

- O uso de água de sistema público implica 61 % menos casos de parasitoses de transmissão feco-oral (presença nas fezes de ovos ou cistos de *Giardia lamblia*, *Entamoeba histolytica*, *Ascaris lumbricoides*, *Trichuris trichiura*, *Enterobius vermicularis* ou *Hymenolepis nana*) e 60% menos casos de diarreia, se comparado com o uso de água de mina ou nascente, e também 40% menos casos de diarreia, se comparado com o uso de água de poços domiciliares;
- A intermitência no abastecimento de água é responsável por 2,4 vezes mais casos de desnutrição crônica;

- Adequada higiene antes da alimentação pode prevenir 51 % dos casos de desnutrição crônica;
- O armazenamento adequado da água em reservatórios domiciliares pode prevenir 36% da ocorrência de parasitoses de transmissão feco-oral.

Segundo Fuentes et al. (2006) a água contaminada é responsável por inúmeras doenças de veiculação hídrica. Todos os anos, cerca de 1,8 milhões de crianças morrem em decorrência de diarreia ou outras doenças provocadas por água inadequada para o consumo humano e por más condições de saneamento, correspondendo a aproximadamente 4.900 mortes por dia.

As doenças diarreicas configuram-se entre os principais problemas de saúde pública no mundo. No entanto, de acordo com a Organização Mundial da Saúde, medidas adequadas de saneamento podem reduzir a morbidade por doenças diarreicas em até 32%. Tal condição interfere positivamente na qualidade de vida das populações, principalmente em países em desenvolvimento, nos quais os investimentos em infraestrutura sanitária se encontram atrasados em relação a países mais desenvolvidos e, justamente, onde o acesso às condições adequadas de moradia e serviços de saúde pública é desigual (WHO, 2004).

Segundo Franco (2007) as doenças relacionadas com a água causadas pelos protozoários intestinais, ainda são causas preocupantes de surtos epidêmicos e aponta a ocorrência recente de surtos de ciclosporoze (*Cyclospora cayentamensis*) no Brasil - regiões Sul e Sudeste – em que a diarreia se configura dentre os sintomas de contaminação.

Teixeira (2003) constata em seu estudo que, em áreas urbanas desprovidas de infraestrutura sanitária, os riscos para a saúde infantil em relação à diarreia e às parasitoses associadas aos geohelmintos relacionam-se em primeiro lugar: à disposição de esgotos no perímetro do domicílio; e, em segundo lugar, para as parasitoses de transmissão feco – oral, à presença de escoamento de esgotos na rua, contribuindo para o aumento da morbimortalidade de doenças de veiculação hídrica em crianças menores de cinco anos de idade.

3.1.3 *Padrão de potabilidade da água*

O conceito de qualidade da água relaciona-se a seu uso e características por ela apresentadas, determinadas pelas substâncias presentes. A cada uso corresponde uma qualidade e quantidade, necessárias e suficientes. Seu padrão de potabilidade é composto por um conjunto de parâmetros que lhe confere qualidade própria para o consumo humano (BRASIL, 2006).

Água potável é aquela que pode ser consumida sem risco à saúde e sem causar rejeição ao consumo (BRASIL, 2006).

Segundo Brasil, 2006, em tese, do ponto de vista tecnológico qualquer água pode ser tratada, porém nem sempre a custo acessível. Daí decorre o conceito de tratabilidade da água, relacionado a viabilidade técnico-econômica do tratamento, qual seja: dotar a água de determinadas características que permitam ou potencializem determinado uso. Assim, água potabilizável é aquela que em função de suas características *in natura* pode ser dotada de condições de potabilidade mediante processos de tratamento viáveis do ponto de vista técnico-econômico.

Haja vista, o tratamento da água em si não garante a manutenção da condição de potabilidade, visto que sua qualidade pode se deteriorar entre o tratamento, preservação, distribuição e consumo. Cabe aqui também destacar que várias substâncias, como metais pesados e agrotóxicos, não são efetivamente removidos em processos convencionais de tratamento, bem como alguns organismos patogênicos de difícil remoção e detecção em águas tratadas – como é o caso dos protozoários.

Segundo (op. cit.), o padrão brasileiro de potabilidade é composto por:

- padrão microbiológico;
- padrão de turbidez para a água posfiltração ou predesinfecção;
- padrão para substâncias químicas que representam risco a saúde (inorgânicas, orgânicas, agrotóxicos, desinfetantes e produtos secundários da desinfecção);
- padrão de radioatividade;
- padrão de aceitação para consumo humano.

Na visão da OMS, os riscos à saúde impostos pelas substâncias químicas (de efeito crônico e longo prazo, por vezes não muito bem fundamentados do ponto de vista toxicológico e epidemiológico) não devem ser comparados aos riscos microbiológicos de transmissão de doenças (de efeito agudo e curto prazo, inquestionáveis e de grande impacto). Em termos gerais, guardada a importância relativa e específica de cada um, a garantia da qualidade microbiológica da água deve receber prioridade (OMS, 2001).

A garantia de consumo humano de água segundo padrões de potabilidade adequados é questão relevante para a saúde pública. No Brasil, a Norma de Qualidade

da Água para Consumo Humano, aprovada na portaria nº 1.469 de 29 de dezembro de 2000, do Ministério da Saúde, define os valores máximos permissíveis (VMP) para as características bacteriológicas, organolépticas, físicas e químicas da água potável (Brasil, 2000).

De acordo com o art. 2º desta portaria nº 1.469, para efeito desta resolução são adotadas as seguintes definições:

- I. Águas doces: águas com salinidade igual ou inferior a 0,5 ‰;
- II. Águas salobras: águas com salinidade superior a 0,5 ‰ e inferior a 30 ‰;
- III. Águas salinas: águas com salinidade igual ou superior a 30 ‰;

De acordo com o art. 4º dessa portaria nº 1.469, água potável é a água para consumo humano cujos parâmetros microbiológicos, físicos, químicos e radioativos atendam ao padrão de potabilidade e que não ofereça risco à saúde.

A água utilizada para consumo é a água doce, que é classificada, pela resolução 357/2004 do CONAMA da seguinte forma:

Quadro1: Classificação das águas segundo a norma da CONAMA – 2004.

Classificação das águas doces	
I Classe Especial - águas destinadas:	a) ao abastecimento doméstico sem prévia ou com simples desinfecção; b) à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas.
II Classe 1 - águas destinadas:	a) ao abastecimento doméstico após tratamento simplificado; b) à proteção das comunidades aquáticas; c) à recreação de contato primário (natação, esqui aquático e mergulho); d) à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que são ingeridas cruas sem remoção de película; e) à criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação humana.

III Classe 2 - águas destinadas:	<ul style="list-style-type: none">a) ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional;b) à proteção das comunidades aquáticas;c) à recreação de contato primário (esqui aquático, natação e mergulho);d) à irrigação de hortaliças e plantas frutíferas;e) à criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação humana;
IV Classe 3 - águas destinadas:	<ul style="list-style-type: none">a) ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional;b) à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras;c) à dessedentação de animais.
V Classe 4 - águas destinadas:	<ul style="list-style-type: none">a) à navegação;b) à harmonia paisagística;c) aos usos menos exigentes.

Fonte: RECESA, 2007.

De acordo com o art. 7º os padrões de qualidade das águas determinados nesta resolução estabelecem limites individuais para cada substância em cada classe.

Parágrafo único. Eventuais interações entre substâncias, especificadas ou não nesta Resolução, não poderão conferir as águas características capazes de causar efeitos letais ou alteração de comportamento, reprodução ou fisiologia da vida, bem como de restringir os usos preponderantes previstos, ressalvado o disposto no § 3º do art. 34, desta Resolução.

As águas de estudo da pesquisa, são as classificadas no grupo II, classe 1, as quais são destinadas ao consumo doméstico após tratamento simplificado. Os padrões de potabilidade para as águas desta classe são, a descrita no art. 14º da norma 357 do Ministério do Meio Ambiente.

As águas doces de classe 1 observarão as seguintes condições e padrões:

Quadro 2: Condições da água do grupo II classe 1.

Condições de qualidade de água	
Materiais flutuantes, inclusive espumas não naturais	Virtualmente ausentes
Óleos e graxas	Virtualmente ausentes
Substâncias que comuniquem gosto ou odor	Virtualmente ausentes
Corantes provenientes de fontes antrópicas	Virtualmente ausentes
Resíduos sólidos objetáveis	Virtualmente ausentes
Coliformes termotolerantes	Para o uso de recreação de contato primário deverão ser obedecidos os padrões de qualidade de balneabilidade, previstos na Resolução CONAMA no 274, de 2000. Para os demais usos, não deverá ser excedido um limite de 200 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais, de pelo menos 6 amostras, coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral. A <i>E. Coli</i> poderá ser determinada em substituição aos parâmetros coliformes termotolerantes de acordo com limites estabelecidos pelo órgão ambiental competente
DBO 5 dias a 20°C	3 mg/L O ₂
OD, em qualquer amostra	6 mg/L O ₂
Turbidez	40 unidades nefelométrica de turbidez (UNT)
Cor verdadeira	Não mencionado
pH	6,0 a 9,0

Fonte: RESOLUÇÃO 357, 2005.

A evolução ao longo de anos das portarias sobre potabilidade de água tem sido um exemplo a ser seguido por outras legislações. A cada revisão deste instrumento legal, tem se notado a grande preocupação do Ministério do Meio Ambiente e do setor do saneamento em inovar e aprimorar tanto o processo participativo de revisão como as exigências a serem apresentadas, visando um controle mais rigoroso dos parâmetros apresentados (RESOLUÇÃO 357, 2005).

3.2 Fatores de contaminação dos mananciais

No Brasil, dados do IBGE sobre a Pesquisa Nacional do Saneamento Básico referentes ao ano de 2008 indicam que cerca de 80% dos municípios brasileiros não tratam seus esgotos; apenas 64% dos domicílios são abastecidos por rede de água; 52,2% dos municípios têm serviço de esgotamento sanitário e em 84,6% dos casos o esgoto é lançado nos rios. Na região Norte do Brasil, a situação é ainda pior, onde cerca de 93% dos municípios não têm nem o serviço de coleta de esgotos (Montenegro & Siqueira, 2002). Estes dados demonstram que a situação do saneamento no Brasil não evoluiu a ponto de concretizar as metas estabelecidas por programas governamentais em décadas passadas, que tinham como meta a ampliação da cobertura de esgoto para 65% da população.

A situação do saneamento básico no Brasil se encontra dos 200 milhões de brasileiros, apenas 82,5% dos brasileiros são atendidos com abastecimento de água tratada. São mais de 35 milhões de brasileiros sem o acesso a este serviço básico (TRATA BRASIL, 2016).

Com este quadro sanitário, fica cada vez mais evidente que para se manter a qualidade de vida da população e do ambiente, investir em saneamento básico, há muito, não é mais uma questão política e que, realmente, é imprescindível adequar-se aos novos modelos de qualidade ambiental, uma vez que, investindo-se em saneamento, economiza-se com saúde pública e com questões de ordem ambiental com as quais tem-se convivido (Fernandes et al., 2001).

O comprometimento da qualidade da água para fins de abastecimento doméstico é decorrente de poluição causada por diferentes fontes, tais como efluentes domésticos, efluentes industriais e deflúvio superficial urbano e agrícola. Os efluentes domésticos, por exemplo, são constituídos basicamente por contaminantes orgânicos, nutrientes e microrganismos, que podem ser patogênicos (Gburek e Sharpley, 1997).

Segundo Gburek e Sharpley (1997), a contaminação por efluentes industriais é decorrente das matérias-primas e dos processos industriais utilizados, podendo ser complexa, devido à natureza, concentração e volume dos resíduos produzidos. A legislação ambiental tem estabelecido regras para o lançamento de efluentes industriais e a tendência é de existir um maior controle sobre esses poluentes.

Assim, a política normativa nacional no que diz respeito ao uso da água, como consta na resolução número 20 do CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente),

procurou estabelecer parâmetros que definem limites aceitáveis de elementos estranhos, considerando os diferentes usos.

Quadro 3: Padrões de potabilidade físico – químicos para águas da classe 1.

PADRÕES	
PARÂMENTROS	VALOR MÁXIMO PERMITIDO (VMP)
Clorofila a	10µg/L
Densidade de cianobactérias	20.000 cel/mL ou 2mm ³ /L
Sólidos dissolvidos totais	500 mg/L
PARÂMENTROS INORGÂNICOS	VALOR MÁXIMO PERMITIDO (VMP)
Alumínio dissolvido	0,1 mg/L Al
Antimônio	0,005 mg/L Sb
Arsênio total	0,01 mg/L As
Bário total	0,7 mg/L Ba
Berílio total	0,04 mg/L Be
Boro total	0,5 mg/L B
Cádmio total	0,001mg/L Cd
Chumbo total	0,01 mg/L Pb
Cianeto livre	0,005 mg/L CN
Cloreto total	250 mg/L Cl
Cloro residual total (combinado + livre)	0,01 mg/L Cl
Cobalto total	0,05 mg/L Co
Cobre dissolvido	0,009 mg/L Cu
Cromo total	0,05 mg/L Cr
Ferro dissolvido	0,3 mg/L Fe
Fluoreto total	1,4 mg/L F
Fósforo total (ambiente lântico)	0,020 mg/L P
Fósforo total (ambiente intermediário com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributário direto de ambiente lântico)	0,025 mg/L P
Fósforo total (ambiente lótiico e tributário de ambiente intermediários)	0,1 mg/L P
Lítio total	2,5 mg/L Li
Manganês total	0,1 mg/L Mn
Mercúrio total	0,0002 mg/L Hg
Níquel total	0,025 mg/L Ni
Nitrato	10,0 mg/L N
Nitrito	1,0 mg/L N
Nitrogénio amoniacal total	3,7 mg/L N, para pH ≤ 7,5
	2,0 mg/L N, para 7,5 ≤ pH ≤ 8,0
	1,0 mg/L N, para 8,0 ≤ pH ≤ 8,5
	0,5 mg/L N, para pH > 8,5
Prata total	0,01 mg/L Ag

Selênio total	0,01 mg/L Se
Sulfato total	250 mg/L SO ₄
Sulfeto (H₂S não dissolvido)	0,002 mg/L S
Urânio total	0,02 mg/L U
Vanádio total	0,1 mg/L V
Zinco total	0,18 mg/L Zn

Fonte: RESOLUÇÃO 357, 2005.

3.2.1 *Classificação dos mananciais e usos das águas*

Devido à multiplicidade de aplicações da água nas diversas atividades humanas, o conceito de "qualidade da água" precisa ser relativizado, em função do uso a que se destina (HELLER E PÁDUA, 2010).

O aumento da demanda por água é consequência direta do crescimento populacional e da ampliação dos níveis de consumo per capita, e tais fatores aumentam a pressão sobre os mananciais de abastecimento. Entre as situações que causam degradação das áreas de mananciais, podem ser destacadas: ocupação desordenada do solo, em especial áreas vulneráveis como as APP; práticas inadequadas de uso do solo e da água; falta de infraestrutura de saneamento (precariedade nos sistemas de esgotamento sanitário, manejo de águas pluviais e resíduos sólidos); superexploração dos recursos hídricos; remoção da cobertura vegetal; erosão e assoreamento de rios e córregos; e atividades industriais que se desenvolvem descumprindo a legislação ambiental (MINISTERIO DO MEIO AMBIENTE, 2017).

A manutenção desse quadro resulta na baixa qualidade da água distribuída, expondo uma parcela significativa da população a doenças. Atualmente, esses problemas são amenizados pela aplicação de recursos de tratamento da água, ou investimentos em sistemas cada vez mais complexos de adução, em busca de novos mananciais (MINISTERIO DO MEIO AMBIENTE, 2017).

A disponibilidade de água, tanto em quantidade como em qualidade, é um dos principais fatores limitantes ao desenvolvimento das cidades. Para a manutenção sustentável do recurso água, é necessário o desenvolvimento de instrumentos gerenciais de proteção, planejamento e utilização, adequando o planejamento urbano à vocação natural do sistema hídrico (Op. cit., 2017).

No Brasil, o Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA, publicou a Resolução nº 20/1986, posteriormente revogada pela Resolução nº 357/2005, que classifica as águas superficiais do país em doces, salobras e salinas, ordenando-as em função das características física, química e biológica da água dos mananciais, tornando obrigatória a determinação de dezenas de parâmetros para caracterizar as águas e assegurar seus usos predominantes. A determinação destes parâmetros tem sido sistematicamente descumprida devido à falta de recursos humanos, materiais e financeiros em muitos órgãos federais, estaduais e municipais que poderiam exercer esta atividade (HELLER E PÁDUA, 2010).

3.2.2 *Contaminantes físico – químicos*

Informações relacionadas às fontes de poluição da água, ao diagnóstico da situação dos corpos hídricos e ao abastecimento público ainda são insuficientes no país. Muitos Estados não contam com redes de monitoramento, o que inviabiliza o desenvolvimento de programas e projetos efetivos no combate e prevenção da poluição e de seus efeitos nocivos à saúde (BRASIL, 2017).

Historicamente, sempre foi dada mais atenção aos parâmetros microbiológicos da água, tendo em vista a grande incidência de doenças infecciosas de veiculação hídrica no Brasil. Ocorre que a contaminação química é problema crescente em todas as localidades, e o conhecimento sobre ocorrência de poluentes nas águas para consumo é baixo frente à realidade de degradação do ambiente. Os impactos na saúde causados pela contaminação química são de difícil avaliação, uma vez que muitos elementos interferentes podem inviabilizar a identificação dos fatores determinantes das enfermidades associadas à toxicidade dessas substâncias. Muitos dos efeitos são crônicos, o que representa outro obstáculo para que se defina a relação causa-efeito, isto é, se a origem da doença é o consumo de água (FERNANDES e FERREIRA, 2007).

Conforme as normas brasileiras de potabilidade foram sendo revistas, desde a primeira Portaria de 1977, grande número de substâncias nocivas foram incluídas, seguindo o avanço da indústria na produção de compostos orgânicos, agrotóxicos e produtos de desinfecção. Foram inseridos 13 contaminantes orgânicos, dez agrotóxicos e seis produtos secundários de desinfecção (BRASIL, 1997).

Quadro 4: Padrão de potabilidade para substâncias químicas que representam risco à saúde¹

Parâmetro	Unidade	VM P(1)	Parâmetro	Unidade	VM P(1)	Parâmetro	Unidade	VM P(1)
Inorgânicas			orgânicas			Agrotóxicos		
Antimônio	mg/L	0,005	Acrilamida	µg/L	0,5	Alaclor	µg/L	20
Arsênio	mg/L	0,01	Benzeno	µg/L	5	Aldrin e Dieldrin	µg/L	0,03
Bário	mg/L	0,7	Benzo[a]pireno	µg/L	0,7	Atrazina	µg/L	2
Cádmio	mg/L	0,005	Cloreto de Vinila	µg/L	5	Bentazona	µg/L	300
Cianeto	mg/L	0,07	1,2 Dicloroetano	µg/L	10	Clordano (isômeros)	µg/L	0,2
Chumbo	mg/L	0,01	1,1 Dicloroetano	µg/L	30	2,4 D	µg/L	30
Cobre	mg/L	2	Diclorometano	µg/L	20	DDT (isômeros)	µg/L	2
Cromo	mg/L	0,05	Estireno	µg/L	20	Endossulfan	µg/L	20
Fluoreto⁽²⁾	mg/L	1,5	Tetracloroeto de Carbono	µg/L	2	Endrin	µg/L	0,6
Mercúrio	mg/L	0,001	Tetracloroetano	µg/L	40	Glifosato	µg/L	500
Nitrato (como N)	mg/L	10	Triclorobenzenos	µg/L	20	Heptacoloro e Heptacoloro epóxi do	µg/L	0,03
Nitrito (como N)	mg/L	1	Tricloroetano	µg/L	70	Hexaclorobenzeno	µg/L	1
Selênio	mg/L	0,01				Lindano (γ-BHC)	µg/L	2
						Metolacoloro	µg/L	10
						Metoxicoloro	µg/L	20
						Molinato	µg/L	6
						Pendimetalina	µg/L	20
						Pentaclorofenol	µg/L	9
						Permetrina	µg/L	20
						Propanil	µg/L	20
						Simazina	µg/L	2
						Trifluralina	µg/L	20

FONTE: BRASIL, 2005.

3.2.3 Contaminantes biológicos

Os riscos mais comuns e disseminados para a saúde humana, associados ao consumo de água, origina-se da presença de microrganismos que podem causar doenças variando de gastroenterites brandas a doenças fatais. Por outro lado, alguns

¹ Notas: (1) Valor máximo permitido. (2) Os valores recomendados para a concentração de íon fluoreto devem observar à legislação específica vigente relativa à fluoretação da água, em qualquer caso devendo ser respeitado o VMP desta tabela. (3) É aceitável a concentração de até 10 µg/L de microcistinas em até 3 (três) amostras, consecutivas ou não, nas análises realizadas nos últimos 12 (doze) meses. (4) Análise exigida de acordo com o desinfetante utilizado.

microrganismos, mesmo que não patogênicos, podem causar problemas significativos (Babbitt *et al*, 1962; HELLER E PÁDUA, 2010).

Águas contêm microrganismos inerentes a elas, como bactérias, fungos, protozoários e algas, alguns dos quais são conhecidos por produzir toxinas e transmitir doenças. Os organismos patogênicos de transmissão hídrica e via oral mais amplamente conhecidos são listados na tabela 2, além disso, diversos outros organismos têm sido identificados como agentes de surtos associados com o consumo de água, incluindo os gêneros de protozoários *Isospora* e *Microsporidium*, dentre outros (HELLER E PÁDUA, 2010).

Organismos patogênicos possíveis de transmissão via abastecimento de água para consumo humano, sendo cada vez mais frequentes as evidências de transmissão de doenças “emergentes”. Além da ingestão de água contaminada, alguns organismos, capazes de colonizar sistemas de distribuição, podem ser transmitidos via inalação de aerossóis por exemplo, bactérias do gênero *Legionella* e os protozoários *Naegleria fowleri* e *Acanthamoeba* spp., agentes, respectivamente, de encefalite meningocócica amebiana e meningite amebiana. Por outro lado, várias bactérias, usualmente de vida livre, porém reconhecidamente patogênicas oportunistas, também apresentam capacidade de colonizar sistemas de distribuição de água, constituindo risco à saúde de grupos populacionais vulneráveis (ex.: pacientes hospitalizados, idosos, recém-nascidos, imuno-comprometidos): *Pseudomonas aeruginosa*, *Flavobacterium*, *Acinetobacter*, *Klebsiella*, *Serratia*, *Aeromonas* (BRASIL, 2006).

A identificação dos microrganismos patogênicos na água é, quase sempre, morosa, complexa e onerosa. Por tal razão, tradicionalmente recorre-se à identificação dos organismos indicadores de contaminação, na interpretação de que sua presença indicaria a introdução de matéria de origem fecal (humana ou animal) na água e, portanto, o risco potencial da presença de organismos patogênicos (BRASIL, 2006).

Um organismo indicador “ideal” deveria preencher os seguintes requisitos:

- ser de origem exclusivamente fecal;
- apresentar maior resistência que os patogênicos aos efeitos adversos do meio ambiente e processos de tratamento;
- ser removido e/ou inativado por meio do tratamento da água, pelos mesmos mecanismos e na mesma proporção que os patogênicos;
- apresentar-se em maior número que os patogênicos;
- ser de fácil identificação;

- não se reproduzir no meio ambiente.

A rigor, não há um único organismo que satisfaça simultaneamente todas essas condições. Na ausência de um indicador ideal, deve-se trabalhar com o melhor indicador:

- Aquele que apresente a melhor associação com os riscos à saúde implícitos na contaminação da água. Os indicadores de utilização tradicional e quase universal são as bactérias do grupo coliforme (BRASIL, 2006).

3.3 Família *Escherichia Coli*

As bactérias do grupo coliforme estão presentes no intestino humano e de animais de sangue quente, sendo eliminadas nas fezes em números elevados (10^6 - 10^8 /g). Entretanto, o grupo dos coliformes inclui bactérias não exclusivamente de origem fecal, podendo ocorrer naturalmente no solo, água e plantas. Além disso, principalmente em climas tropicais, os coliformes apresentam a capacidade de multiplicarem-se na água (BRASIL, 2006).

A Quadro 5 apresenta uma relação de organismos patogênicos e respectivas características, organizadas de forma a facilitar a visualização da importância relativa de cada um na transmissão de doenças via abastecimento de água.

Quadro 5: relação de organismos patogênicos e respectivas características.²

Agente patogênico	Importância para a saúde	Persistência na água	Resistência a ao cloro^b	Dose infecciosa a relativa^c	Reservatório animal importante
Bactérias					
Campylobacter jejuni, C. coli	Considerável	Moderada	Baixa	Moderada	Sim
Escherichia coli	Considerável	Moderada	Baixa	Alta	Sim

² ? Não conhecido ou não confirmado. a Período de detecção da fase infecciosa na água a 20°C: breve, até uma semana; moderada, de uma semana a um mês; prolongada, mais de um mês. b Quando a fase infecciosa encontra-se em estado livre na água tratada com doses e tempos de contato tradicionais. Resistência moderada, o agente pode não acabar completamente destruído; resistência baixa, o agente acaba completamente destruído. c A dose necessária para causar infecção em 50% dos voluntários adultos são; no caso de alguns vírus, basta uma unidade infecciosa. d Segundo os resultados de experimentos com seres humanos voluntários. e A principal via de infecção é o contato cutâneo, porém pacientes com câncer ou imunodepressão podem ser infectados por via oral.

patogênica					
Salmonella typhi	Considerável	Moderada	Baixa	Alta ^d	Não
Outras salmonelas	Considerável	Prolongada	Baixa	Alta	Sim
Shigella spp.	Considerável	Breve	Baixa	Moderada	Não
Vibrio cholerae	Considerável	Breve	Baixa	Alta	Não
Yersinia enterocolitica	Considerável	Prolongada	Baixa	Alta (?)	Sim
Pseudomonas aeruginosae	Moderada	Podem multiplicar-se	Moderada	Alta (?)	Não
Aeromonas spp.	Moderada	Podem multiplicar-se	Baixa	Alta (?)	Não
Vírus					
Adenovírus	Considerável	?	Moderada	Baixa	Não
Enterovírus	Considerável	Prolongada	Moderada	Baixa	Não
Hepatite A	Considerável	?	Moderada	Baixa	Não
Hepatite transmitida por via entérica, hepatite E	Considerável	?	?	Baixa	Não
Vírus de Norwalk	Considerável	?	?	Baixa	Não
Rotavirus	Considerável	?	?	Moderada	Não (?)
Protozoários					
Entamoeba histolítica	Considerável	Moderada	alta	Baixa	Não
Giardia lamblia	Considerável	Moderada	alta	Baixa	Sim
Cryptosporidiu	Considerável	Moderada	alta	Baixa	Sim

m parvum

Fonte: BRASIL, 2006.

O grupo dos coliformes termotolerantes inclui bactérias de origem não exclusivamente fecal, embora em proporção bem menor que a encontrada no grupo dos coliformes totais. Por isso, sua utilização na avaliação da qualidade de águas naturais, principalmente em países de clima tropical, também tem sido questionada. Contudo, em vista do fato de que a presença de coliformes termotolerantes, na maioria das vezes, guarda melhor relação com a presença de *E. coli*, aliado à simplicidade das técnicas laboratoriais de detecção, seu emprego ainda é aceitável (ibidem) (xx).

Pertencente à família Enterobacteriaceae, o gênero *Escherichia* compreende as espécies *E. coli*, *Escherichia blattae*, *Escherichia fergusonii*, *Escherichia hermannii*, *Escherichia vulneris*. Sendo o gênero *coli* o de maior relevância (CAMPOS & TRABULSI, 2002).

E. coli é um bastonete curto, Gram-negativo, não esporulado, medindo entre 1,1 a 1,5 µm por 2 a 6 µm, a maioria é móvel, devido a existência de flagelos peritríqueos. A temperatura ótima de crescimento é por volta dos 37°C (BARNES et al. 2003; OLIVEIRA et al., 2004; QUINN et al., 2005).

Caracteriza-se por apresentar metabolismo anaeróbico facultativo, pois possui metabolismo respiratório e fermentativo. Sendo capaz de fermentar, com produção de ácido e gás, a lactose, glicose, maltose, manose, manitol, xilose, glicerol, ramanose, sorbitol e arabinose. A fermentação do adonitol, sacarose, salicina, rafinose, ornitina, dulcitol e arginina é variável (QUINN et al., 2005; ANDREATTI FILHO, 2007).

As bactérias do gênero *E. coli* fazem parte do grupo dos coliformes fecais (coliformes a 45°C) sendo considerada o mais específicos indicadores de contaminação fecal e eventual presença de bactérias de origem patogênicas (OLIVEIRA et al., 2004). Vários fatores contribuem para sua disseminação no meio ambiente, pois é excretada nas fezes e pode sobreviver nas partículas fecais, poeira e água por semanas ou meses, porém seu ambiente normal é o trato intestinal (ANDRADE, 2005; SAVIOLLI, 2010).

A *Escherichia coli* é a espécie predominante na microbiota anaeróbia facultativa do trato intestinal dos humanos e dos animais de sangue quente (DRASA & HILL, 1974).

As cepas de *Escherichia coli* produtoras de enterotoxinas são conhecidas como ETEC e um número limitado de sorotipos de *Escherichia coli* está associado com

regularidade aos casos de diarreia. A síndrome se caracteriza por diarreia de verão ou diarreia aquosa, tem como sintomas febre baixa, dores abdominais e náuseas. As formas mais severas assemelham – se à cólera: que levam o indivíduo a desidratação. O período de incubação varia de 8 a 44 horas (média de 26 horas) com alta dose de infecção (10^6 a 10^8 células). Em indivíduos desnutridos, a gastroenterite pode durar várias semanas. Levando a um quadro de desidratação grave, podendo levar a óbito (PADHYE & DOYLE, 1992; SHUTERLAND et al., 1995; FRANCO & LANDGRAF, 1996).

3.4 *Microalgas*

As microalgas podem ser encontradas principalmente nos ambientes aquáticos, desde rios de água doce cerca de 90% delas, lagos salgados, estuários, oceanos e marismas. Também são encontrados no seio terrestre, podendo ou não apresentar mobilidade. Podendo ainda viver em associação simbiótica, embora a maioria seja de vida livre e apresente características diversas, como ser unicelular, formadoras de colônias ou filamentosas, tendo tolerância em uma ampla faixa de pH, temperatura, turbidez e presença de O_2 e CO_2 (LEE et al., 2008; HAKALIN, 2014).

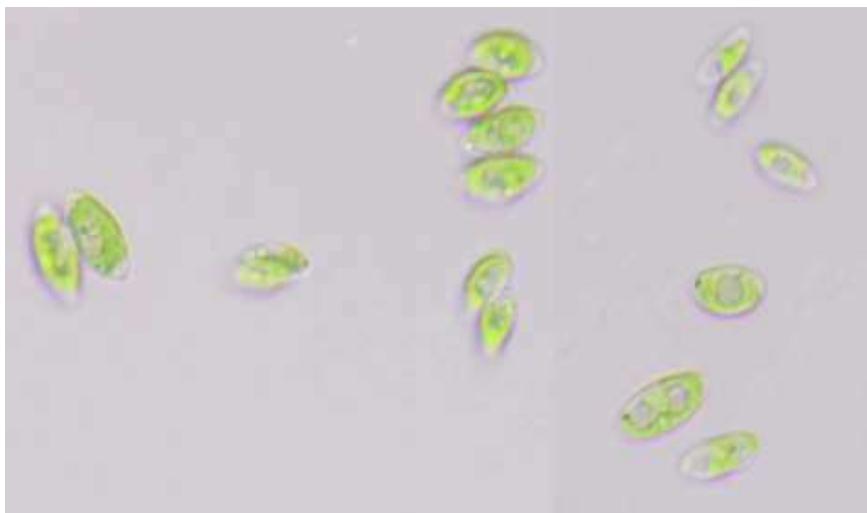
O grupo das microalgas agrupa microrganismos eucariotos e procariotos fotossintetizantes, sendo a grande maioria fitoplanctônica (DERNER et al., 2006; LEE et al., 2008; HAKALIN, 2014). De acordo com a classificação proposta por SIEBURTH et al. (1978), o tamanho das microalgas varia entre 20-200 μm . O número de espécies de algas pode exceder os milhões e as microalgas constituem a maior parte (NOWAK & ZIOLEK, 2005; HAKALIN, 2014).

Este grupo heterogêneo está entre os mais antigos do planeta e constituem a base da cadeia trófica de ecossistemas aquáticos, sendo os principais organismos fotoautotróficos produtores de carbono orgânico nos mares e águas de interiores (CHISTI, Y., 2007; REYNOLDS, 2006; HAKALIN, 2014). As três classes de microalgas mais abundantes são as diatomáceas (Bacillariophyceae), as algas douradas (Chrysophyceae) e as algas verdes (classe Chlorophyceae), esta datada da era proterozóica (3 bilhões de anos atrás) (DEMIRBAS & DEMIRBAS, 2010; HAKALIN, 2014).

As algas verdes são abundantes em águas doces, sendo unicelulares ou formando colônias. Sua principal forma de reserva é amido; porém, sob certas condições, podem

armazenar óleo (OHORASE, 2009; LOPES, 2017). Segundo Rosenberg et al. (2008), as algas verdes ou clorofíceas são as mais promissoras para a produção de biodiesel, sendo os gêneros *Chorella*, *Chlamydomonas* e *Dunaliella* os mais amplamente utilizados. Contudo, as espécies de *Scenedesmus* e *Chorella* vêm sendo apontadas nos últimos anos como as mais eficientes no processo de fixação de CO₂ acoplado ao tratamento de águas residuais e a síntese de lipídios para a produção de biodiesel, podemos ver sua morfologia pela figura abaixo (BLERSCH et al., 2013; TANG et al., 2011; LOPES, 2017).

Figura 5: Visualização da morfologia microscópica da microalga *Chorella* sp.



Fonte: HAKALIN, 2014.

As características de crescimento e a composição das microalgas também são significativamente dependentes do tipo de cultivo, que podem ser autotrófico, heterotrófico, mixotrófico e fotoheterotrófico (ANDRULEVICIUTE et al., 2014; LOPES, 2017). No cultivo autotrófico, as microalgas são fotossintetizantes e utilizam a luz como fonte de energia e o CO₂ do ar como fonte de carbono para sintetizar a cultura de microalgas, este tipo de cultivo pode ocasionar uma redução do crescimento das mesmas, por consequência da limitação da luz, pela alta densidade celular, ou o seu excesso (fotoinibição) (VIÊGAS, 2010; HUANG et al., 2010; LOPES, 2017).

3.5 Processos convencionais de potabilização de águas

As políticas governamentais dos últimos 10 anos, têm incrementado a cobertura dos serviços de água potável, mas o impacto dessas medidas continuará limitado

enquanto o sistema de tratamento de água não for escolhido, como também, não existir o interesse de sua construção para melhorar a vida de toda a população. É evidente que a qualidade da água é a preocupação da grande maioria, no entanto, aproximadamente 12 milhões de brasileiros estão sem serviço de abastecimento de água (IBGE, 2008).

Logo, para promover o abastecimento de água, faz-se necessária a potabilização das águas naturais. Este processo consiste na adequação da água bruta aos padrões de potabilidade vigentes estabelecidos pela Portaria nº 518 de 25 de março de 2004. De modo geral, o tratamento de água ocorre pela remoção de partículas suspensas e coloidais, matéria orgânica, micro-organismos e outras substâncias possivelmente deletérias à saúde humana presentes nas águas. (BOTERO, 2009).

3.5.1 *Sistema de convencional de tratamento*

O processo convencional de tratamento de água emprega a sedimentação com uso de coagulantes e é compreendido pelas seguintes operações unitárias: Coagulação, Floculação, Decantação, e Filtração para a Clarificação da água, seguida da Correção do pH, Desinfecção e Fluoretação (BOTERO, 2009). Primeiramente devemos definir o dimensionamento das partículas pertencente aos contaminantes da água sejam elas físicas, químicas ou biológicas.

Segundo VON SPERLING (1996), de modo simplista, as impurezas encontradas nas águas podem ser subdivididas em três grupos básicos segundo suas características: Químicas, Físicas e Biológicas. Para PAVANELI (1996), as principais impurezas encontradas nas águas superficiais são: sólidos dissolvidos em forma ionizada, ou não ionizada, gases dissolvidos, compostos orgânicos dissolvidos e matéria em suspensão, tais como, microrganismos (bactérias, algas e fungos) e coloides. Grande parte destas impurezas apresenta suspensão estável por longos períodos, sendo conduzidos em maiores volumes em períodos chuvosos, podendo ocasionar sérios danos à saúde humana.

Durante a ocorrência de eventos chuvosos nos centros urbanos o escoamento superficial das águas pluviais conduz os poluentes depositados sobre as ruas, telhados e calçadas para os corpos d'água. Segundo PORTO (1995), dentre os principais contaminantes presentes, destacam-se: resíduos sólidos, sedimentos e materiais flutuantes, substâncias com elevadas DBO e DQO, patógenos, derivados de petróleo, metais pesados e substâncias orgânicas sintéticas (pesticidas e herbicidas).

3.6 *Processos eletroquímicos na potabilização da água*

Muitos mananciais utilizados para represar a água, apresentam contaminação com cianobactérias, podendo causar diversas enfermidades à população que faz uso destes. A grande maioria das estações de tratamento de água não está preparada para a remoção de cianobactérias e toxinas, operando com dificuldades quando a concentração é elevada, reduzindo sensivelmente a produção efetiva de água. A remoção de cianobactérias em tratamento de água de abastecimento tem sido tema de muitos estudos (NAGAVI; MALONE, 1985, CHENG, 2009).

Neste sentido, a tecnologia eletroquímica pode ser uma forma eficiente e versátil de controle da poluição aquosa, modificando, degradando ou mineralizando compostos orgânicos através de processos onde o único reagente envolvido é o elétron. A oxidação anódica pode ocorrer por troca direta de elétrons entre o composto orgânico e a superfície do eletrodo ou, de forma indireta, pela intermediação de espécies eletroativas oxidantes formadas no ânodo (FÓTI, 1997).

Quando a eletrólise é conduzida a potenciais tais que a evolução de oxigênio ocorra de forma simultânea, a oxidação indireta parece ser o principal processo de transferência de átomos de oxigênio para o material a ser oxidado (SAVALL, 1995).

Esse processo eletroquímico de oxidação anódica envolve a formação de radicais hidroxilas (OH), espécie intermediária da reação de evolução de oxigênio, que adsorve fisicamente na superfície do eletrodo. Onde as velocidades de degradação observadas são até uma ordem de grandeza maior, quando comparadas com a soma daquelas resultantes da aplicação dos processos individuais (PELEGRINI, 2001).

O Quadro 6 mostra exemplos de processo eletroquímicos com produção de cloro livre e sem a produção de cloro livre para a desinfecção de água.

Quadro 6: Exemplos de microrganismos eliminados mediante o uso da desinfecção eletroquímica livre de cloro e com cloro (eletro – cloração).

Desinfecção	Sem eletro-cloração (espécies ativas do oxigênio)		Eletro-cloração (espécies ativas do cloro)	
Materiais Metais	Ânodo Platina (Pt)	Micro-organismos <i>Saccharomyces cerevisiae</i> <i>Escherichia coli</i> , <i>bacteriophage MS2</i>	Ânodo Platina (Pt)	Micro-organismos <i>Escherichia coli</i> , <i>Pseudomonas aeruginosa</i> , <i>bacteriophageMS2</i>
		coliformes		
	Titânio (Ti)	<i>Aenomas hydrophila</i> , <i>Bacillus subtilis</i> , <i>Escherichia coli</i> ,		
	Rede de Titânio e Níquel (TiN)	<i>Saccharomyces cerevisiae</i> , <i>Klebsiella pneumoniae</i> , <i>Pseudomonas cepacia</i> , <i>Pseudomonas fluorescens</i>		
Óxidos metálicos	IrO ₂	<i>Escherichiacoli</i>	Ti/RuO ₂	<i>Legionella</i>
	Ti/RuO ₂ -TiO ₂		Ti/TiO ₂	<i>Escherichia coli</i>
	Diamante dobado com boro (DDB)		Ti/RuO ₂	Alga <i>Mycrocystis aerumigosa</i>
			Ti/RuO ₂ -TiO ₂	<i>Bacillus subtilis</i> ,
			Ti/IrO ₂ -TiO ₂	<i>Saccharomyces cerevisiae</i>
			Ti/IrO ₂ -Sb ₂ O ₅ - O ₂	<i>bacteriophageMS2</i>
Derivados do carbono	Fibra de carbono ativado	<i>Escherichia coli</i>	Diamante dopado com boro (DDB)	<i>Legionella pneumophila</i>
		<i>Escherichia coli</i> <i>Enterococcus faecalis</i> , <i>coliformes</i> , <i>Enterobacter</i> , <i>coliform Acinetobacter</i> <i>Legionella pneumophila</i>		

Fonte: Brito, C. N. et al., 2015.

No que diz respeito ao campo elétrico gerado, pela aplicação de uma tensão elétrica. Este campo elétrico tem uma relação proporcional com a tensão aplicada sendo seu valor acrescido ou não com o acréscimo da tensão, sendo está um fato preponderante a mortalidade bacteriana presente em águas. Segundo SINGH et. al., (2016), A crescente ação do campo elétrico produz micro poros na membrana celular bacteriana, o que pode, por sua vez, alterar a permeabilidade da mesma, possivelmente causando a morte celular bacteriana. Micro poros combinados com espécies reativas de oxigênio também geradas na eletrólise, representam um melhor resultado em termos de desinfecção de águas.

De acordo com Schoen, et al., (2010) destacam o mecanismo da eletroporação no processo de desinfecção de bactérias presentes na água, que consiste na aplicação de

campo elétrico na mesma, de modo que o potencial elétrico tenha efeito negativo sobre as membranas celulares dessas bactérias. A eletroporação também pode ser denominada como um fenômeno que possibilita a entrada de moléculas nas células, bem como a saída de componentes intracelulares, através do aumento da permeabilidade à membrana plasmática das mesmas, como consequência de sua exposição a um campo elétrico pulsado de amplitude suficiente (YARMUSH, 2014; NAPOTNIK & MIKLAVČIČ, 2018).

A capacidade de desinfecção pode ser mantida por um tempo na água, através da transmissão de energia reativa dos agentes oxidantes. O mecanismo de desinfecção através do cloro livre consiste na destruição da membrana celular externa da bactéria, posteriormente o contato do mesmo com o citoplasma celular e, finalmente, a degeneração das proteínas presentes (NAKAJIMA, 2004).

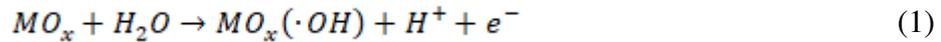
Segundo afirma, Nakajima, et al., (2004), ele realizou estudos do potencial de desinfecção da eletrólise e a forma como se dá esse mecanismo nesse tipo de água contaminada com bactérias. A pesquisa mostrou que águas de abastecimento artificialmente contaminadas com *Pseudomonas aeruginosa*, *Escherichia coli*, *Legionella pneumophila* e *Staphylococcus aureus* foram esterilizadas por eletrólise na faixa de corrente elétrica contínua (CC) de 20-30 mA em um tempo de contato de 5 minutos.

3.6.1 Eletrodos de trabalho

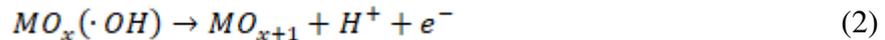
Os eletrodos de titânio revestidos com óxidos, baseados em RuO₂, IrO₂, TiO₂/RuO₂, Ta₂O₅/IrO₂, foram popularizados na literatura. Segundo Trassati (2000) e Faria (1992), estes revestimentos, principalmente TiO₂/RuO₂, aplicados sobre placas de titânio são comercializados como DSA® (Dimensionally Stable Anodes). O titânio é usado como substrato pelas suas características de resistência à corrosão e pela sua capacidade de passivação em caso de falhas do revestimento, mesmo em potenciais muito positivos (COMNINELLIS, 1994; SIMOND, 2009).

A utilização dos eletrodos de óxidos de titânio e rutênio (TiO₂/RuO₂) tem o objetivo de se beneficiar de uma característica única deste tipo de eletrodo que é a adsorção de espécies atômicas e radicais, intermediárias da reação de desprendimento de oxigênio (SIMOND, 2009). A descarga anódica da água sobre o eletrodo de óxido

(MO_x) tem início através da formação de radicais hidroxila ($\bullet OH$) que adsorvem fisicamente na superfície (COMNINELLIS, 1994). De acordo com a Equação 1:



Conforme descrito por Simond et al. (2009), a adsorção do radical hidroxila ocorre como uma espécie intermediária na formação de óxidos superiores (MO_{x+1}), conforme a Equação 2:



Segundo os autores Faria et al. (1992) e Simond et al. (2009), a espécie MO_{x+1} é responsável pela oxidação de compostos orgânicos, como descrito na Equação 3, porém, estes óxidos superiores também são responsáveis pela reação de desprendimento de oxigênio no eletrodo, Equação 4, reação esta que pode interferir negativamente na eficiência da oxidação do composto orgânico, pois utiliza a espécie MO_{x+1} para a formação de O_2 , conforme descrito na Equação 4 (FARIA, 1992; SIMOND, 2009).



3.6.2 Distribuição dos tempos de residência (DTR)

É considerado que um fluido é constituído por uma infinidade de partículas, onde os mesmos são expostos a diversas forças a favor ou contra o seu movimento, tão logo assume-se que cada partícula do fluido tem um comportamento distinto dentro do sistema que determina a permanência no fluido (GIOACOMAN, 2003; GEAN CAVERO, 2008).

O tempo de residência de uma partícula de um fluido é definido como sendo o tempo decorrido desde sua entrada no sistema até sua saída do mesmo (GEAN, 2008). A distribuição deste tempo de residência para uma corrente de fluido é chamada de distribuição de idade das porções de saída, (do inglês, *exit*) ou distribuição do tempo de residência (DTR) do fluido em escoamento (LEVENSPIEL, 2010).

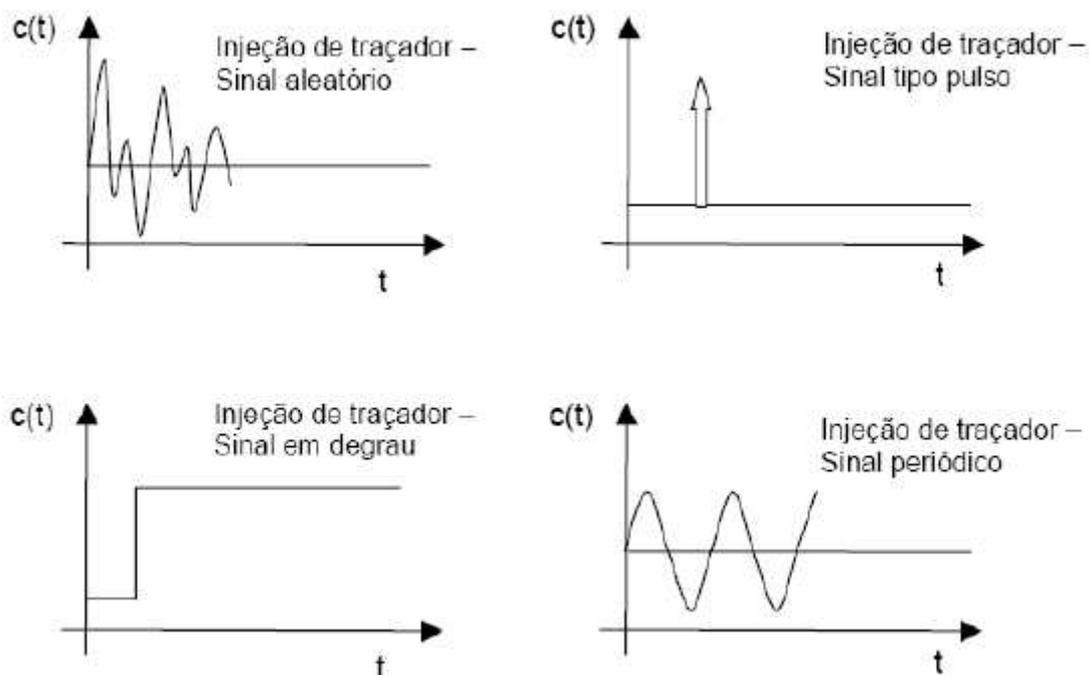
As informações sobre a (DTR) podem ser obtidas através do uso de uma técnica experimental amplamente utilizada, denominada técnica estímulo – resposta.

3.6.3 Técnica experimental estímulo – resposta

A técnica experimental utilizada para analisar a distribuição do tempo de residência de um fluido num equipamento é conhecida como estímulo – resposta, que consiste em injetar um traçador na entrada do sistema em estudo e observar as concentrações de traçador coletas na saída do sistema. A injeção do traçador é feita de forma conhecida, que pode ser de diferentes formas: aleatório, pulso e degrau (LEVENSPIEL, 2010).

A Figura 6 mostra alguns sinais respostas da concentração com o tempo para diferentes injeções de traçador, onde c é a concentração e t o tempo.

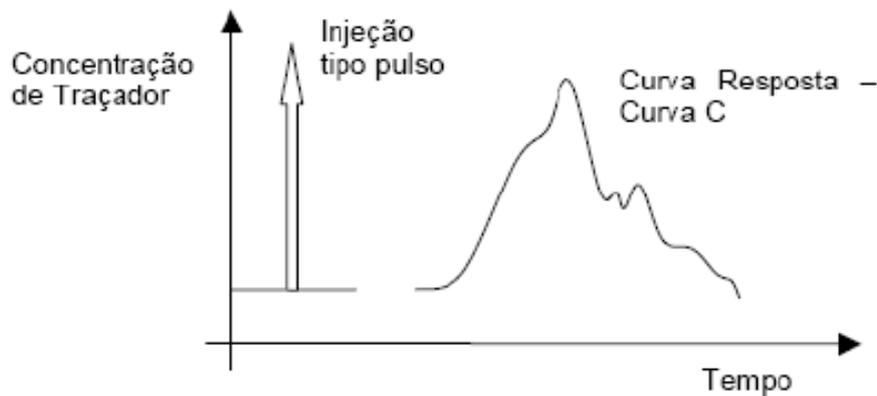
Figura 6: Sinais resposta da concentração com o tempo, para diferentes injeções.



Fonte: LEVENSPIEL, 2010.

A Figura 7, mostra uma representação esquemática de um estímulo unitário instantâneo e sua respectiva resposta.

Figura 7: Representação de um estímulo unitário, do tipo pulso.



Fonte: LEVENSPIEL, 2010.

3.6.3.1 traçadores

O traçador é qualquer produto que, incorporado a substância, permite investigar o comportamento desta em um determinado processo físico ou químico.

Os traçadores, constituem uma importante ferramenta na obtenção de modelos que representam o escoamento. As principais propriedades para a determinação de um traçador ideal são apresentadas a seguir (AKEMI, 2005; GEAN, 2008).

- ✓ Comportamento fluidodinâmico idêntico ao da substância que se pretende estudar;
- ✓ Possuir uma característica adicional que permita diferenciá-lo da substância que pretende estudar;
- ✓ O traçador, ou esta característica adicional que o distingue, não deve existir (se possível) no meio em que o traçador será empregado (baixo *background*);
- ✓ O método de detecção e de medição do traçador deve ser fácil, de alta eficiência e possível de ser realizado através de equipamentos simples e de baixo custo;
- ✓ O traçador deve ser conservativo, e as amostras coletadas para posteriores análises em laboratório devem ter volume reduzido para maior facilidade de transporte e manuseio;
- ✓ A composição química do traçador não deve ser tóxica;
- ✓ O traçador deve estar disponível no mercado e ter custo baixo.

3.6.3.2 *Tempo espacial*

O tempo espacial no sistema de escoamento e densidade constante (onde as vazões de entrada e saída do sistema são iguais) ou tempo teórico de residência é definido como: (GEAN, 2008; LEVENSPIEL, 2010)

$$\tau = \frac{V}{v} \quad (5)$$

Onde:

τ = Tempo espacial (s)

V = Volume interno do sistema (mL)

v = Vazão volumétrica constante (mL/s)

3.6.3.3. *Determinação experimental da distribuição do tempo de residência (DTR)*

A distribuição do tempo de residência do fluido em estudo (E), ou curva E , representa a fração de fluido saindo do sistema em cada tempo e tem unidade de tempo.

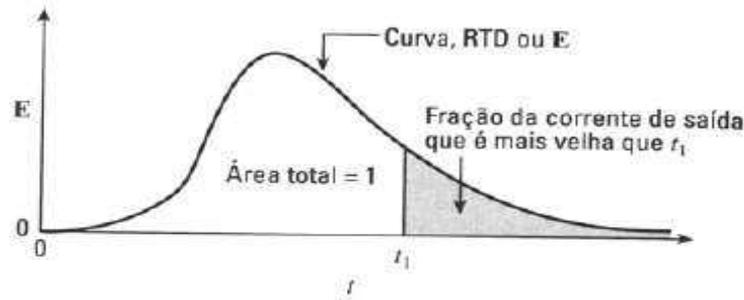
$$E(t) = \frac{C(t)}{\int_0^{\infty} C(t) dt} \quad (6)$$

Onde:

$C(t)$ = Concentração de saída do traçador no tempo t .

Quando a injeção do traçador é feita de forma pulso, pode-se obter diretamente a curva $E(t)$. A curva $E(t)$ tem sua forma normalizada, ou seja, a área sob a curva é unitária. Como mostrado na Figura 8 uma curva $E(t)$ unitária.

Figura 8: Curva E ou curva de distribuição do tempo de residência.



Fonte: LEVENSPIEL, 2010.

A curva E é a distribuição mais usada para o estudo de sistemas com escoamento não-ideal. Como o valor da função $E(t)$ fornece a fração de elementos da corrente de saída do sistema com variação entre t e $t + dt$, logo temos (GEAN, 2008; LEVENSPIEL, 2010).

$$E(t)dt \quad (7)$$

3.6.3.4 Tempo Médio de residência (t_m)

O tempo médio de residência é estimado partindo-se da definição da distribuição do tempo de residência (DTR), na Equação (6). Dessa forma, o produto de $E(t)$ pelo tempo necessário a passagem de todo o traçador pelo sistema, em função desse mesmo tempo, gera a curva do tempo médio de residência. A relação entre a integral (área) sob a curva $tE(t)$ em função de t , e a integral da DTR, representa a definição do tempo médio de residência, conforme mostra a Eq. (8). Esse tempo médio representa o tempo médio aproximado, no qual as partículas de fluido permanecem no interior do sistema (FOGLER, 1999).

$$t_m = \frac{\int_0^{\infty} tE(t)dt}{\int_0^{\infty} E(t)dt} = \int_0^{\infty} tE(t)dt \quad (8)$$

CAPÍTULO 4

MATERIAIS E MÉTODOS

4. METODOLOGIA

4.1 Estruturação da pesquisa

O trabalho vem sendo realizado no âmbito do LABDES/UFCG, em termos de construção e montagem dos componentes do reator tubular eletroquímico, o qual foi dividido em três etapas assim como segue:

Etapa 1 –

- Reator eletroquímico tubular estudado de diâmetros interno e externo de 17mm e 18mm respectivamente.

Reatores	Volume nominal (cm ³)	Comprimento (cm)
R1	40,0	30,0

Nesta etapa, foram realizados testes em fluxo contínuo e aplicação de diferença de potencial (tensão elétrica) com água tratada afim de ser fazer análises físico-químicas antes e depois para cada teste, para o reator, com o intuito de verificar qual diferença de potencial (tensão elétrica) apresenta melhor perfil nas características físico-químicas para os padrões de potabilidade.

Etapa 2 –

- Determinação do tempo de residência, resistividade elétrica e densidade de corrente para o reator.

Foram determinados os tempos de residência, utilizando um traçador (solução de NaCl, com concentração de 5000,0 mg/L) em função do tempo, com três repetições para cada ensaio, afim de observar o tempo de contato com os eletrodos, em seguida foram calculadas as resistividades elétricas do sistema. Em seguida, determinou-se a densidade de corrente elétrica com diferenças de potenciais elétricos que variaram entre 2,0 V a 10,0 V sempre em intervalos de dois a dois.

Etapa 3 –

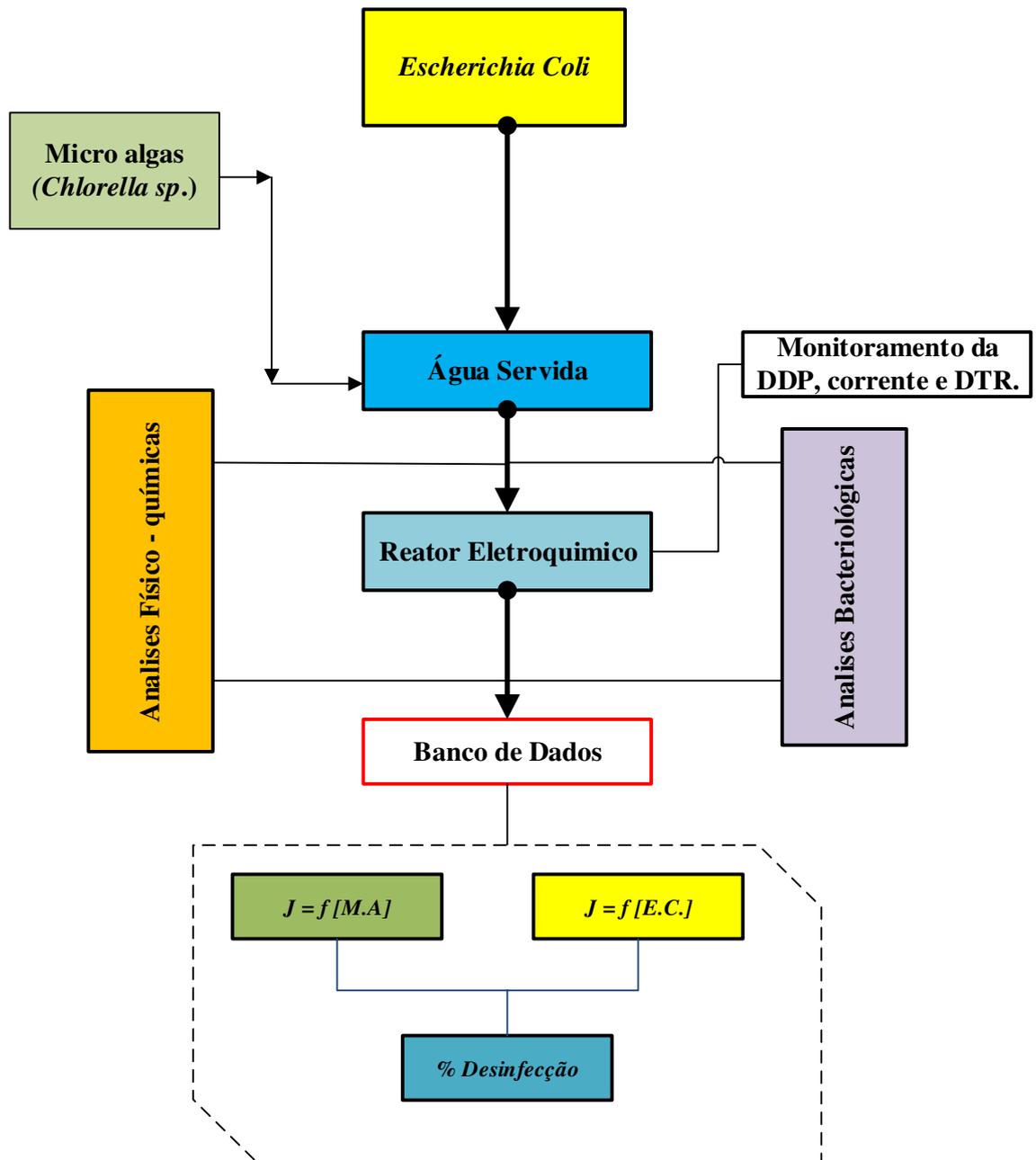
- Determinação da porcentagem de desinfecção de microrganismos em função da densidade de corrente.

Foi feito o cultivo das cepas de microalgas da espécie *Chlorella sp.* com o meio de cultura W.C., com período de cultivo variando de sete a oito dias. Para fins de passagem pelo sistema eletroquímico. Por fim, foi elaborado um banco de dados com os testes em sistema contínuo com água contendo microalgas, e posterior contagem do número de microalgas antes e após a passagem pelo reator, as coletas foram realizadas em intervalos regulares de 10 minutos, com duração de 40 minutos. Afim de ter um indicador no percentual de mortalidade do material biológico.

Por fim foram feitos cultivos de bactérias da espécie *Escherichia Coli*, para fins de passagem no reator, na melhor Diferença de potencial encontrada para a indicador escolhido e com a melhor vazão encontrada nos testes de residência. Tendo assim a melhor configuração Vazão/Tempo versus mortalidade do material microbiológico.

A Figura 9 mostra o fluxograma do processo eletroquímico utilizado para estudar a desinfecção de água contaminadas com micro algas e *E.Coli*.

Figura 9: Fluxograma do processo eletroquímico.



Fonte: Produzido pelo autor, 2018.

4.2 Coleta das amostras

As amostras de águas estudadas; deionizada, da rede de distribuição da Companhia de Águas do Estado da Paraíba (CAGEPA) do LABDES/UFCG e as

contendo, microalgas, E.Coli e vírus foram preparadas e analisadas no próprio LABDES.

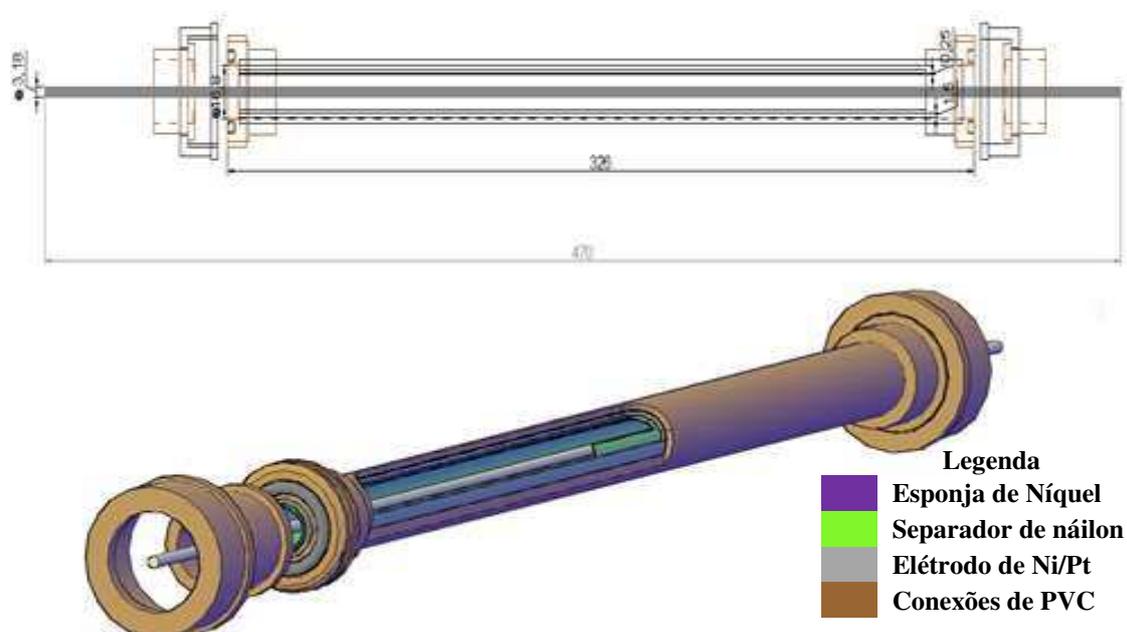
As análises físico químicas foram realizadas através das metodologias descritas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* e quanto o cultivo das microalgas se deu a partir de tubos com estoques de cepas, as quais foram replicadas para as análises. As inoculações dos micro-organismos ocorreram no meio de cultivo *Wright's Cryptophyte* (WC) (GUILARD; LOREZEN, 1972).

4.3 Descrição do sistema de desinfecção microbiológico

A Figura 10 mostra o perfil para cada tipo dos três reatores eletroquímicos estudados, em duas dimensões e em forma explodida, assim como segue:

Tipo de eletrodo: Os eletrodos são compostos por um eletrodo de Ni/Pt (níquel coberto com 1 μm de espessura de platina) de 10,0 cm; 20,0 cm; 30,0 cm de comprimento, com formato cilíndrico, o outro eletrodo é composto por uma esponja de Ni, com largura de 67,5mm; 135mm e 202,5mm e altura de 45,3mm com uma área de eletrodo de 3,0 cm^2 ; 6,1 cm^2 ; 9,2 cm^2 , respectivamente. Para separá-los foi utilizado um separado de náilon.

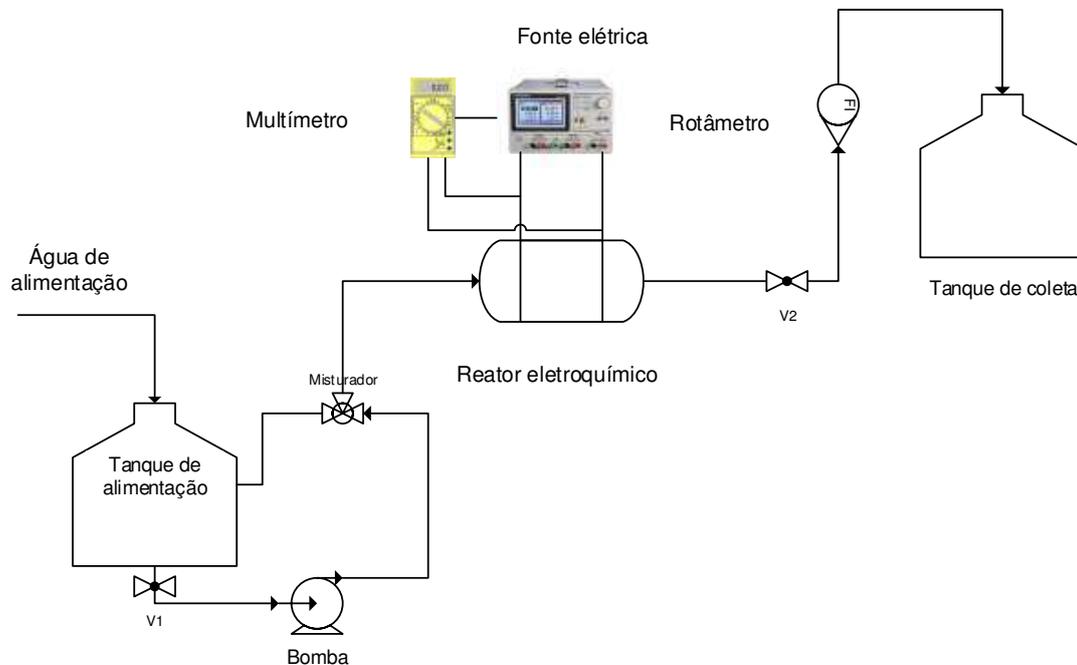
Figura 10: Vistas geométrica do reator eletroquímico.



Fonte: Produzido pelo autor, 2018.

A Figura 11 um segmento fluxograma apresentado na Figura 9 mostrando como funcionou os reatores eletroquímicos com diferentes tipos de águas sob os efeitos das diferenças de potencias aplicadas.

Figura 11: Representação esquemática do sistema eletroquímico.



Fonte: Produzido pelo autor, 2018.

O equipamento utilizado foram os que seguem:

- 2 Tanque de plástico para alimentação e coleta com capacidade de 45,0 L e 20,0 L respectivamente;
- 2 Válvulas tipo globo;
- 1 Bomba DANCO de 1/2 CV de potência;
- 1 Fonte construída no laboratório;
- 1 Multímetro digital da Hikari Realiza medidas de tensão DC e AC, corrente DC e AC, resistência, capacitância, frequência.

A Figura 12 mostra, uma foto da representação do sistema eletroquímico, com todos os seus elementos.

Figura 12: Foto do sistema de desinfecção microbiológica de água.



Fonte: Produzido pelo autor, 2018.

Elementos que compõem o sistema eletroquímico.

1. Tanque plástico de alimentação de 45,0 L;
2. Bomba DANCO de 1/2 CV de potência;
3. Reator eletroquímico;
4. Tanque plástico de coleta de 20,0 L.

4.4 *Análises das amostras*

4.4.1 *Físico – químicas*

As análises foram feitas no laboratório de físico-química do LABDES, para as análises foi utilizada a metodologia descritas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. As análises dos parâmetros foram as seguintes:

- Potencial hidrogeniônico (pH);
- Condutividade elétrica;
- Turbidez;
- Cor;
- Concentração de sais presente em água.

4.4.2 Análises bacteriológicas (*Cultivo de Chlorella sp.*)

As análises foram desenvolvidas em sala de cultivo das cepas do Laboratório de Referência em Dessalinização (LABDES) a temperatura da sala de cultivo foi mantida em $25 \pm 2^\circ\text{C}$ e as culturas foram desenvolvidas com iluminação artificial (lâmpadas fluorescentes de 40 W), sendo submetidas a fotoperíodo integral e radiação. Para o cultivo da espécie *Chlorella sp.*, foi utilizado o meio de cultura W.C., mostrado na Quadro 7, logo abaixo.

Quadro 7: Meio de cultura W.C., modificado de Guillard e Lorenzen (1972).

Reagentes	Solução – estoque (g/100mL)	Meio de cultura
CaCl ₂ .2H ₂ O	36,8	1mL
MgSO ₄ .7H ₂ O	37,0	1mL
Na ₂ HCO ₃	12,6	1mL
K ₂ HPO ₄ .3H ₂ O	11,4	1mL
NaNO ₃	85,0	1mL
Na ₂ SiO ₃ .5H ₂ O	21,2	1mL
Solução de Ferro	(g/100mL de água destilada); Na ₂ EDTA = 4,36; FeCl ₃ •H ₂ O = 3,15	1mL
Solução de micronutrientes	(g/1000 mL de água destilada) CuSO ₄ .5H ₂ O = 0,01; ZnSO ₄ .7H ₂ O = 0,022; CoCl ₂ .H ₂ O = 0,01; MnCl ₂ .4H ₂ O = 0,18; Na ₂ MoO ₄ .2H ₂ O = 0,006; H ₃ BO ₃ = 1,0	1mL
Solução de vitaminas	(g/1000 mL de água destilada) Tiamina HCl= 0,1; Biotina= 0,0005	1mL
Água destilada		1000mL

Fonte: OHSE, 2008.

As culturas foram mantidas com agitação (aeração) constante, com um fluxo de ar atmosférico. As curvas de crescimento foram elaboradas com a densidade celular diária da média das três repetições de cada tratamento da espécie estudada.

As contagens das amostras foram realizadas em placas de contagem de Neubauer, dispositivos que consistem geralmente em uma lâmina grossa de uso microscópico com uma profundidade específica para depósito da amostra. Seu centro é

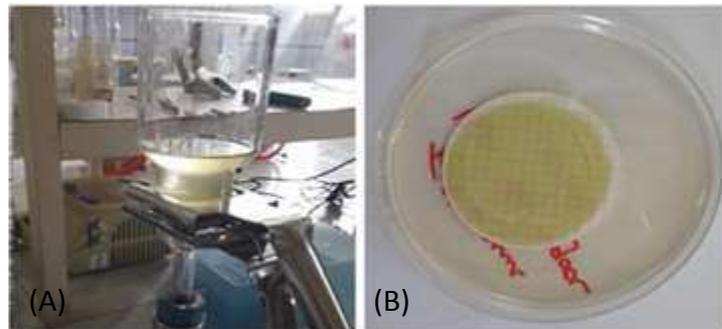
formado por duas câmaras nas quais são gravadas linhas divididas em quadrantes de dimensões conhecidas, chamadas de malhas de leitura.

As culturas ficaram em sistema de cultivos que variavam de sete a oito dias, sendo monitorado seu crescimento pelo método acima mencionado. Por fim ao final do tempo de cultivo a solução contendo as microalgas da espécie *Chlorella sp.*, foi posta no tanque de alimentação, a fim de analisar o potencial de desinfecção desta solução. As análises constituíram em passagens das soluções em sistema contínuo com aplicação de diferença de potencial pela fonte e monitoramento da corrente produzida, bem como a coleta de amostras em períodos de 10 minutos, para contagem no número de células de microalgas restantes no meio.

4.4.3 Análises bacteriológicas (Cultivo de *Escherichia Coli*)

Inicialmente foi coletado amostras de água da lagoa da UFCG, onde a mesma contém contaminação por *E. Coli*. Após a coleta foi feito um isolamento das amostras de água coletada a fim de obter uma amostra pura de *E. Coli*. A Figura 13 mostra a filtragem para isolamento de cultura de *E. coli*.

Figura 13: (A) Filtragem da água coletada; (B) Filtrado em meio de cultura pronto para incubação.

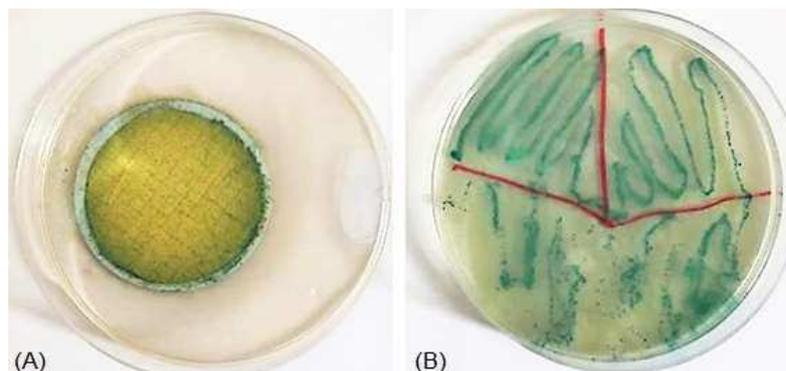


Fonte: Produzido pelo autor, 2018.

Para o isolamento foi utilizado a técnica de estriamento e esgotamento dessa bactéria, que é baseado no espalhamento de parte dos microrganismos que cresceram na primeira placa Petri, em outra placa contendo o mesmo meio de cultura. Esse espalhamento foi feito através de alça de platina previamente esterilizada em Bico de Busen e posteriormente resfriada naturalmente até a temperatura ambiente. O esgotamento foi realizado dividindo-se a placa Pétri contendo o meio sólido em três

regiões, e em cada uma delas foi feita uma estria em formato de zig-zag. A partir de uma alçada direta do material inoculado por 24h fez-se a primeira estria. As alçadas realizadas para as estrias 2 e 3 foram realizadas na sequência. A Figura 14 apresenta as placas Pétri com a amostra das bactérias a serem isoladas e o resultado após estriamento e incubação.

Figura 14: (A) Bactérias filtradas e incubadas em meio sólido; (B) Estriamento de uma amostra de bactérias incubadas em meio sólido.



Fonte: Produzido pelo autor, 2018.

O estriamento foi repetido até a obtenção de pelo menos uma colônia de *E. coli* totalmente isolada. A partir dessa colônia isolada, foi realizada sua difusão em um meio de cultura líquido e estéril, específico para o crescimento da *Escherichia coli*, através de alça bacteriológica de platina. O material foi incubado a 37°C e então pôde ser utilizado na contaminação dos fluidos de alimentação do sistema eletrolítico.

Com a amostra isolada foi feita contagem para saber qual sua concentração, tendo em torno de 10^8 UFC (unidades formadoras de colônias) em cada amostra. Feito isso, foram preparadas amostra para serem inoculadas no tanque de alimentação no qual contém água da servida. A fim de passar pelo reator eletroquímico e analisarmos o percentual de inibição bacteriológica. Para as análises de contagem de bactérias foi utilizado a técnica de membrana filtrante.

É um dos métodos que pode ser empregado para a quantificação de coliformes em águas. Baseia-se na filtração de volumes adequados de água, no qual as bactérias ficarão retidas na membrana filtrante, com porosidade de 0,45 μm , por serem maiores que os poros da membrana ficarão retidos em sua superfície. Para a filtração, é usado um aparelho que consta um funil de filtração com tampa, suporte de membrana e frasco coletor. Durante o procedimento, os coliformes ficam retidos na mesma, onde serão transferidas para a placa de Petri contendo o meio de cultura de acordo com a

necessidade dos micro-organismos, são levadas para estufa a $35 \pm 5^\circ \text{C}$ por 24 horas. Depois de incubadas as colônias são numeradas visualmente (CETESB, 2007; SILVA, 2012; GRECHI, 2005).

A composição do meio de cultura líquido para crescimento de *Escherichia coli* e as proporções dos reagentes utilizados para cada litro de água deionizada foram fornecidas pela *British Standards Institution* (2001). Essa composição é apresentada na Quadro 8.

Quadro 8: Composição e quantificação do meio de cultura Modified Scholtens' Broth (MSB) para 1 L de água deionizada.

Compostos	Quantificação
Peptona	10g
Extrato de levedura	3,0 g
Extrato de carne	12,0 g
NaCl	3,0 g
Solução de Na_2CO_3 (150 g.L^{-1})	5,0 mL
Solução de MgCl_2 ($100\text{g MgCl}_2.6\text{H}_2\text{O}/50\text{mL H}_2\text{O}$)	0,3 mL

Fonte: *British Standards Institution*, 2001.

As análises bacteriológicas dos fluidos de alimentação do sistema eletroquímico, antes e após a aplicação dos potenciais elétricos, foram realizadas de acordo com a metodologia da membrana filtrante (MF) para Coliformes Totais, descrita no *Manual Prático de Análise de Água* (2013), da *Fundação Nacional de Saúde* (Funasa), seguindo as técnicas preconizadas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, de autoria das instituições *American Public Health Association* (APHA). Os utensílios necessários às análises foram previamente autoclavados à 121°C e 15 psi , durante 15 minutos, para a esterilização dos mesmos.

As amostras, antes e após o tratamento eletroquímico, são coletadas em frascos de vidro e identificadas, de acordo com as condições específicas de cada ensaio experimental. A bancada então é preparada, limpando-a com solução de álcool etílico a 70%, e nela são dispostos um Bico de Bunsen a gás, que fica com sua chama ligada durante todo o procedimento de análises, devido a constante necessidade de flambar determinados utensílios.

Tubos de ensaio em suporte são utilizados nas diluições das amostras, utilizando para isso o líquido de diluição QSR; uma micropipeta e ponteiros para pipetagem das alíquotas a serem filtradas. Membranas filtrantes estéreis (Diâmetro: 47mm e Porosidade: 0,45 µm) e equipamento de filtração com porta-filtro; bomba de vácuo; placas de Petri estéreis descartáveis OLEN (90x15mm), com o meio de cultura T.B.X MEDIUM OXOID, são os componentes necessários à filtragem das amostras e contagem das bactérias das mesmas.

O substrato T.B.X, necessário ao crescimento da *E. coli*, apresenta a composição apresentada no Quadro 8.

Quadro 9: Composição e quantificação do meio de cultura T.B.X MEDIUM OXOID.

Composição	Quantificação (g/l)	pH
Triptona	20,0	7,2 à 25°C
Agar	15,0	
Sais biliares	1,5	
X-glucuronido	0,075	

Fonte: *British Standards Institution, 2001.*

O meio de cultura T.B.X foi preparado através de sua dissolução em água deionizada aquecida até o seu ponto de ebulição, de acordo com as proporções informadas pelo fabricante. Dessa forma, para cada litro de água, foram dissolvidos 36,6g do meio em pó. O meio adicionado à água aquecida foi novamente levado a aquecimento em autoclave até o ponto de ebulição, garantindo a completa dissolução e esterilização do mesmo. Esse foi distribuído, após leve resfriamento, em placas Pétri, em volumes que ocupassem a metade da altura das bases das placas. Este conteúdo permaneceu em repouso à temperatura ambiente, até adquirir consistência gelatinosa.

A partir das placas Pétri prontas, iniciou-se o processo de filtragem das amostras de água, para as etapas de pré e pós-tratamento. Estas amostras foram diluídas conforme as escalas de concentrações iniciais conhecidas. Então, para amostras de 10^8 UFC/mL, foram necessárias, no mínimo, quatro diluições para que a contagem das bactérias fosse o mais próximo possível do valor real. A diluição 1:10 (10^{-1}) foi feita adicionando-se 1mL da amostra de água em 9mL do líquido de diluição QSR presente

em um tubo de ensaio, vertendo-se o produto da diluição por cerca de 25 vezes, para completa homogeneização. Para a diluição de 1:100 (10^{-2}), adicionou-se 1mL do produto da diluição de 10^{-1} em 9mL do líquido de diluição QSR, presente em outro tubo de ensaio, homogeneizando-se o conteúdo. As diluições posteriores seguiram o mesmo procedimento.

Na etapa de filtração, conectou-se a bomba de vácuo ao suporte de porta-filtros e um Kitassato para coleta de resíduos dos filtros. As membranas estéreis foram removidas das embalagens para os filtros, já no suporte, com uma pinça embebida em álcool 100% e flambada no Bico e Bussen. Colocou-se um pequeno volume do líquido de diluição QSR nos filtros e 1mL da amostra de água a ser analisada, aplicou-se o vácuo e novamente acrescentou-se o QSR para melhor dispersão das bactérias nas membranas, facilitando a contagem das mesmas. As membranas então foram dispostas nas placas de Pétri com o meio de cultura, sendo duas membranas por placa, considerando que as análises foram realizadas em duplicata. As placas foram colocadas em estufa microbiológica, em posição invertida, à temperatura de 37°C por 24h, para incubação das bactérias. Após 24h, observou-se nas membranas a formação de pontos esverdeados, nomeados de *unidades formadoras de colônias*, característicos da presença de *E. coli* no meio de cultura utilizado. Então, de acordo com as diluições, a contagem do total de pontos foi dividida pela diluição, e esse valor multiplicado pelo volume de amostra filtrada, que corresponde ao número de colônias de bactérias por mililitro de meio líquido.

CAPÍTULO 5

RESULTADOS

5. RESULTADOS

Neste capítulo, estão sendo apresentados os resultados obtidos na presente pesquisa de doutorado assim como segue.

Os resultados da *Etapa I* concernem a caracterização do reator eletroquímico mencionados no Capítulo 4. O referido reator foi caracterizado com água tratada da torneira do LABDES sem adicionamento de microrganismos, a fim de determinar seu potencial respostas aos parâmetros físicos – químicos estudados.

A segunda etapa consiste na apresentação dos resultados referentes a determinação das densidades de correntes e do tempo de residência para o reator após o desempenho na *Etapa I*. E com isso, estudar o desempenho do reator para fins de desinfecção microbiológica.

A terceira e última etapa consiste na apresentação dos resultados referentes ao reator eletroquímico, quando da aplicação de uma variação de potencial elétrico (tensão) versus a concentração de microrganismos presentes em solução, visando determinar seu potencial de desinfecção microbiológica. Usado primeiramente como indicador as microalgas da espécie *Chlorella sp.* e posteriormente com a bactéria *Encherichia Coli*.

Etapa I- Sem o efeito da Diferença do Potencial Elétrico (DDP)

5.1 Caracterização do reator eletroquímico tubular (R3).

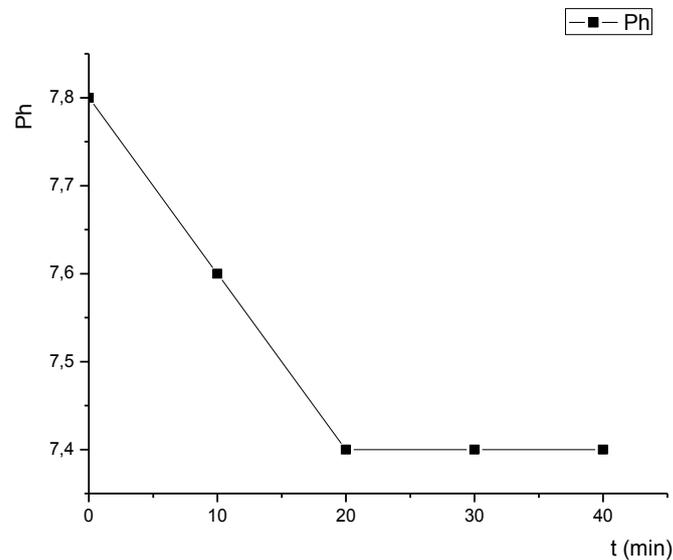
5.1.1 Efeito do pH em solução

O efeito do transporte de íons presente no meio aquoso foi estudado, isto porque o pH afeta tanto a eficiência de corrente como a solubilidade dos hidróxidos metálicos. Uma vez que este depende do tipo de poluente presente no meio aquoso, com melhores remoções próximas a pH neutro.

O consumo de energia, no entanto, foi constate com pequena variação, para um pH neutro devido à não variação da condutividade.

Na Figura 15, estão os resultados do pH feito com água in natura proveniente do sistema de abastecimento urbano.

Figura 15: Variação de pH da água in natura após passagem pelo reator eletroquímico R1 em relação ao tempo.

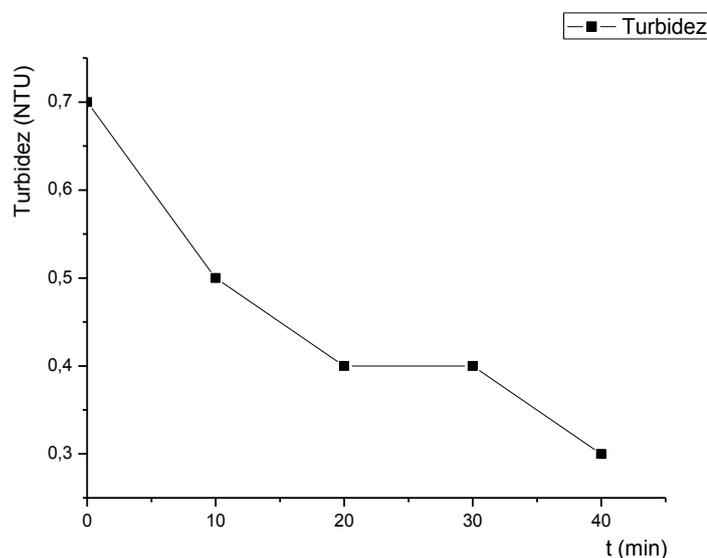


Observou-se que o comportamento do pH em função do tempo dos experimentos; a variação do pH ficou quase que constante. Sendo que o reator eletroquímico de 40,0 cm³, mostrou uma variação na diminuição do pH. Isso significa que a concentração iônica de H⁺ aumentou no meio aquoso, durante o processo eletroquímico. Considerando que o meio iônico, presente entre os eletrodos apresenta um potencial iônico intrínseco que pode gerar uma baixa densidade de corrente no meio, capaz de alterar as concentrações dos íons H⁺ e OH⁻ em função da área dos eletrodos.

5.1.2 *Efeito da turbidez*

Como visto anteriormente o pH, é um indicativo bastante relevante para o efeito da turbidez em reatores eletroquímicos, visto que, a remoção da turbidez é favorecida em pH variado de (7,0 – 8,0), segundo WIMMER et al. (2007). A Figura 16 apresenta o comportamento da turbidez da água, durante o processo com os três reatores estudados.

Figura 16: Diminuição da Turbidez da água para reator eletroquímico R1 em relação ao tempo.



Constate-se, no gráfico acima uma diminuição nos valores de turbidez, em relação ao tempo. Como visto na Figura 16, a diminuição do reator eletroquímico R1 de volume nominal (40,0 cm³), esta geometria favorece a uma maior deposição de materiais em suspensão na superfície dos eletrodos, fazendo com que a turbidez diminua com o tempo. A taxa de diminuição da turbidez é mostrada na Tabela 1, para cada reator.

Tabela 1: Taxa de diminuição da turbidez de água, para o reator R1.

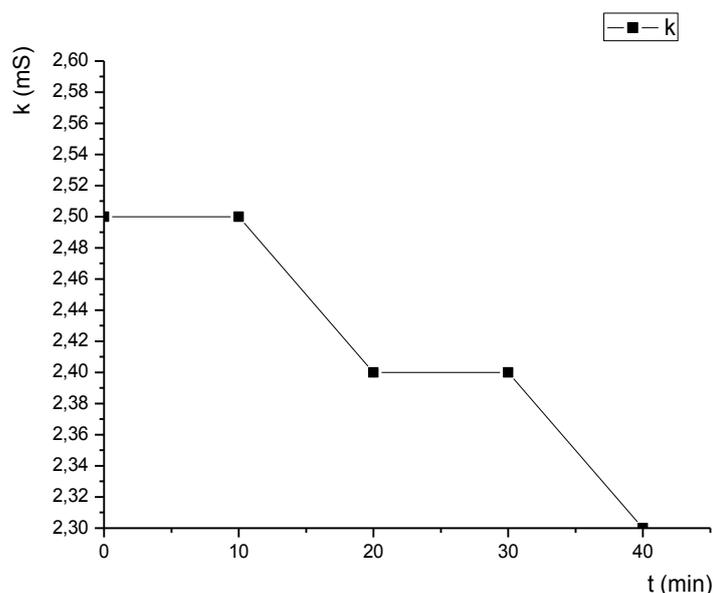
reatores eletroquímicos	Turbidez inicial (NTU)	Turbidez final (NTU)	Porcentagem de remoção (%)
R1	0,65	0,28	57,00

Como pode ser observado na Tabela 1 acima a diminuição da turbidez se deu em virtude do rápido fluxo em função da geometria reduzida do reator. Com isto, podemos dizer que a diminuição da turbidez é favorecida pela relação do fluxo com a dimensão do reator.

5.1.3 Condutividade elétrica em água

É mostrado na Figura 17, a diminuição da concentração de sais presente nas águas de abastecimento utilizadas nos testes. Segundo o princípio de migração de íons que estão presentes em água com a aplicação de uma diferença de potencial (tensão) e a produção de uma corrente no sistema, é natural que as espécies com carga elétrica migrem para os polos de carga oposta. Tendo assim, uma diminuição em seus valores iniciais.

Figura 17: Perfil da condutividade elétrica presente em água no reator R1 em relação ao tempo.

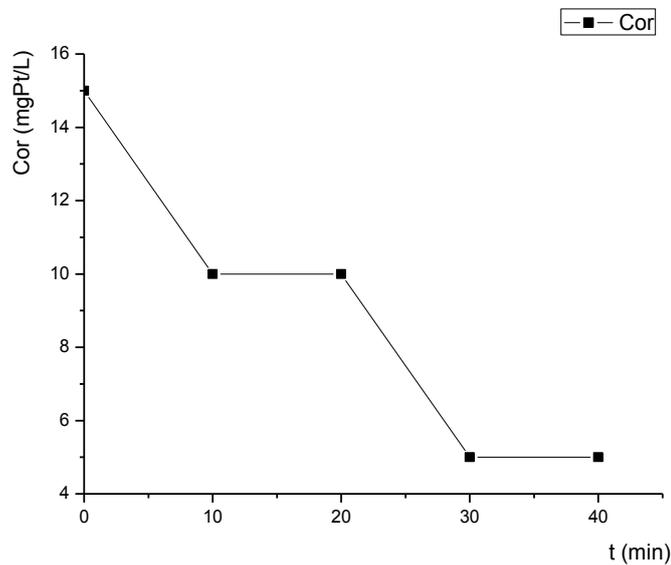


Observa-se na Figura acima, um perfil do comportamento da condutividade elétrica para o reator estudado, o reator mostrou um perfil quase que constante para a condutividade elétrica em todos os experimentos. Isto é devido a um tempo de residência maior o que fez, com que mais íons sejam capturados pelo campo elétrico presente no reator, o que se traduz em valores de concentração de sais menor.

5.1.4 *Diminuição da cor em meio aquoso*

Na Figura 18 é mostrado o efeito de diminuição da cor em água in natura, com relação ao tempo de exposição aos reatores eletroquímicos. Segundo WIMMER et al., 2007 o efeito de remoção de cor é alcançado com tesões de cerca de 3 Volts, em altos potenciais a maior parte da corrente é consumida pela evolução do oxigênio (Shen et al., 2006).

Figura 18: Diminuição da cor em maio aquoso, do reator eletroquímicos R1 em relação ao tempo.



Verifica-se, na Figura acima, que a maior remoção de cor aconteceu no reator eletroquímico R1, novamente por conta de sua geometria maior. A diminuição de cor para esse reator é bastante satisfatória posto que, inicialmente a água em análise vinda da estação de abastecimento continha 15uC, e com o passar de tempo, (20 minutos) no reator a quantidade de cor passou a ser 5uC. Isso é explicado pelo maior tempo de eletrolise em que o meio aquoso fica exposto no interior do reator.

Uma relação pode ser estabelecida nos parâmetros de operação estudados, a relação entre fluxo de entrada de água no reator e tamanho do reator estudado. O que remete a uma velocidade de cimentação mais elevada à medida que as características geométricas dos reatores aumentam.

Com a exposição de todos os parâmetros foi possível construir a Tabela 2 que reuni todos os dados apresentados nos gráficos acima, e mostra para os parâmetros estudados o R1 apresenta bons resultados, quando comparado com valores de referência contidos na Quadro 2, já mencionado neste trabalho.

Tabela 2: Dados sobre os parâmetros de estudo para os reatores eletroquímicos de 13,3cm³, 26,7 cm³ e 40,0 cm³ em relação ao tempo com fluxo de 1,0 L/min e corrente de 0,06 Ampere.

Reator	pH					Turbidez					k					[C.S.]					Cor				
						NTU					mS					ppm					mgPt/L				
t (min)	0	10	20	30	40	0	10	20	30	40	0	10	20	30	40	0	10	20	30	40	0	10	20	30	40
40,0 cm ³	7,8	7,6	7,4	7,4	7,4	0,7	0,5	0,4	0,4	0,3	2,5	2,5	2,4	2,4	2,3	1080,0	944,7	887,8	807,2	758,1	15,0	10,0	10,0	5,0	5,0

Etapa II

5.2 Efeito da densidade de corrente elétrica e tempo de residência para o reator eletroquímico de 40,0 cm³.

5.2.1 Densidade de corrente elétrica

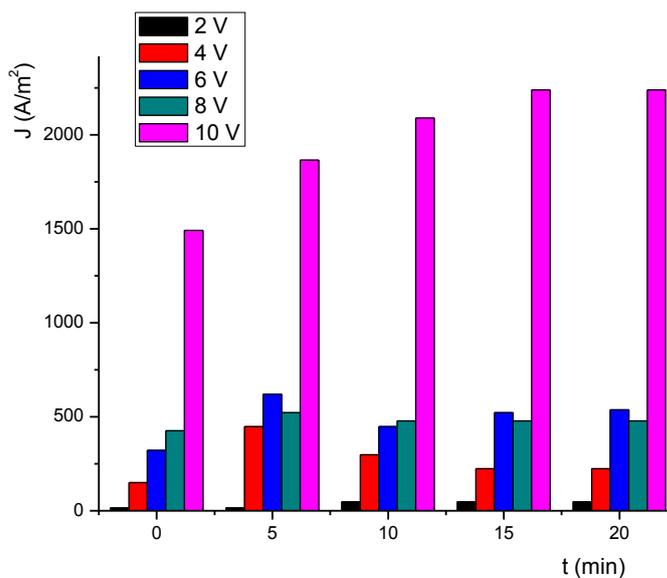
Foi estabelecido depois de vários experimentos com água in natura proveniente do sistema de abastecimento da CAGEPA, qual o melhor reator para dá continuidade a pesquisa (*Etapa I*).

Sendo assim, foi feito o estudo da densidade de corrente elétrica para as águas de abastecimento. Segundo Holt et al., 2005 a densidade de corrente que se opera é crítica em reatores eletroquímicos seja o reator em batelada ou em fase contínua, porque é o único parâmetro operacional que pode ser controlado diretamente. A densidade de corrente determina a geração da bolha, assim como influência fortemente a mistura da solução e a transferência de massa nos eletrodos. A densidade de corrente também aumenta o potencial cinético (ESSADKI, 2007).

Daneshvar et al. (2007) estudaram o efeito da densidade de corrente para a remoção de cor utilizando ânodo de ferro. A eficiência de remoção de cor aumentou diretamente com o aumento da densidade de corrente elétrica passando de 20,66%, com densidade de corrente de 25 A/m², para 98,60%, com densidade de corrente de 125 A/m².

A Figura 19 apresenta o efeito da densidade de corrente em função do tempo de passagem no reator. Assim podemos relacionar esse parâmetro chave com os demais parâmetros estudados.

Figura 19: Densidade de corrente para o reator eletroquímico de 40,0 cm³ em função do tempo, para as tensões de 2,0V, 4,0V, 6,0V, 8,0V e 10,0V.

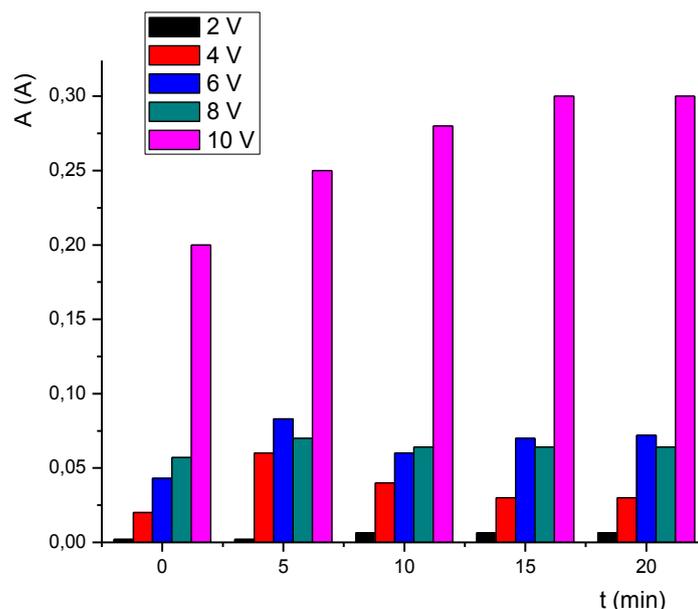


Como visto na Figura 19 acima, a densidade de corrente elétrica é maior, à medida que alimentamos sua diferença de potencial elétrico (tensão), o que leva a uma maior corrente passando pelos eletrodos. Segundo WIMMER et al., 2007 a densidade de corrente é o parâmetro operacional chave, afetando não somente o tempo de resposta do sistema, mas também influenciando fortemente o modo dominante de separação do poluente.

Segundo Holt et al. 2005, colocando o reator em funcionamento na densidade de corrente mais elevada permissível, pode não ser o modo de operação mais eficiente. Para qualquer aplicação específica, a densidade de corrente “ótima” envolverá invariavelmente uma relação entre custos operacionais para a atividade desenvolvida. Adhoum e Monser (2004) compararam a eficiência de remoção de DQO e cor de um efluente do moinho de oliva a diferentes densidades de corrente em diferentes tempos. Segundo os autores, a eficiência de remoção aumentou significativamente com aumento da densidade de corrente num dado tempo.

Na Figura 20 é mostrado o perfil de correntes elétricas produzidas pela aplicação da diferença de potencial no reator R3.

Figura 20: Perfil de corrente elétrica produzida pela aplicação de diferença de potencial de 2,0V, 4,0V, 6,0V, 8,0V e 10,0V.



Constata-se, na Figura acima, o mesmo perfil da densidade de corrente elétrica observado para a Figura 20. Vale salientar que esta densidade de corrente vista na figura 19, é alcançada com uma corrente elétrica muito baixa, isso proporciona um baixo custo operacional do sistema. Evita-se com isso o desgaste dos eletrodos, em processos oxidativos, a corrente utilizada vai determinar a quantidade de metal que será oxidada no anodo (CHEN, 2004).

Segundo Crespilho e Rezende, (2004), devem-se tomar alguns cuidados na escolha do valor da corrente elétrica a ser aplicada. Pois elevada corrente pode significar perda de potência, pois parte dela se dissipará como energia térmica pela solução.

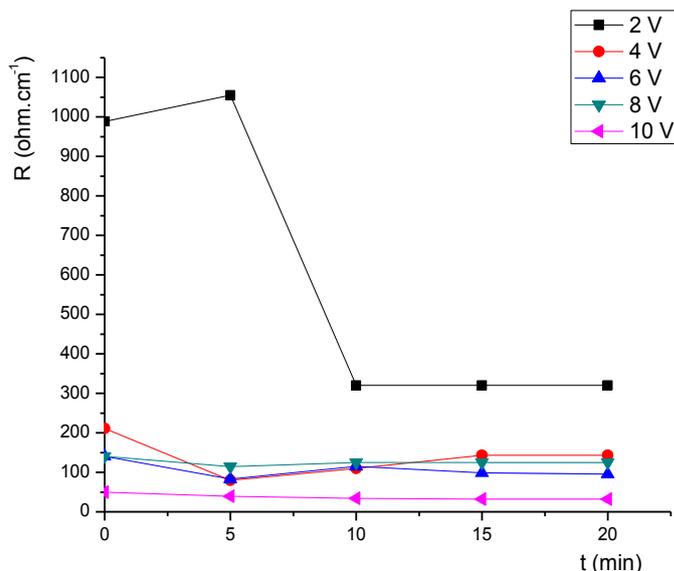
5.2.2 Resistividade elétrica do reator eletroquímico

A medida da resistividade ou seu inverso a condutividade deve ser entendida antes de analisarmos o processo. Sua compreensão se torna muito útil quando se deseja avaliar a possibilidade de utilização de um processo eletrolítico. Assim, pode-se notar que quanto maior a condutividade, maior a possibilidade de se utilizar o processo, visto que sua resistência será menor.

Segundo Wimmer et al., 2007, a resistividade está diretamente relacionada com a perda de energia na forma de calor (efeito Joule) que ocorre em qualquer material percorrido por corrente elétrica devido ao choque dos elétrons com os seus átomos. Desta forma, quanto menor a resistividade do material menor será as perdas de energia e

melhor será o material para o transporte da corrente elétrica. Na Figura 21, pode ser visto este efeito da queda de resistividade elétrica com o tempo e em relação à aplicação de uma diferença de potencial maior.

Figura 21: Efeito da resistividade elétrica em função do tempo para várias diferenças de potencial elétrico no reator eletroquímico.



De acordo com a Figura 21, é observada uma queda na resistividade elétrica no interior do reator, à medida que a diferença de potencial é aplicada, como já foi dito anteriormente, esta queda se traduz numa maior facilidade de transporte de íons para os respectivos eletrodos. Esta relação de transporte facilitado de íons faz com que se formem mais moléculas agregadas aos polos.

O parâmetro resistividade elétrica é de fundamental importância nos processos eletroquímicos, em relação aos custos com eletricidade por perda ôhmica, visto que estas perdas incluem resistência dos eletrodos, das membranas e dos gases gerados.

5.2.3 Tempo de residência para o reator eletroquímico

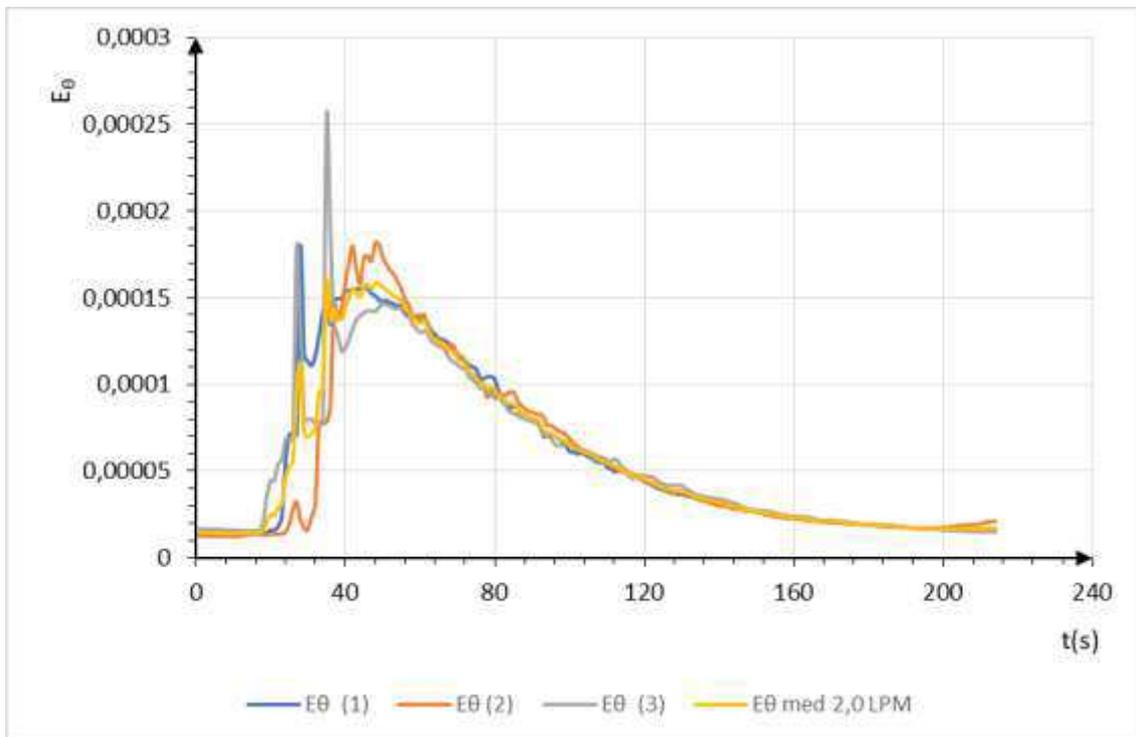
Sabemos que os reatores reais possuem desvios da idealidade devido à formação de regiões estagnantes ou zonas mortas, canais preferências ou caminhos preferências e curto circuito do fluído. A DTR é sempre obtida por meio de técnica experimental, onde o fluxo que entra no reator recebe um estímulo e a resposta a este estímulo é medida na

extremidade final do reator. Esse estímulo pode ser corante, sais, materiais radioativos, fosforescentes e magnéticos.

O traçador é um material que quando é injetado no reator, mistura-se aos reagentes sem fazer parte do processo e assim não é consumido ao longo do tempo. Foi determinada a TDR do sistema de aquisição de dados de condutividade elétrica. Foram testadas as vazões de 2, 3, 4, 5, 6 $L \cdot \text{min}^{-1}$. A frequência de aquisição dos dados foi feita com uma frequência de um dado por segundo.

Nas Figuras 22, 23, 24, 25 e 26 podemos observar o perfil de comportamentos dos traçadores injetados no reator eletroquímico em função da vazão de ingestão.

Figura 22: Perfil de distribuição em função do tempo para solução contendo NaCl como traçador, com vazão de $2,0 L \cdot \text{min}^{-1}$.



Pode ser visto na figura a cima a variabilidade dos dados experimentais pelo motivo do dinamismo na aquisição dos dados, já que o registro é feito de forma instantânea. Outro fator é o preenchimento do reator já mencionado com suas partes o que provoca zonas mortas e estagnação de material e o tamanho reduzido do reator.

O que pode ser observado de forma semelhantes para as demais vazões estudadas.

Figura 23: Perfil de distribuição em função do tempo para solução contendo NaCl como traçador, com vazão de $3,0 L \cdot min^{-1}$.

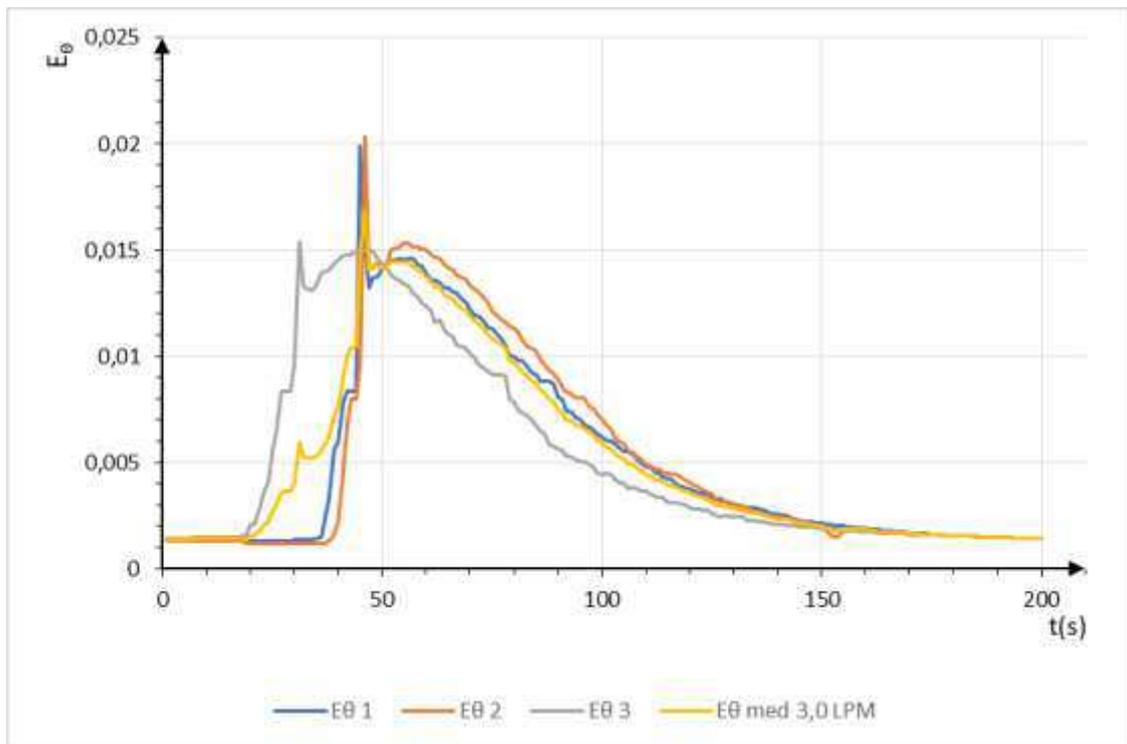


Figura 24: Perfil de distribuição em função do tempo para solução contendo NaCl como traçador, com vazão de $4,0 L \cdot min^{-1}$.

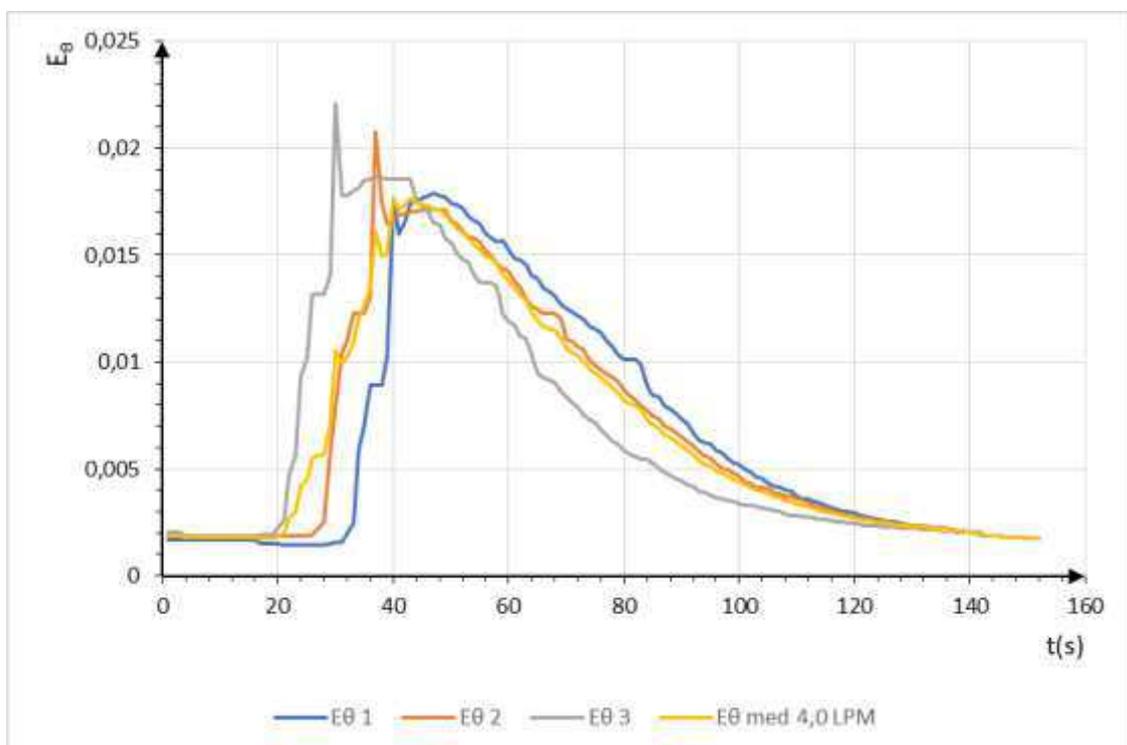


Figura 25: Perfil de distribuição em função do tempo para solução contendo NaCl como traçador, com vazão de $5,0 L \cdot min^{-1}$.

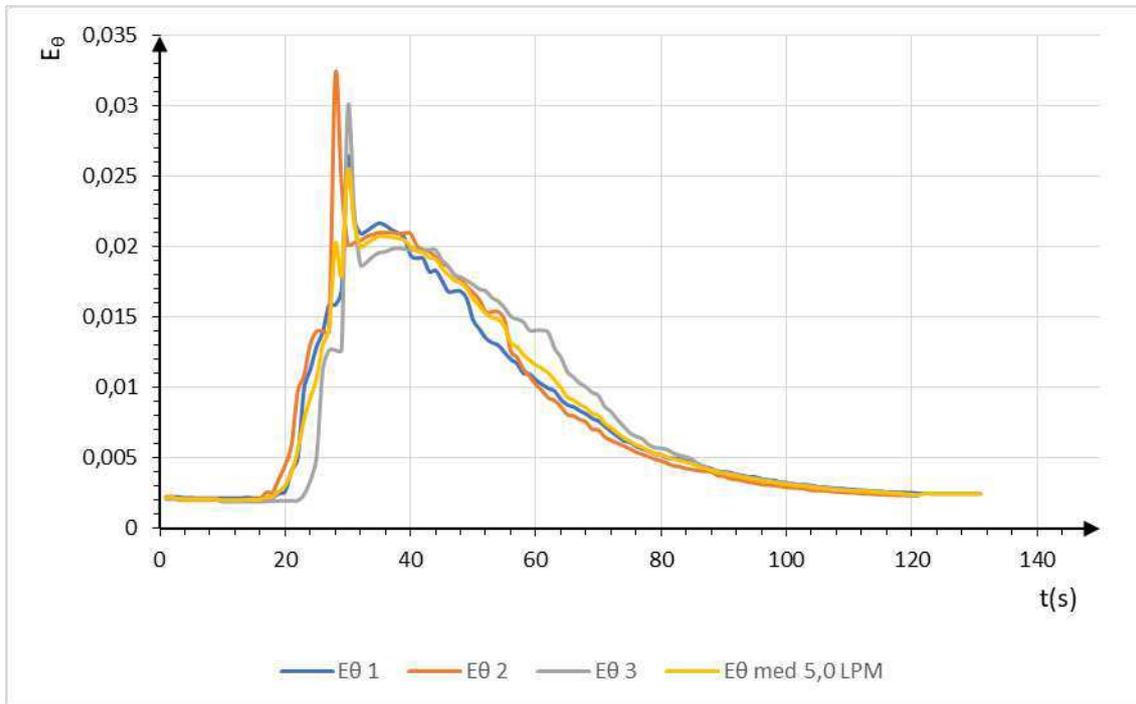
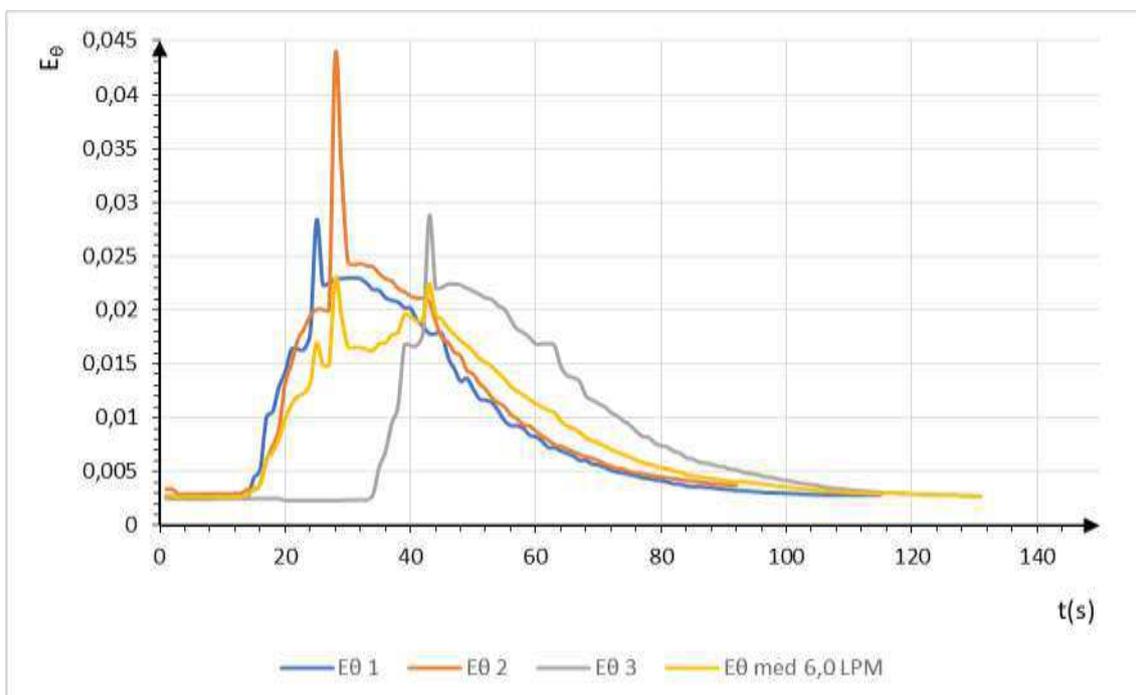


Figura 26: Perfil de distribuição em função do tempo para solução contendo NaCl como traçador, com vazão de $6,0 L \cdot min^{-1}$.



Com estes dados pode-se ser feita as médias dos melhores modelos ajustados, entre as vazões ajustadas para o estudo do sistema de aquisição de dados. Onde foi observado que existe uma variabilidade pequenas entres dos os valores de D/uL que se

traduz numa influência pequena para a faixa de operação testada. Abaixo são apresentados os valores dos parâmetros matemáticos para o modelo de dispersão.

A Tabela 3 apresenta os parâmetros matemáticos termos tempo médios, variância, variância de teta e dispersão para as vazões estudadas.

Tabela 3: Valores dos parâmetros matemáticos do modelo de dispersão axial

Q ($L \cdot \text{min}^{-1}$)	\bar{t} (min)	σ^2 (min^2)	σ_θ^2	D/uL
2	1,350	2089,04	0,318	0,156
3	1,332	1633,62	0,255	0,127
4	1,082	944,70	0,224	0,108
5	0,892	703,07	0,245	0,118
6	0,899	817,95	0,281	0,137

Os valores obtidos na tabela acima são as médias das medidas coletadas para cada vazão estudada, é possível identificar que os melhores valores para o parâmetro de dispersão foi para as vazões de $4,0 L \cdot \text{min}^{-1}$ e $5,0 L \cdot \text{min}^{-1}$ o que também mostrou um tempo médio de passagem baixo em relação as demais vazões.

Com isso podemos determinar o modelo mais provável que uma partícula seja orgânica ou inorgânica, deve-se comportar no interior do reator eletroquímico.

As figuras 27 e 28 representam a influência dos parâmetros tempo médio e dispersão axial em relação as vazões estudadas.

Figura 27: Análise da influência do parâmetro tempo médio para as vazões trabalhadas.

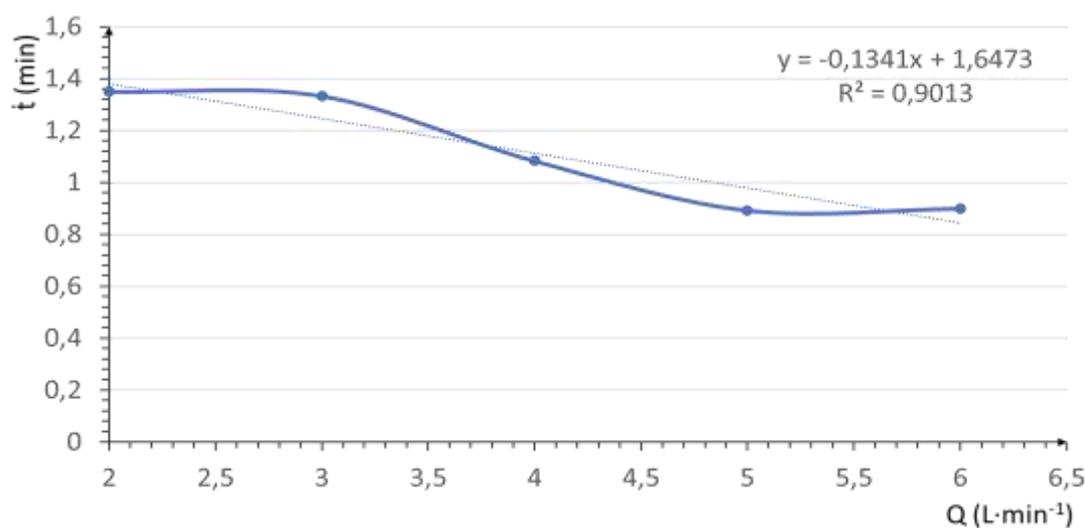
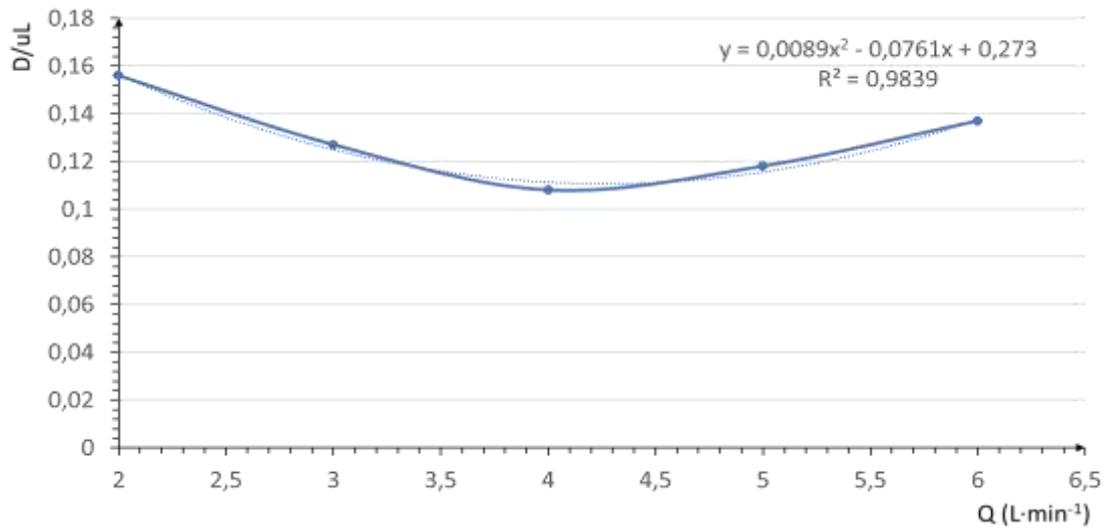


Figura 28: Análise da influência do parâmetro dispersão axial para as vazões trabalhadas.



As equações representam a influência da vazão mesmo que pequena para os parâmetros tempo médio e dispersão axial estudados. Onde quaisquer mudanças nas características do material a ser introduzido pode ser estimado sua distribuição no reator bem como o tempo médio que mesmo passará no seu interior.

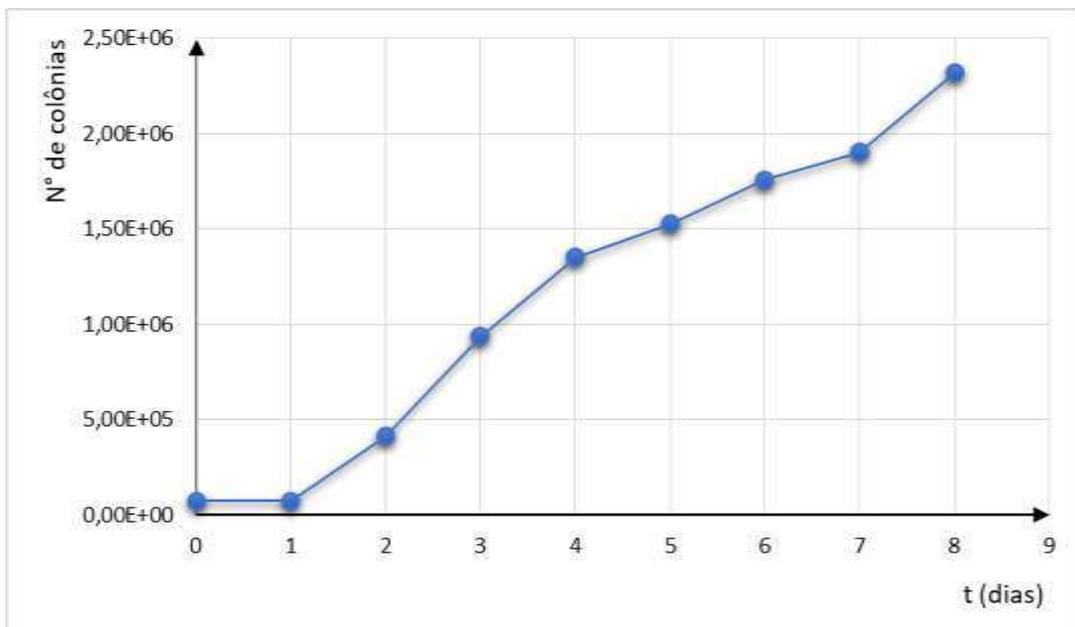
Etapa III

5.3 Estudo do crescimento de microalgas e estudo do potencial de desinfecção microbiológico.

5.3.1 Estudo do crescimento de microalgas

A Figura 29 apresenta a curva correspondente a densidade de células da espécie *Chorella sp.* em relação ao tempo de cultivo.

Figura 29: Variação no número de células de microalgas *Chorella sp.* em relação ao tempo de cultivo.



Como observado na Figura 29, o perfil mostra um crescimento exponencial em 8 (oito) dias de cultivo nas condições já mencionadas, chegando ao valor de $2,32 \times 10^6$ número de células por mililitro. Ferreira et al., 2012, estudou o crescimento de microalgas da espécie *Chorella sp.*, o qual atingiu um número máximo de $1,3 \times 10^7$ em 8,34 (oito dias e meio) de cultivo. Valor este não tão distante do cultivo feito neste trabalho, visto que o foco do trabalho não é o nível máximo de crescimento, mas sim o potencial de remoção microbiológico do reator eletroquímico.

Verificou-se que a microalga apresentou, em sua curva de crescimento, fase log com duração de um dia, período em que ocorreu pouca ou nenhuma divisão celular, pois as células se encontravam em estado de latência, decorrente da mudança das condições de cultivo. Nessa fase, a população de microalgas passa por um período de intensa

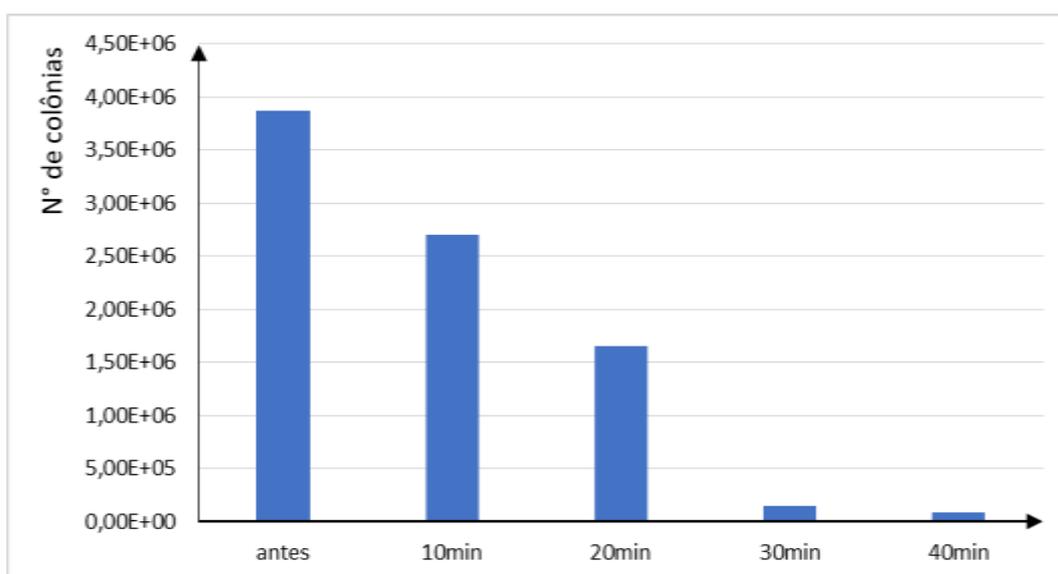
atividade metabólica, principalmente síntese de enzimas e de moléculas variadas. Após a fase log, as células entraram na fase exponencial ou de crescimento com duração de 7 dias (ALBERTS, 2010).

5.3.2 Potencial de desinfecção microbiológica para o reator eletroquímico com aplicação de diferentes potenciais elétricos.

Nesta parte do trabalho, estão os perfis de desinfecção microbiológica em função do tempo, feitas com microalgas da espécie *Chorella sp.* como indicador de contaminação. Por esse motivo a pesquisa foi desenvolvida preliminarmente, com microalga afim, de atingir um resultado satisfatório e posteriormente passar esses resultados para as espécies de microrganismos patogênicos a exemplo da *Escherichia Colli*.

Nas Figuras 30, 31, 32, 33 e 34 estão os perfis de desinfecções microbiológicas feitos para a espécie *Chorella sp.*, em relação ao tempo de passagem do reator eletroquímico, e a tensão aplicada. O fluxo de entrada foi de 4,0 L/min em sistema de alimentação contínua, com aplicação de 2 Volts de diferença de potencial para cada ensaio.

Figura 30: Perfil de diminuição no número de microalgas da espécie *Chorella sp.*, em função do tempo com aplicação de tensão de 2,0V no reator eletrolítico.

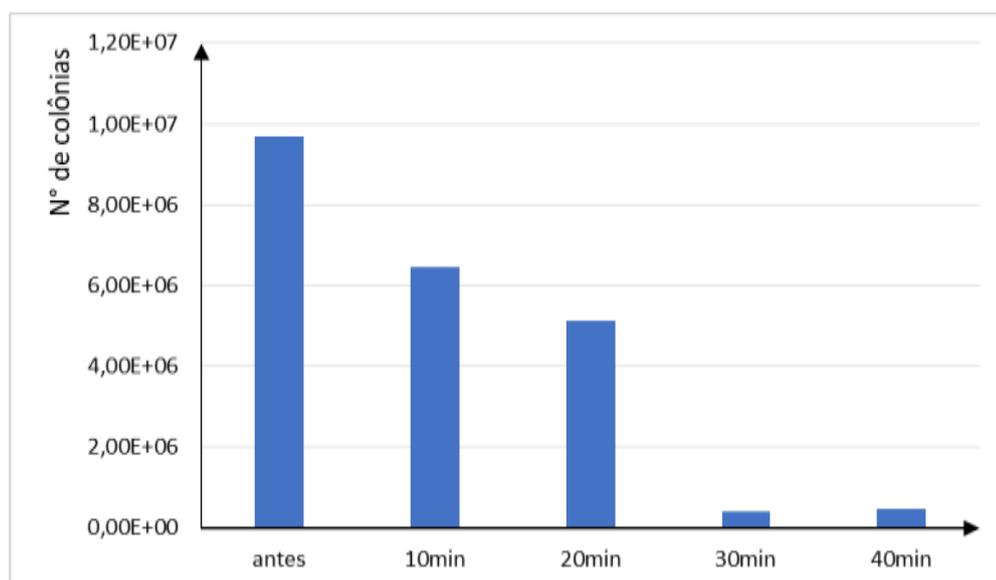


Observa-se, que em ambas as Figuras a uma diminuição no número de células de microalgas ao longo do tempo, para uma tensão de 2 volts. Com relação ao tempo, observa-se que para um tempo de 20 minutos de passagem o número de células cai pela

metade. Isto acontece por causa da resistência elétrica, mostrada anteriormente, o qual torna mais lento a migração iônica, diminuído com isto a eficiência de desinfecção microbiológica.

A Figura 31, apresenta o perfil de diminuição da microalga em função do tempo com aplicação de 4,0V.

Figura 31: Perfil de diminuição no número de microalgas da espécie *Chorella sp.* em função do tempo com tensão de 4,0V no reator eletrolítico.

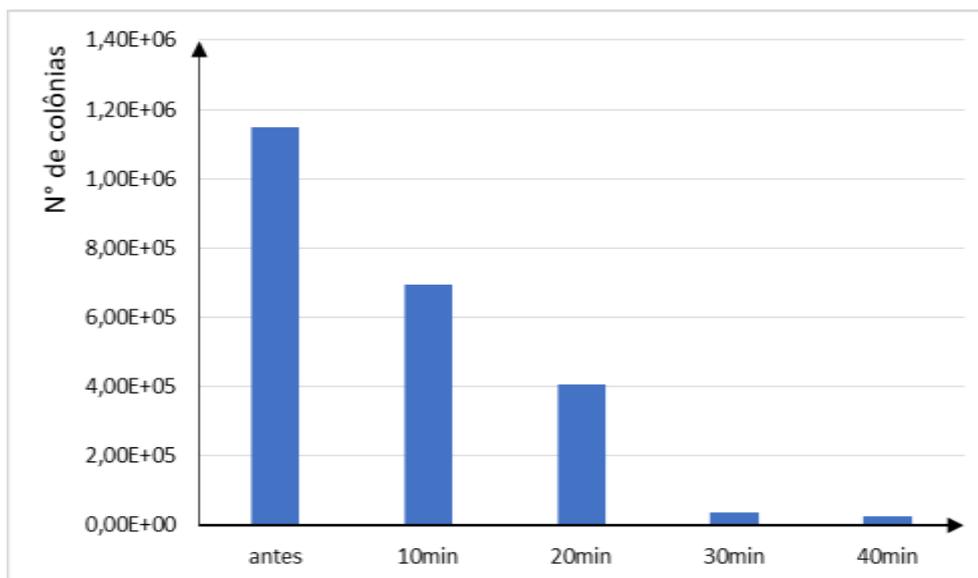


As Figuras acima apresentam um perfil mais acentuado na diminuição do número de células de microalgas ao passar pelo reator. Para um tempo de exposição de 10 min o campo elétrico formado no interior do reator, o número de células de microalgas é quase zero.

Segundo Brito et al. (2015), essa diminuição é ocasionada, pela geração de espécies fortemente oxidantes que são produzidas na superfície do ânodo (por exemplo; coloro ativo ou espécies reativas de oxigênio), que reage imediatamente com os microrganismos presentes na água, destruindo-os.

A Figura 32, apresenta o perfil de diminuição da microalga em função do tempo com aplicação de 6,0V sobre a mesma vazão de alimentação.

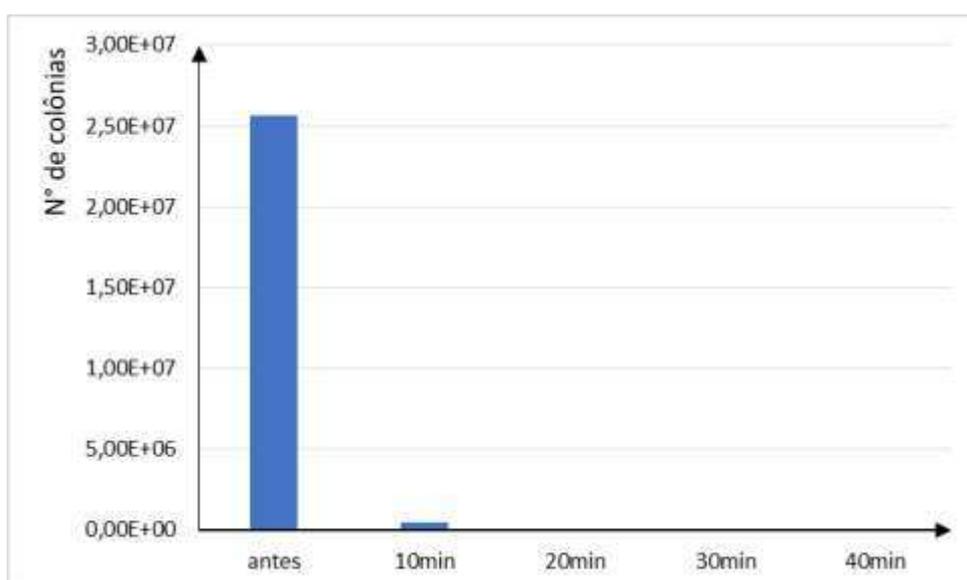
Figura 32: Perfil de diminuição no número de microalgas da espécie *Chorella sp.* em função do tempo com tensão de 6,0V no reator eletrolítico.



É visto na figura acima, uma diminuição mais acentuada nos valores de colônias de microalgas, devido ao aumento do potencial elétrico introduzido. Esta característica é devido a organismos vivos não suportarem descargas elétricas no interior de suas estruturas, ocasionando a eletroporação, que durante a aplicação de um campo elétrico as cargas ou dipolos elétricos das moléculas lipídicas são reorientados, enfraquecendo a barreira celular e por fim sua destruição.

Abaixo é mostrado a Figura 33, apresentando o perfil de diminuição bacteriológico com a aplicação de 8,0V.

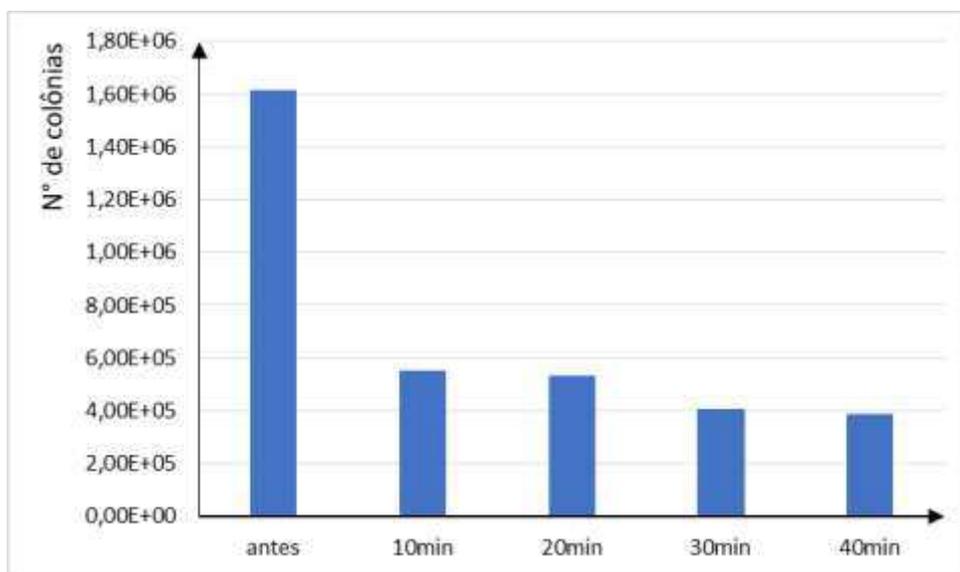
Figura 33: Perfil de diminuição no número de microalgas da espécie *Chorella sp.* em função do tempo com tensão de 8,0V no reator eletrolítico.



Fica nítido na Figura acima, uma queda abrupta no número de células de microalgas com a aplicação da diferença de potencial elétrico de 8,0V. Nota-se que logo

nos primeiros 10 minutos o número de microalgas é praticamente zero, e com o passar do tempo notou-se o não aparecimento de células para contagem nas demais alíquotas retiradas do ensaio.

Figura 34: Perfil de diminuição no número de microalgas da espécie *Chorella sp.* em função do tempo com tensão de 10,0V no reator eletrolítico.



Na Figura 34, pode ser visto o potencial de desinfecção microbiológica, não muito satisfatório, visto que, não apresenta um perfil de diminuição semelhante ao encontrado nos ensaios de 6,0 e 8,0V. Este perfil pode ser explicado pela alteração de corrente ocorrida no sistema ao se colocar essa diferença de potencial, visto que, pequenos curtos no sistema durante o ensaio ocasionando uma queda no potencial de diminuição das colônias de microalgas.

Abaixo pode ser visto uma tabela com os dados de remoção para todas as voltagens aplicadas.

Tabela 4: Percentual de diminuição no número de colônias de microalgas presente em água com aplicação de diferença de potencial elétrico em função do tempo.

amostras	2,0V		4,0V		6,0V		8,0V		10,0V	
	média	Remoção								
antes	3,87E+06	0,00%	9,68E+06	0%	1,15E+06	0,00%	2,56E+07	0,00%	8,54E+06	0,00%
10min	2,70E+06	30,17%	6,45E+06	33,34%	6,93E+05	39,71%	4,26E+05	98,34%	1,42E+05	65,92%
20min	2,32E+06	39,91%	5,12E+06	47,10%	4,05E+05	64,78%	3,78E+04	99,85%	1,26E+04	67,07%
30min	1,52E+05	96,06%	4,11E+05	95,76%	3,67E+04	96,81%	1,02E+04	99,96%	3,38E+03	74,73%
40min	8,17E+04	97,89%	4,66E+05	95,19%	2,28E+04	98,01%	7,41E+03	99,97%	2,47E+03	76,07%

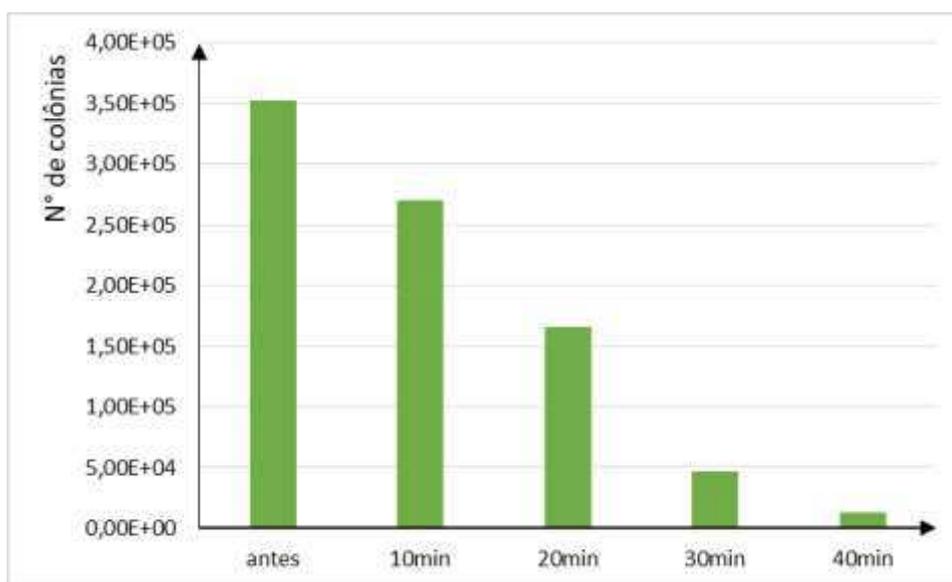
Como visto na tabela acima, todos os ensaios tiveram uma boa diminuição no número de colônias de microalgas, tendo em vista que todos obtiveram diminuições acima dos 30,0% nos 10 minutos iniciais. Contudo os ensaios de melhores resultados foram dos de 6,0 e 8,0V, que apresentaram uma diminuição bastante satisfatória com valores acima dos 60,0% após os 20 minutos de monitoramento.

No entanto, os ensaios de 10,0V apresentou pequenos curtos ao sistema decorrente do dimensionamento do reator para fins de operação com tensões maiores. Mas ainda de tal modo, apresentou dados de diminuição bastante promissores.

Com os dados obtidos pelo método TDM, onde ficou evidente a melhor vazão de operação para o sistema que foi de 4,0 l/min. E com os dados dos ensaios com microalgas com organismo indicador, onde o melhor resultado ficou com uma diferença de potencial aplicada de 8,0V.

Contudo, foi feito ensaios de comprovação da diminuição de organismos patógenos em águas e exemplo da *Escherichia coli*, cujo aparecimento é indicativo de contaminação de águas. Os ensaios foram feitos sobre vazão constante de 4,0 l/min e tensão de 7,0 e 8,0V afim de verificar o percentual de diminuição no número de colônias de *E. coli* com o tempo. Abaixo é visto o Figura 35, que mostra o perfil de diminuição de *E. coli* função da tensão aplicada.

Figura 35: Perfil de diminuição no número de microalgas da espécie *Escherichia coli* em função do tempo com tensão de 7,0V no reator eletrolítico.



Fica evidente na figura acima, perfil semelhante ao encontrado nos ensaios feitos com microalgas. Contudo a diminuição no número de colônias de *Escherichia coli* não foi semelhante ao esperado com 6,0V, mas mostrou uma satisfatória diminuição no número total ao final do ensaio, o que traduz numa melhora significativa na qualidade da água inoculada com E. coli.

Fica mostrado de forma mais clara quando comparamos as figuras de antes e depois dos ensaios feitos, como visto abaixo na figura 36 e 37.

Figura 36: Fotografias de placas antes do início dos ensaios para desinfecção microbiológica e depois da desinfecção, após 24 horas.

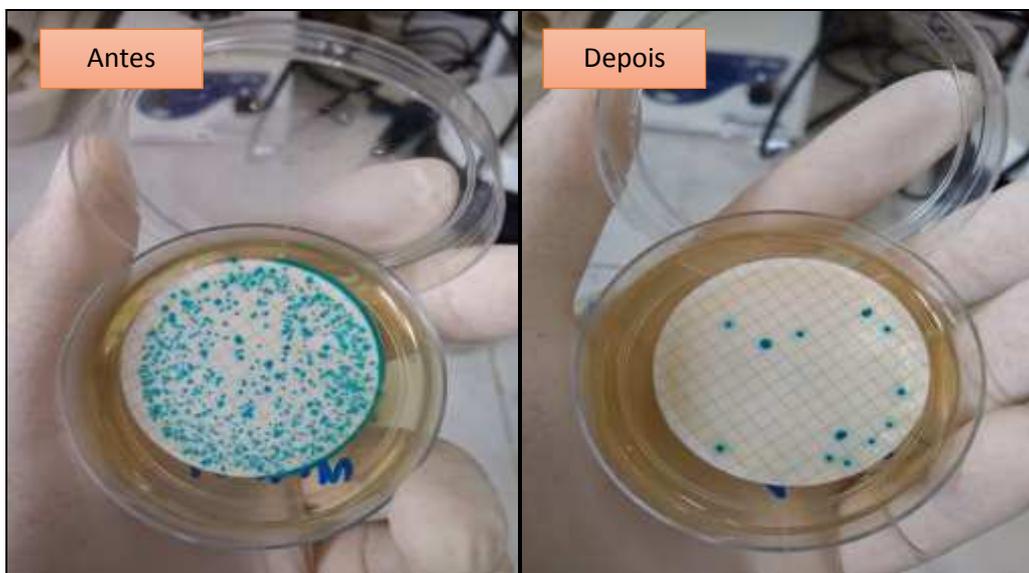
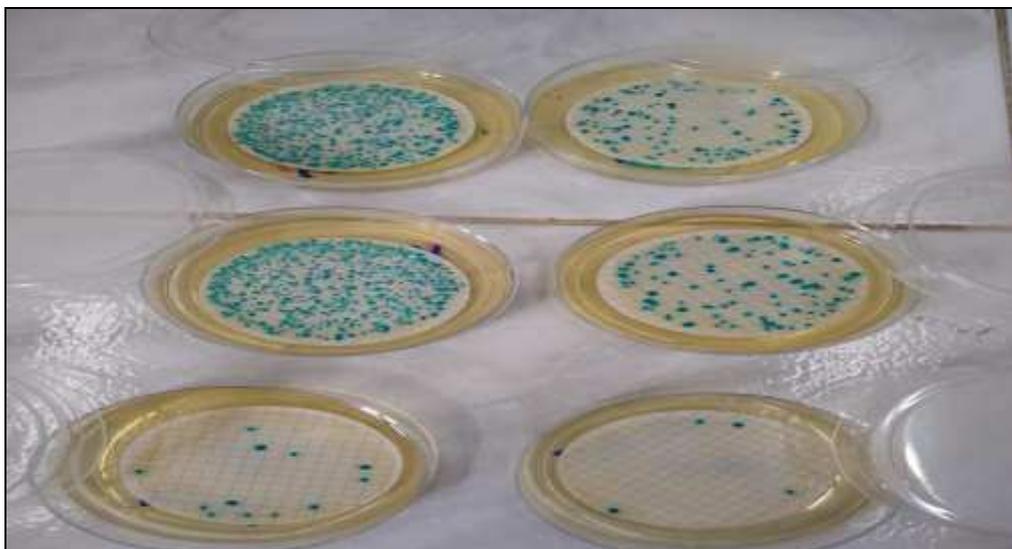


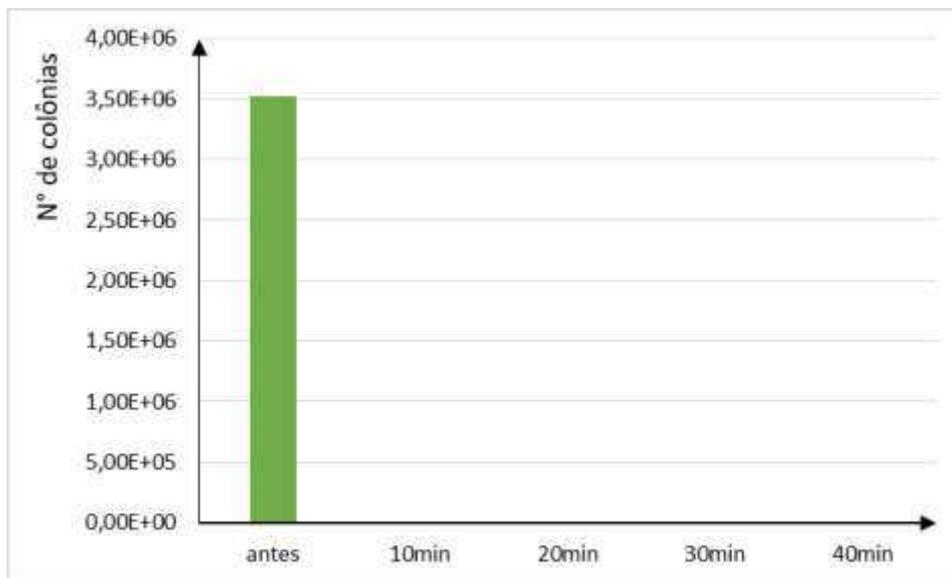
Figura 37: Fotografias de placas durante os ensaios para desinfecção microbiológica contendo *Escherichia coli*, após 24 horas.



Fica evidente nas Figuras acima uma satisfatória remoção no número final de organismos patogênicos presentes em água. Visto que, inicialmente a água para estudo contava com $3,52 \times 10^5$ colônias de bactérias da família *Escherichia coli* e ao final do experimento ficou com um número de $1,30 \times 10^4$. Segundo Brito et al. (2015), quando foi aplicado 0,33 A de corrente, a fração de bactérias sobreviventes de *B. subtilis*, *E. coli*, *S. aureus* e *Pseudomonas aeruginosa* foram reduzidas para 1% depois de 1h de tratamento eletroquímico.

Já segundo FENG, (2004) a bactéria *Legionella*, que se acreditava ser uma fonte de doença em torres de resfriamento e sistemas de água quente, diminuiu em quantidade de $3,4 \times 10^2$ para 1,7 CFU por cada 100 mL a 1,0 kV; ao passo que quando aplicado 1,5 kV não foram detectados resíduos dessa bactéria. Com tudo, abaixo é mostrado a Figura 38, onde pode ser visto o perfil de diminuição da bactéria *Escherichia coli* em função do tempo e da tensão aplicada.

Figura 38: Perfil de diminuição no número de microalgas da espécie *Escherichia coli* em função do tempo com tensão de 8,0V no reator eletrolítico.



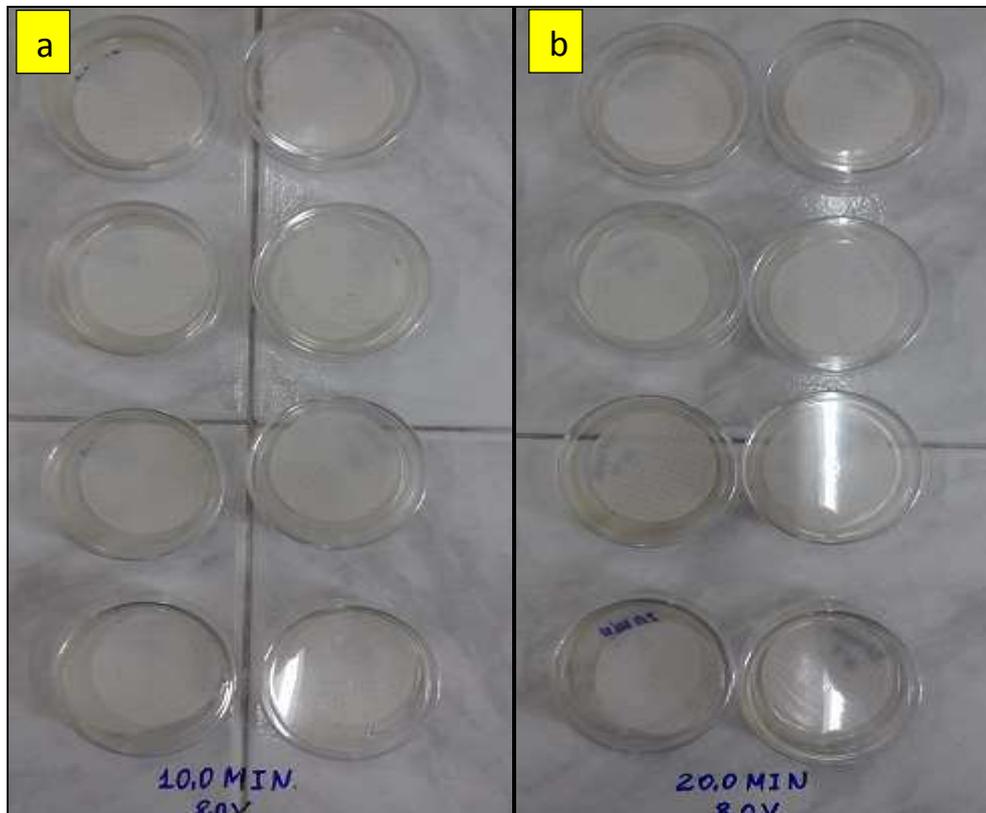
A cima pode ser visto um perfil, bastante promissor no que se refere a remoção bacteriológica de águas contaminadas por organismos patogênicos. Nota-se que no experimento, não houve registros de bactérias da família *Escherichia coli*, ao se aplicar uma diferença de potencial elétrica (tensão) de 8,0V. Isto porque houve eletroporação, ocasionando a destruição da membrana celular e assim a morte da célula bacteriana.

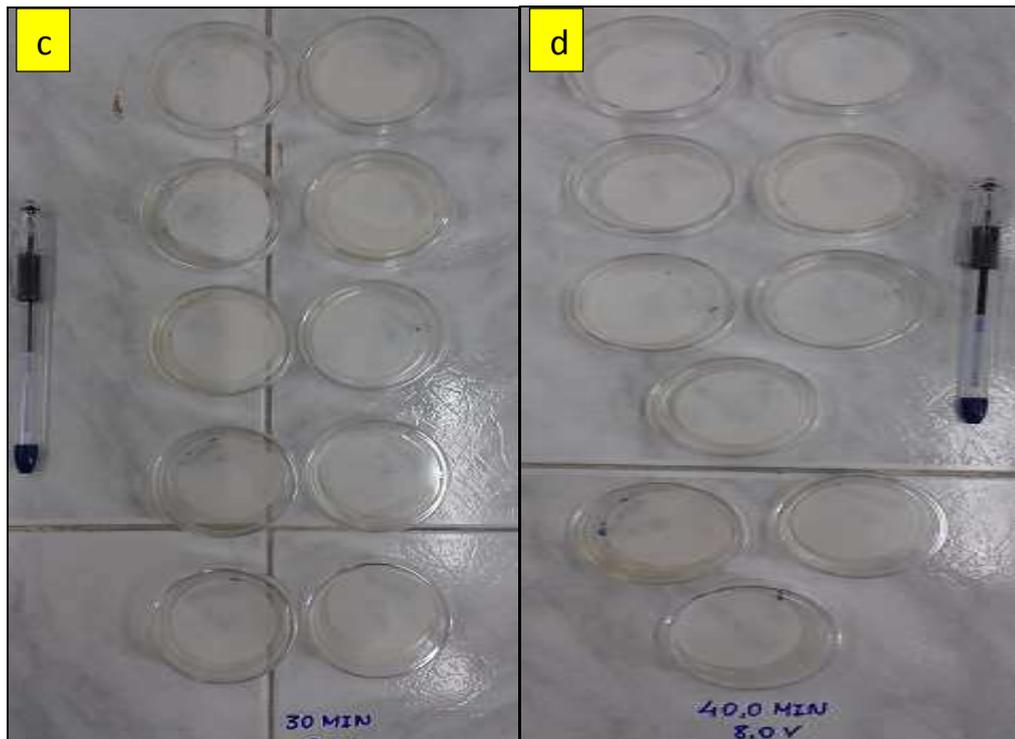
Que no início do experimento contava com $3,50 \times 10^6$, e logo após iniciado o experimento não houve qualquer proliferação de bactérias nas placas de contagem.

Segundo Patemarakis e Fountoukidis (1992), reduziram os coliformes totais (200-26800 células/mL) em água da torneira aplicando uma corrente elétrica de 2.5 mA.cm⁻² utilizando eletrodos de Ti, em 15,7 minutos.

Esses resultados ficam mais evidentes quando visto as fotografias das placas de contagem após 24 horas de incubação, como mostra a Figura 39.

Figura 39: Fotografias de placas durante os ensaios para desinfecção microbiológica com aplicação de tensão de 8,0V, contendo *Escherichia coli*, após 24 horas. (a) 10 minutos, (b) 20 minutos, (c) 30 minutos e (d) 40 minutos.





E visto nas Figuras acima os resultados dos experimentos feitos com água contamina com *E. coli*, com a aplicação de tensão 8,0V. É notado que esta tensão foi suficiente para eliminar totalmente as bactérias presentes no meio. Então fica claro o potencial de tratamento bacteriológico que o reator eletroquímico possui, dando assim uma alternativa aos tratamentos convencionais.

CAPÍTULO 6

CONCLUSÕES

6. CONCLUSÕES

As conclusões parciais obtidas foram as seguintes:

Na *Etapa I*.

- O parâmetro pH apresentou uma diminuição de 7,4 para 7,2 para o reator de 40,0cm³.
- O parâmetro de turbidez apresentou uma diminuição nos seus valores iniciais de 0,6 NTU para o reator de 40,0 cm³, para os valores finais de 0,2 NTU para o reator de 40,0 cm³.
- A condutividade elétrica não apresentou mudança em seus valores antes e depois da passagem da água pelos reatores. No que diz respeito à concentração de sais, observou-se o mesmo comportamento de diminuição para o reator eletroquímico.
- No parâmetro de cor também foi observado uma diminuição nos seus valores o qual inicialmente apresentava 15 e após passagem pelos reatores eletroquímicos apresentou valores de 5 caso do reator de valor nominal de 40,0 cm³.

Na *Etapa II*

- A densidade de corrente elétrica para o reator de 40,0 cm³ apresentou um perfil semelhante para uma diferença de potencial elétrico de 2,0 V, 4,0 V, 6,0 V e 8,0 V respectivamente. Para a diferença de potencial elétrico de 10,0 V, a mesma apresentou um comportamento quase linear na sua densidade de corrente, além de apresentar valores muito elevados.
- O tempo de residência apresentou perfis também semelhantes, para os experimentos feitos com 2,0 l/min, 3,0 l/min, 4,0 l/min, 5,0 l/min e 6,0 l/min onde apresentaram tempo médio de passagem abaixo de 1,30 minutos e distribuição axial entre 0,156 a 0,137 o que se traduz numa distribuição de escoamento pistonado. Sendo que, o experimento de 5,0 l/min apresentou o melhor tempo de passagem 0,892 minutos, enquanto que o experimento 4,0 l/min obteve a mais baixa distribuição axial cerca

de 0,108. Por conta disto sendo escolhida como o perfil de vazão mais adequado.

- Foi analisado a influência dos parâmetros tempo médio e dispersão axial onde pode-se inferir uma estimativa para quaisquer vazões dentro do sistema eletroquímico. Onde que, para o parâmetro do tempo médio chegou-se a essa equação $y = -0,1341x + 1,5132$ com $r^2 = 0,90$ e para o parâmetro da dispersão axial chegou-se a equação $y = 0,0089x^2 - 0,0583x + 0,2058$ com $r^2 = 0,984$.

Na Etapa III

- O potencial de desinfecção microbiológica se mostrou bastante satisfatório, tendo em vista que os estudos com 2,0V, 4,0V, 6,0V, 8,0V, e 10,0V apresentaram uma diminuição acentuada no número de colônias presente no meio aquoso. Com a aplicação de 2,0V de diferença de potencial há uma diminuição de cerca de 50% no número de colônias num tempo de 20 minutos de monitoramento. Para uma aplicação de 4,0V, este percentual chega a 10% do valor inicial com um tempo de 10 minutos de monitoramento. O que mostra ser um perfil de desinfecção bastante promissor para estudo. Para a aplicação de 6,0V e 8,0V, obteve valores de diminuição bastante favoráveis sendo que a diferença de potencial de 8,0V quase que 99% das colônias de microalgas sejam eliminadas. O experimento com 10,0V, mesmo apresentando um perfil de diminuição favorável não pode ser comparado com o de 8,0V, pois no experimento ocorreram pequenos curtos decorrente da aplicação desta tensão o que pode ter ocasionado esse baixo rendimento. Com estes resultados foi escolhido a tensão de 8,0V como a mais adequada para a remoção bacteriológica.
- Para os experimentos de diminuição bacteriológica das bactérias da família *Escherichia coli* foi usado uma vazão de 4,0 l/min e uma tensão de 8,0V como parâmetros mais adequados para remoção bacteriológica. Os experimentos feitos com esses parâmetros mostraram resultados excelentes no que diz respeito a diminuição de organismos patogênicos

em água. Visto que, no início de cada experimento havia cerca de $3,50 \times 10^6$ colônias de bactérias da família *Escherichia coli* e no decorrer de cada experimento não houve constatação de contaminação em nem uma das placas de contagem.

CAPÍTULO 7
PESPECTIVAS DO TRABALHO

7. Perspectiva do trabalho

O presente trabalho tem com perspectivas de trabalho os seguintes pontos:

1. Inclusão demais famílias de microrganismos, a fim de estudar o potencial de remoção biológico;
2. Estudo dos diversos arranjos do sistema eletroquímico, a fim de melhorar o processo de remoção biológico;
3. Estudar outros materiais como elétrodos, com o intuito de criar um banco de dados comparativo em relação ao nível de eficiência.

CAPÍTULO 8
REFERÊNCIAS

8. REFERÊNCIAS

ADHOUM, N. e MONSER, L. Decolourization and removal of phenolic compounds from olive mill wastewater by electrocoagulation. *Chemical Engineering and Processing* 43 (2004) 1281-1287. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com>. Acesso em: 21- de março – 2018.

AKEMI, S. R. **Distribuição do tempo de residência em sistemas de alimentação com vazão variável**. 2005. 64 p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

ALBERTS, B.; JOHNSON, A.; LEWIS, J.; RAFF, M.; ROBERTS, K.; WALTER, P. (2010). *Biologia molecular da célula*. Ed. Artmed, Porto Alegre, RS, 5ª ed. 1396 p.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20 ed. Washington: APHA, 1998, 937p.

ANDRADE, C. L. *Histopatologia e identificação da escherichia coli como agente causal da celulite aviária em frangos de corte*. 2005. 62 f. Dissertação de Mestrado (Mestrado em Med. Veterinária)- Universidade Federal Fluminense, Rio de Janeiro.

ANDREATTI FILHO, L. R. *Saúde aviária e doenças*. São Paulo: Roca, 2007. vol. 10, p. 112-117.

ANDRULEVICIUTE, V.; MAKAREVICIENE, V.; SKORUPSKAITE, V.; GUMBYTE, M. (2014). Biomass and oil content of *Chlorella* sp., *Haematococcus* sp., *Nannochloopsis* sp. and *Scenedesmus* sp. under mixotrophic growth conditions in the presence of technical glycerol. *Journal Applied Phycology*, v. 26, p. 83-90.

AGENCIA NACIONAL DE ÁGUA, ANA. *Fatos e tendências*. Brasília, 2009.

AZEVEDO, E. A. *Exclusão sanitária em Belo Horizonte - MG: caracterização e associação com indicadores de saúde*. 2003.175 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2003.

BABBITT, H. E.; DOLAND, J. J.; CLEASBY, J. L. *Abastecimento de água*. Tradução de Zadir Castelo Branco. São Paulo: Edgard Blücher LTD.; Universidade de São Paulo, 1962. 592 p.

- 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.
- BLERSCH, D.M.; KANGAS, P.C.; MULBRY, W.W. (2013). Turbulance and nutrient interactions that control benthic algal production in an engineered cultivation raceway. *Algal Research*, v. 2, p. 107-112.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. **Inspeção sanitária em abastecimento de água** / Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde. – Brasília: Ministério da Saúde, 2006.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria no 1.469, de 29 de dezembro de 2000. Anexo Norma de Qualidade da Água para Consumo Humano
- BRASIL. Ministério da Saúde. Programa Nacional de Vigilância em Saúde Ambiental Relacionada à Qualidade da Água para Consumo Humano. [Internet]. Disponível em: http://portal.saude.gov.br/portal/arquivos/pdf/programa_vigiagua.pdf em 01/09/2017.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº 35 de 13 de março de 1977. Estabelece normas para a qualidade das águas de abastecimento e fixação de normas de qualidade para água potável. *Diário Oficial da União* 1977.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Coordenação-Geral de Vigilância em Saúde Ambiental. Portaria MS n.º 518/2004 / Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde, Coordenação Geral de Vigilância em Saúde Ambiental – Brasília: Editora do Ministério da Saúde, 2005.
- Brasil. Fundação Nacional de Saúde. Manual prático de análise de água / Fundação Nacional de Saúde – 4. ed. – Brasília: Funasa, 2013. 150 p.
- BOTERO, W. G., “Caracterização de Lodo Gerado em Estações de Tratamento de Água: Perspectivas de Aplicação Agrícola”. *Quim. Nova*, Vol. 32, No. 8, 2018-2022, 2009.
- BUNCE, N. *Environmental Chemistry*”. 2a ed. Winnipeg: Wuerz Publishing Ltda., 1994.
- CAMPOS, J. N. S. *Vulnerabilidade do semi-árido às secas, sob o ponto de vista dos recursos hídricos*. Brasília, Projeto ÁRIDAS–RH, SEPLAN/PR, 1995.
- CAMPOS, L.C.; TRABULSI, L.R. Escherichia. In.: TRABULSI, L.R. et al. *Microbiologia*. 3 ed. São Paulo : Atheneu, 2002, p.215-228.
- CETESB (SÃO PAULO). L5.214: Coliformes Totais: Determinação pela Técnica de Membrana Filtrante. São Pulo. 2007. 2 p.

CHENG, X.; SHI, H.; ADAMS, C. D.; TIMMONS, T.; MA, Y.; Water Sci. Technol., Vol. 60, n.3, p.689-697, 2009.

CHEN, G. Electrochemical Technologies in Wastewater Treatment. Separation and Purification Technology 38 (2004) 11-41. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com>>. Acesso em: 19 – março - 2018.

CHISTI, Y. (2007). Biodiesel from microalgal. Biotechnology Advances, v. 25, p. 294–306.

COMNINELLIS, Ch.; Electrochim. Acta 1994, 39, 1857.

CRESPILHO, F. N.; REZENDE, M. O. O. Eletroflotação: princípios e aplicações. São Carlos: RiMa Editora, 2004. 96 p.

DANESHVAR, N. et al. Decolorization of C.I. Acid Yellow 23 solution by electrocoagulation process: Investigation of operational parameters and evaluation of specific electrical energy consumption (SEEC). Journal of Hazardous Materials (2007). Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com>>. Acesso em: 20 – março - 2018.

DEMIRBAS A. & DEMIRBAS M. F. (2010). Importance of algae oil as a source of biodiesel. Energy Conversion and Management, v. 52, p. 163-170.

DENARO, A. R. Fundamentos de eletroquímica. São Paulo: ed. Edgard Blücher, 1974, 161p.

DERNER, R. B.; OHSE, S.; VILELA, M.; CARVALHO, S. M.; FETT, R. (2006). Microalgas, produtos e aplicações. Ciência Rural, v. 36, p. 1959-1967.

Di Bernardo, L.; Dantas, A. D. B.; Métodos e Técnicas de Tratamento de Água, 2ª ed., Rima: São Paulo, 2005.

DRASAR, B.S.; HILL, M.J. The distribution of bacterial flora in the intestine. In: DRASAR, B.S.; HILL, M.J. (ed). *Human intestinal flora*. Academic Press, London. 1974. p. 36-43.

ESSADKI, A. H. et al. Electrocoagulation/electroflotation in an external –loop airlift reactor – Application to the decolorization of textile dye wastewater: A case study. Chemical Engineering and Processing (2007). Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com>>. Acesso em: 19 – março – 2018.

FARIA L. A.; Boodts, J. F. C.; Trassati, S.; Electrochim. Acta 1992, 37, 2511.

FERNANDES, F. LOPES, D. D.; ANDREOLI, C. V.; SILVA, S. M. C. P. Avaliação de alternativas e gerenciamento do lodo na ETE. In: ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING,

M.; FERNANDES, F. Lodo de esgotos: tratamento e disposição final: (Princípio do tratamento biológico de águas residuárias, 6). Belo Horizonte: DESA - UFMG/SANEPAR, 2001, v. 6, cap. 7, p.299-317.

FERNANDES NETO ML, FERREIRA AP. Perspectivas da sustentabilidade ambiental diante da contaminação química da água: desafios normativos. *Revista de Gestão Integrada em Saúde do Trabalho e Meio Ambiente*. 2007;2(4):1-4.

FERREIRA, W. B.; **Aproveitamento do concentrado da Dessalinização Via osmose Inversa para Desenvolvimento de *ChorellaSp.* e *ChorellaVulgaris* Visando a Produção de Biocombustível**. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – UFCG, Campina Grande – PB, 2012.

FERREIRA, A. B. H. Novo dicionário da língua portuguesa. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1975. 1.449 p.

FÓTI, G.; Gandini, D.; Comninellis, Ch; *Curr. Top. Electrochem*. 1997, 5, 71.

FRANCO, R. M. B. Protozoários de veiculação hídrica: relevância em saúde pública. *Revista Panamericana de Infectologia*, v.9, n.4, p.36-43, 2007.

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

Feng, C.; Suzuki, K.; Zhao, S.; Sugiura, N.; Shimada, S.; Maekawa, T.; Water disinfection by electrochemical treatment. *Bioresource Technology* 2004, 94, 21.

FUENTES, R.; PFÜTZER, T.; SECK, P. A logistic analysis of diarrhea incidence and access to water and sanitation. PNUD. 2006.

GBUREK, W.J.; SHARPLEY, A.N. Hydrologic controls on phosphorus loss from upland agricultural watersheds. *J. Environ. Qual.*, n. 27, p. 267-277, 1997.

GEAN, C.; CAVERO, C. Distribuição Do Tempo De Residência Em. 2008.

GIACOMAN, G.V. Analisis de la hidrodinamica de un reactor de flujo piston. *Ingenieria Revista Academica*. v.7 p. 7-19. Universidad Autónoma de Yucatán. 2003.

Grechi SQ. Avaliação da eficiência de métodos rápidos usados para detecção de Coliformes Totais e Coliformes Fecais em amostras de água, em comparação com a técnica de fermentação em tubos múltiplos. 2005. 104 f. Dissertação de Mestrado.

GUILLARD, R. R. L.; LORENZEN, C. J. 1972. Yellow-green algae with chlorophyllid-c. *Journal of Phycology*, 8: 10-14.

HAKALIN, N.L.S. Otimização das condições de cultivo da microalga *scenedesmus sp.* para a produção de biodiesel, (2014).

HELLER L. e PÁDUA V. L., **Abastecimento de água para consumo humano**. - 2. ed. rev. e atual.- Belo Horizonte: Editora UFMG, 2010.

HOLT, P. K. Electrocoagulation: unraveling and synthesising the mechanisms behind a water treatment process. 2002. 221p. Tese de Doutorado – Departamento de Engenharia Química, Universidade de Sydney, Austrália.

HOLT, P. K. et al. The future for electrocoagulation as a localised water treatment technology. *Chemosphere* 59 (2005) 355-367. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com>>. Acessado em: 20 – março – 2018.

HUANG, G.; CHEN, F.; WEI, D. ZHANG, X.; CHEN, G. (2010). Biodiesel production by microalgal biotechnology. *Applied Energy*. v. 87, n. 1, p. 38-46.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE (2008). Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008. Rio de Janeiro. Brasil.

IBGE – Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Censo demográfico de 1990*, 1991.

Jorquera, M. A.; Valencia, G.; Eguchi, M.; Katayose, M.; Riquelme, C.: Disinfection of seawater for hatchery aquaculture systems using electrolytic water. *Aquaculture* 2002, 207, 213.

Lee H, et al. (2008) Diphosphothreonine-specific interaction between an SQ/TQ cluster and an FHA domain in the Rad53-Dun1 kinase cascade. *Mol Cell* 30(6):767-78 (2008).

Leoneti AB, Prado EL, Oliveira SVWB, Saneamento básico no Brasil: considerações sobre investimentos e sustentabilidade para o século XXI. **Ver Adm Pública** 2011; 45(2): 331-348.

LEVENSPIEL, O.; Engenharia das Reações Químicas, 4ª. Ed., São Paulo: Edgard Blücher, 2010.

LOPES, M. S. M. F., Tese: Potencial de microalgas na redução da salinidade de águas salobras visando à produção de biomassa como fonte de energia, 2017.

MAMERI, N. et al. Defluoridation of septentrional of Sahara water of North Africa by electrocoagulation process using bipolar aluminum electrodes. *Water Research* 32 (1998) 1604–1612. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com>>. Acesso em: 10 de abril de 2018.

MATTESON, M. J. et al. Electrocoagulation and separation of aqueous suspensions of ultrafine particles. *Colloids and Surfaces* 104 (1995) 101-109. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com>>. Acesso em: 10 de abril de 2018.

MINISTERIO DO MEIO AMBIENTE Acesso: <http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/aguas-urbanas/mananciais>, acessado em 21/08/17.

MÉLO, T.J.A., CANEVAROLO JR, S V., Determinação da Distribuição de Tempos de Residência em Tempo Real no Processamento Reativo de Blendas Poliméricas. *Polímeros*, vol.12, nº4, pp.255-264, 2002.

MOLLAH, M. Y. A. et al. Electrocoagulation (EC) – science and applications. *Journal of Hazardous Materials* B84 (2001) 29-41. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com>>. Acesso em: 10 de abril de 2018.

MONTENEGRO, L.; SIQUEIRA, S. O esgoto que não entrou pelo cano. Reportagem, Belo Horizonte, ano III, n.32, p.13-14, mai. 2002.

NAGAVI, B.; MALONE, R. F.; *Water Research*, Vol. 20, n.3, p.377–83, 1986.

NAKAJIMA, N., NAKANO, T., HARADA, F., TANIGUCHI, H., YOKOYAMA, I., HIROSE, J., SANO, K. (Maio de 2004). Evaluation of disinfective potential of reactivated free chlorine in pooled tap water by electrolysis. *Journal of Microbiological Methods*, 57(2), 163-173.

NOWAK, I. & ZIOLEK, M. (2005). Niobium compounds: preparation, characterization, and application in heterogeneous catalysis. *Chemical Reviews*, v. 99, n. 12, p. 3603- 3624.

OHORASE, S; DERNER, R. B.; OZÓRIO, R. A.; BRAGA, M. V. da C. P.; Produção de biomassa e teores de carbono, hidrogênio, nitrogênio, e proteínas em microalgas. *Ciências Rural*. Brasil, 39, nº 6, 1760-1767, 2009.

OHSE, Silvana et al. Crescimento de microalgas em sistema autotrófico estacionário, *Biotemas*, 21 (2): 7-18, ISSN 0103 – 1643. Acesso em: 13 de março de 2018.

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.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE. Guia para la vigilancia y control de la calidad del agua para consumo humano. Lima: Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente, 2001. 336p.

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.

- PATERMARAKIS, G.; FOUNTOUKIDIS, E. Disinfection of water by electrochemical treatment. *Water Research* 1990, 24, 1491.
- PAVANELLI, G. Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor ou turbidez elevada. São Carlos, SP. 233p. (Dissertação Mestrado) – Universidade de São Paulo, 2001. Disponível em <www.usp.com.br>. Acesso em 25/05/2011.
- Pelegrini, R.; Freire, R. S.; Duran, N.; Bertazzoli, R.; *Environ. Sci. Technol.* 2001, 35, 2849.
- PLANO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS. Acesso: <http://www.mma.gov.br/publicacoes/agua/category/42-recursos-hidricos>, acessado em 24/07/2017.
- PORTO, M.F.A.. (1995). Aspectos Qualitativos do Escoamento Superficial m Áreas Urbanas. In:TUCCI,USEPA. (1997). *Urbanization and Streams: Studies of Hydrologic Impacts*. EPA. 841-R-97-009. Washington, DC.
- PRÜSS, A.; KAY, D.; FEWTRELL, L.; BARTRAM, J. Estimating the burden of disease from water, sanitation, and hygiene at a global level. *Environmental Health Perspectives*, v. 110, n. 5, p. 537-542, 2002.
- Qualidade da água e padrões de potabilidade: abastecimento de água: guia do profissional em treinamento: nível 2 / Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (org.). – Belo Horizonte: RECESA, 2007.
- 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.
- REBOUÇAS, A.C., 1997. Água na região Nordeste: desperdício e escassez. *Est. Avançados* 11, 1 – 28.
- REBOUÇAS, A. C. Água no Brasil: abundância, desperdício e escassez. *Bahia Análise & Dados*, Salvador, v. 13, n. especial, p. 341-345, 2003.
- RESOLUÇÃO N° 357**, DE 17 DE MARÇO DE 2005 Publicada no DOU n° 053, de 18/03/2005, págs. 58-63. Alterada pela Resolução 410/2009 e pela 430/2011.
- REYNOLDS C. S. (2006). *Ecology of Phytoplankton - Ecology, Biodiversity and Conservation*. Cambridge.
- ROSENBERG, J.; OYLER, G.; WILKINSON, L.; BETENBAUGH, M. A green light for engineered algae: redirecting metabolism to fuel a biotechnology revolution. *Biotechnology*, v. 19, p. 430-436, 2008.

Savall, A.; *Chimia* 1995, 49, 23

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.

Schoen, D. T., Schoen, A. P., Hu, L., Kim, H. S., Heilshorn, S. C., & Cui, Y. (Agosto de 2010). High Speed Water Sterilization Using One-Dimensional Nanostructures. *Nano Letters*, 10, 3628-3632. doi:10.1021/nl101944e

SHEN, Z. M. et al. Methods to improve electrochemical treatment effect of dye wastewater. *Journal of Hazardous Materials B131* (2006) 90-97. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com>>. Acesso em: 19 – março - 2018.

SIEBURTH, J.M.C.N.; SMETACEK, V.; LENZ J. (1978). Pelagic ecosystem structure: heterotrophic compartments of the plankton and their relationship to plankton size fractions. *Limnology and Oceanography*, v. 23, p. 1256–63.

SIMOND, O.; SCHALLER, V.; COMNINELLIS, Ch.; *Electrochim. Acta* 1997, 42, 2009.

Singh, R. K., Babu, V., Philip, L., & Ramanujam, S. (janeiro de 2016). Disinfection of Water Using Pulsed Power Technique: Effect of System Parameters and Kinetic Study. *Chemical Engineering Journal*, 284, 1184-1195. doi:<https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.09.019>.

Silva DM. Avaliação microbiológica das águas de bebedouros de duas instituições de ensino da cidade de Paracatu – MG, em relação à presença de Coliformes Totais e *Escherichia coli*. 2012. 85 f. Monografia (Graduação) –Faculdade Tecsona. 2012.

SOUZA CF, Bacicurinski I, Silva EFF. Avaliação da qualidade da água do rio Paraíba do Sul no município de Taubaté – SP. **R Bioc** 2010; 16(1): 16-23.

SUPERINTENDÊNCIA DO DESENVOLVIMENTO DO NORDESTE (1997). *A problemática e a política de terra e água do Nordeste*. Recife, Sudene, série Projeto Nordeste, 7.

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.

TANG, D.; HAN, W.; LI, P.; MIAO, X.; ZHONG, J. (2011). CO₂ Fixation and fatty acid

composition of *Scenedesmus obliquus* and *Chorella pyrenoidosa* in response to different CO₂ levels. *Bioresource Technology*, v. 102, p. 3071-3076.

TEIXEIRA, J. C. Associação entre cenários de saneamento e indicadores de saúde em crianças: estudo em áreas de assentamento subnormal em Juiz de Fora-MG. 2003. 278 p. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2003.

TICIANELLI, E. A.; GONZALEZ, E. R. *Eletroquímica*. 2ª Edição. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2005, 220p.

TRASSATI, S.; *Electrochim. Acta* 2000, 45, 2377.

TOKUDA, H.; Nakanishi, K. Application of direct current to protect bioreactor against contamination. *Bioscience, Biotechnology, and Biochemistry* 1995, 59, 753.

VIEIRA, A. D. R. *Cadernos de Educação Ambiental Água para a Vida, Água para Todos: Livro das Águas*. Brasília: WWF-Brasil, 2006. 72p. ISBN 85-86440-18-3.

VIÊGAS, C.V. **Extração e caracterização dos lipídeos da microalga *Chlorellapyrenoidosa* visando à produção de ésteres graxos**. Dissertação (Mestrado). Rio Grande: Universidade Federal do Rio Grande, 2010.

VIK, E. A. et al. Electrocoagulation of potable water. *Water Research* 18 (11) (1984) 1355-1360.

VON SPERLING, M. *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 2.ed. v.1. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA, Universidade Federal de Minas Gerais.

WIMMER, A. C. S., Dissertação de mestrado: Aplicação do processo eletrolítico no tratamento de efluentes de uma indústria petroquímica, Rio de Janeiro, 2007.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION/UNICEF. *Water Sanitation Health: joint report*. 2004.

WRI – World Resources Institute. Oxford University Press, *World Resources 1990-91-Essential data on 146 countries*, tab. 22.1, p 331, 1990.

Yarmush, M. L., Golberg, A., Serša, G., Kotnik, T., & Miklavčič, D. (2014). Electroporation-based technologies for medicine: principles, applications, and challenges. 295-320. doi:10.1146/annurev-bioeng-071813-104622.