

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
DEPARTAMENTO ACADÊMICO DE ENGENHARIA AMBIENTAL
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL**

ANA LÍGIA DO NASCIMENTO MARTINS

**ESTUDO DA VARIAÇÃO DE CONCENTRAÇÃO DE CLORETO DE SÓDIO NO
PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO APLICADO AO TRATAMENTO DE ÁGUA**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

LONDRINA

2017

ANA LÍGIA DO NASCIMENTO MARTINS

**ESTUDO DA VARIAÇÃO DE CONCENTRAÇÃO DE CLORETO DE SÓDIO NO
PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO APLICADO AO TRATAMENTO DE ÁGUA**

Trabalho de conclusão de curso apresentado à disciplina Trabalho de Conclusão de Curso 2, do Curso Superior de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Londrina, como requisito parcial para a obtenção do título de Engenheiro Ambiental.

Orientadora: Profa. Dra. Joseane Debora Peruço Theodoro

LONDRINA

2017



Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Campus Londrina
Coordenação de Engenharia Ambiental



TERMO DE APROVAÇÃO

Estudo da Variação de Concentração de Cloreto de Sódio no Processo
Eletrocoagulação Aplicado ao Tratamento de Água

por

Ana Lígia do Nascimento Martins

Monografia apresentada no dia 12 de junho de 2017 ao Curso Superior de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina. O candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho _____ (aprovado, aprovado com restrições ou reprovado).

Prof. Dr. Ajadir Fazolo
(UTFPR)

Profa. Msa. Isabela Bruna Tavares Machado Bolonhesi
(UTFPR)

Profa. Dra. Joseane Débora Peruço Theodoro
(UTFPR)
Orientadora

Profa. Dra. Edilaine Regina Pereira
Responsável pelo TCC do Curso de Eng. Ambiental

A Folha de Aprovação assinada encontra-se na Coordenação do Curso.

AGRADECIMENTOS

À Deus, por me abençoar com saúde e sabedoria durante essa jornada, e por colocar pessoas tão especiais em minha vida.

Aos meus pais, Juarez Martins e Roneide Martins, por não medirem esforços ao me dar o suporte necessário para concluir a graduação, e por todas as palavras de incentivo, amor e fé em meio às dificuldades.

Ao meu irmão, Jorge Lucas Martins, pela amizade, apoio, e alegria transmitidos.

Ao meu namorado, Luiz Antônio Ronsani, pela paciência, carinho e atenção em todos os momentos, mesmo à distância.

À minha orientadora Profa. Dra. Joseane Theodoro, pela oportunidade de executar este trabalho, pelos ensinamentos e conselhos que tanto me motivaram. Agradeço também ao seu esposo Dr. Paulo Theodoro, pelas valiosas orientações na primeira fase desse projeto.

Aos funcionários da SAMAE de Ibiporã, pelo atendimento cordial nos dias de coleta, e também ao meu colega Bruno Kenzo, por toda ajuda nesses momentos.

Aos professores da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina, por agregarem tanto conhecimento à minha vida profissional.

RESUMO

MARTINS, Ana L. N. Estudo da variação de concentração de cloreto de sódio no processo de eletrocoagulação aplicado ao tratamento de água. 2017. 69 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Ambiental). Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

A disponibilidade e qualidade das águas para o consumo humano, é uma das grandes preocupações atuais, intensificando a busca por processos alternativos de tratamento de água. A eletrocoagulação, que consiste na coagulação de partículas poluentes por meio da oxidação de eletrodos, via tensão elétrica, é uma alternativa eficiente, pois dispensa a adição de coagulantes. O objetivo deste estudo foi aplicar a eletrocoagulação no tratamento de água, utilizando diferentes concentrações de cloreto de sódio (NaCl), a fim de identificar a concentração ideal, que resulte nas melhores remoções de cor aparente, turbidez e sólidos, além de análise da variação do pH, condutividade elétrica, e custo do tratamento, baseado no consumo dos eletrodos e de energia elétrica. Foram realizados 12 ensaios de eletrocoagulação de 80 minutos, utilizando eletrodos de alumínio, para duas amostragens de água do Ribeirão Jacutinga. A amostragem 1 com 128 uH de cor aparente, 47,1 uT de turbidez e 125 mg.L⁻¹ de sólidos totais, e a amostragem 2 com 95 uH de cor aparente, 33,4 uT de turbidez e 40 mg.L⁻¹ de sólidos totais. A adição de NaCl foi realizada em duas faixas de concentração, de 1 a 5 mg.L⁻¹ na amostragem 1, e de 50 a 250 mg.L⁻¹ na amostragem 2. Verificou-se que o NaCl auxiliou na remoção de cor e turbidez, porém aumentou a concentração de sólidos. Houve pouca mudança no pH, e aumento da condutividade elétrica. O desgaste dos eletrodos foi maior com maiores concentrações de NaCl, e o consumo de energia aumentou, devido maior passagem de corrente elétrica. Concluiu-se que os melhores resultados foram obtidos com 5 mg.L⁻¹ de NaCl, resultando em 98,44% e 92,51% de remoção de cor aparente e turbidez, respectivamente, custando R\$ 0,64 para cada m³ de água tratada.

Palavras-chave: Tratamento de água; eletrocoagulação; cloreto de sódio.

ABSTRACT

MARTINS, Ana L. N. The study of sodium chloride variation in the electrocoagulation process applied to water treatment. 2017. 69 p. Undergraduate thesis (Environmental Engineering). Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

The availability and quality of water intended for human consumption, is one of the main concerns in the present days, which has intensified the search for alternative water treatment process. Electrocoagulation, which consists of the coagulation of pollutant particles through electrode oxidation, via electric voltage, it is an efficient alternative, since it does not require the addition of coagulants. The aim of this study was to apply electrocoagulation process in water treatment, using different concentrations of sodium chloride (NaCl), to identify the ideal concentration, which returns the best removal of color, turbidity, and solids; besides, an analysis of pH variation, electrical conductivity, and treatment cost, based on electrodes wear and electric energy consumption. Twelve electrocoagulation assays of 80 minutes were performed, using aluminum electrodes, for two water samples from the Ribeirão Jacutinga. The sample 1 with 128 uH of color, 47.1 uT of turbidity and 125 mg.L⁻¹ of total solids, and the sample 2 with 95 uH of color, 33.4 uT of turbidity and 40 mg.L⁻¹ of total solids. The addition of NaCl was performed in two concentration ranges, from 1 to 5 mg.L⁻¹ for sample 1, and 50 to 250 mg.L⁻¹ for sample 2. It was verified that, NaCl aided the removal of color and turbidity, but it increased the concentration of solids. There was a little change in pH, and an increasing in electrical conductivity. The wear of the electrodes was higher with higher concentrations of NaCl, and the energy consumption increased, due to greater passage of electric current. It was concluded that, the best efficiencies were obtained with 5 mg.L⁻¹ of NaCl, resulting in 98.44% and 92.51% in color and turbidity removal, respectively, costing R\$ 0.64 per m³ of treated water.

Key-words: Water treatment; electrocoagulation; sodium chloride.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Etapas do tratamento de água convencional.	11
Figura 2 - Esquema de reator de eletrocoagulação de bancada.	13
Figura 3 - Esquema de reator de eletrocoagulação de bancada com configuração de eletrodos em paralelo.	15
Figura 4 - Esquema de reator de eletrocoagulação de bancada com configuração de eletrodos em série.	16
Figura 5 - Mapa de localização da SAMAE - Ibiporã, PR.	21
Figura 6 - Amostragem 1 sendo realizada na SAMAE Ibiporã.	22
Figura 7 - Laboratórios de Saneamento e Poluentes Atmosféricos da UTFPR - Câmpus Londrina.	23
Figura 8 - Reator em nível de bancada. A) Sistema de eletrodos monopolares; B) Recipiente utilizado no reator; C) Agitador magnético; D) Fonte de corrente elétrica. ...	24
Figura 9 - Reator de eletrocoagulação em nível de bancada. A) Sistema de eletrodos monopolares; B) Recipiente de acrílico; C) Agitador magnético; D) Fonte contínua de 12V.	24
Figura 10 - Sistema de eletrodos monopolares de alumínio.	25
Figura 11 - Fonte ATX Vcom utilizada nos ensaios de eletrocoagulação.	26
Figura 12 – Aspecto bruta das amostragens de água do Ribeirão Jacutinga.	32
Figura 13 - Eficiências de remoção de cor aparente nos ensaios da amostragem 1.	33
Figura 14 - Eficiências de remoção de cor aparente nos ensaios da amostragem 2.	33
Figura 15 - Comparação entre aspecto da amostra bruta e ensaio 6, ambos da amostragem 1: A) Amostra bruta; B) Ensaio 6 aos 80 minutos do processo de eletrocoagulação.	35
Figura 16 - Aspecto do ensaio 4 aos 80 minutos de eletrocoagulação - Amostragem 1: A) Vista frontal; B) Vista superior; c) Vista lateral do eletrodo.	35
Figura 17 - Aspecto do ensaio 4 para amostragem 2: A) Amostra Bruta; B) Ensaio 4 aos 80 minutos de eletrocoagulação – Vista frontal; C) Ensaio 4 aos 80 min – Vista lateral.	37
Figura 18 - Eficiências de remoção de turbidez nos ensaios da amostragem 1.	38

Figura 19 - Eficiências de remoção de turbidez nos ensaios da amostragem 2.....	38
Figura 20 - Eficiências de remoção de sólidos nos ensaios da amostragem 1.	40
Figura 21 - Eficiências de remoção de sólidos nos ensaios da amostragem 2.	41
Figura 22 - Aspecto das amostras utilizadas para determinação de sólidos. A) Ensaio1; B) Ensaio 2; C) Ensaio 3; D) Ensaio 4; E) Ensaio 5; F) Ensaio 6.....	41
Figura 23 - Variação da condutividade elétrica nos ensaios da amostragem 1.....	43
Figura 24 - Variação da condutividade elétrica nos ensaios da amostragem 2.....	44
Figura 25 - Relação entre condutividade elétrica e sólidos totais, fixos e voláteis nos ensaios da amostragem 2.	46
Figura 26 - Variação do pH nos ensaios da amostragem 1.....	47
Figura 27 - Variação do pH nos ensaios da amostragem 2.....	47
Figura 28 - Eletrodos após 80 minutos de eletrocoagulação. A) Acúmulo de sólidos nos eletrodos. B) Aspecto do material acumulado.	50

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Parâmetros de qualidade analisados.	27
Tabela 2 - Planejamento experimental para as amostragens 1 e 2.	28
Tabela 3 - Dados de sólidos totais, fixos e voláteis para as amostragens 1 e 2.	29
Tabela 4 - Consumo teórico e experimental dos eletrodos para as amostragens 1 e 2.	29
Tabela 5 - Valores brutos das amostragens 1 e 2.	31
Tabela 6 – Relações obtidos entre as séries de sólidos e condutividade elétrica.	46
Tabela 7 - Consumo teórico dos eletrodos de alumínio das amostragens 1 e 2.	49
Tabela 8 - Consumo experimental dos eletrodos de alumínio para as amostragens 1 e 2.	50
Tabela 9 - Consumo de energia elétrica para as amostragens 1 e 2.	52
Tabela 10 - Custo do processo de eletrocoagulação para as amostragens 1 e 2.	53

LISTA DE ABREVIATURA E SIGLAS

ANA	Agência Nacional das Águas
ANEEL	Agência Nacional de Energia Elétrica
APHA	American Public Health Association
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
EC	Eletrocoagulação
ETA	Estação de Tratamento de Água
MS	Ministério da Saúde
NTU	Unidades Nefelométricas de Turbidez
OMS	Organização Mundial da Saúde
ONU	Organização das Nações Unidas
PVC	Policloreto de Vinil
SAMAE	Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto
SANEPAR	Companhia de Saneamento do Paraná
SUREHMA	Superintendência de Recursos Hídricos e Meio Ambiente
VMP	Valor Máximo Permitido
RPM	Rotações por minuto

LISTA DE SIMBOLOS

A	Ampére
$A.m^{-2}$	Ampére por metro quadrado
A_1	Amostragem 1
A_2	Amostragem 2
cm	Centímetros
$C.mol^{-1}$	Coulombs por mol
Ca^{2+}	Íon Cálcio
Cl^-	Íon Cloreto
$^{\circ}C$	Graus Celsius
C_{oper}	Custo total de operação do sistema
C_{energ}	Consumo de energia elétrica
C_{elet}	Consumo do eletrodo
F	Constante de Faraday
g	Grama
$g.C^{-1}$	Gramas por Coulomb
$g.L^{-1}$	Gramas por Litro
$g.mol^{-1}$	Gramas por mol
h	Horas
H_2	Gás hidrogênio
HCO^{3-}	Íon Bicarbonato
km	Quilômetro
$kg.Al.m^{-3}$	Quilograma de Alumínio por metro cúbico
$kg.m^{-3}$	Quilograma por metro cúbico
kWh	Quilowatt-hora
$kWh.m^{-3}$	Quilowatt-hora por metro cúbico
L	Litro
m^3	Metro cúbico
mm	Milímetro
min	Minuto

mg	Miligrama
mg.L ⁻¹	Miligrama por Litro
mL	Mililitro
mPa	Milipascal
mA.cm ⁻²	Miliampère por centímetro quadrado
Mg ²⁺	Cátion Magnésio
NaCl	Cloreto de Sódio
O ₂	Gás oxigênio
R\$.m ⁻³	Reais por metro cúbico
R\$.kWh ⁻¹	Reais por quilowatt-hora
R\$.kg Al ⁻¹	Reais por quilograma de Alumínio
SO ₄ ²⁻	Íon Sulfato
t	Tempo
uH	Unidade Hazen ou mg.L ⁻¹ de Platina-Cobalto
uT	Unidade de Turbidez
V	Volts
Wh.m ⁻³	Watt-hora por metro cúbico
µS.cm ⁻¹	Micro-Siemens por centímetro
§	Parágrafo

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	7
2 OBJETIVOS	9
2.1 OBJETIVO GERAL.....	9
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	9
3 REFERENCIAL TEÓRICO	10
3.1 RECURSOS HÍDRICOS E ABASTECIMENTO DE ÁGUA NO BRASIL.....	10
3.2 TRATAMENTO DE ÁGUA.....	10
3.3 ELETROCOAGULAÇÃO.....	13
3.3.1 <i>Definições</i>	13
3.3.2 <i>Reatores de Eletrocoagulação</i>	14
3.4 FATORES ASSOCIADOS À ELETROCOAGULAÇÃO.....	16
3.4.1 <i>Efeito do pH</i>	17
3.4.2 <i>Condutividade Elétrica</i>	17
3.4.3 <i>Material dos Eletrodos</i>	17
3.4.4 <i>Presença de NaCl</i>	18
3.4.5 <i>Consumo de Energia Elétrica</i>	19
3.5 LEGISLAÇÃO.....	19
3.5.1 <i>Portaria MS Nº. 2.914/2011</i>	19
3.5.2 <i>Resolução CONAMA Nº. 357/2005</i>	20
4 MATERIAIS E MÉTODOS	21
4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	21
4.2 AMOSTRAGEM	22
4.3 ENSAIOS DE ELETROCOAGULAÇÃO	23
4.3.1 <i>Reator</i>	23
4.3.2 <i>Análise dos Parâmetros de Qualidade</i>	26
4.3.3 <i>Adição de NaCl</i>	27
4.3.4 <i>Consumo dos Eletrodos</i>	29

4.3.5 Consumo de Energia Elétrica.....	30
4.3.6 Custo de Operação	30
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	31
5.1 CARACTERIZAÇÃO DAS AMOSTRAGENS.....	31
5.2 ANÁLISE DAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO E VARIAÇÃO DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE.....	32
5.2.1 Remoção de Cor Aparente.....	32
5.2.2 Remoção de Turbidez	37
5.2.3 Remoção de Sólidos Totais, Fixos e Voláteis	40
5.2.4 Variação da Condutividade Elétrica	43
5.2.5 Relação entre Condutividade Elétrica e Sólidos Totais, Fixos e Voláteis.....	45
5.2.6 Variação do pH	47
5.3 ANÁLISE DE CUSTO DO PROCESSO	49
5.3.1 Desgaste dos Eletrodos	49
5.3.2 Consumo de Energia Elétrica.....	52
5.3.3 Custo do Processo de Eletrocoagulação	53
6 CONCLUSÃO	55
REFERÊNCIAS.....	57

1 INTRODUÇÃO

Com o crescimento populacional e conseqüente aumento da poluição por indústrias e agricultura, a qualidade das águas e sua disponibilidade encontram-se comprometidas em todo o mundo. Segundo a Organização das Nações Unidas (ONU) (Brasil, 2017), mais de 40% da população mundial já sofre com os efeitos da escassez de água, e cerca de 663 milhões de pessoas vivem sem acesso a água potável, perto de suas residências. Diante dessa realidade, a busca por tecnologias que sejam eficientes no tratamento e purificação de água para consumo humano, também tem sido crescente, assim como tecnologias para o tratamento de águas residuárias, para que despejos realizados em corpos d'água, não venham deteriorar a qualidade dos recursos hídricos (MOLLAH et al., 2004, p. 199).

Os processos convencionais de tratamento de água para consumo no Brasil, são eficientes quanto a qualidade da água que entregam a população, porém, tais métodos podem apresentar limitações, e algumas das etapas de tratamento, podem gerar impactos negativos ao meio ambiente. O uso de coagulantes e floculantes, na etapa de coagulação e floculação das Estações de Tratamento de Água (ETA), como polímeros, sais de ferro e alumínio, são um exemplo disso. De acordo com Fornari (2007, p. 3), tratamentos com polímeros podem romper o equilíbrio da biota do corpo hídrico receptor, pois algumas de suas substâncias são tóxicas, além disso, coagulantes a base de sulfato, podem alterar a qualidade das águas, através da elevada concentração do íon SO_4^{2-} .

Ao longo dos anos, muitos pesquisadores vêm desenvolvendo métodos e técnicas de tratamento de água, que substituam o uso de produtos químicos empregados dos sistemas de tratamento biológicos e físico-químicos convencionais. O tratamento eletrolítico é uma das alternativas, que consiste na aplicação de diferença de potencial elétrico em eletrodos, para eletrocoagulação ou eletrodesinfecção das águas, sem a necessidade de adicionar um coagulante químico (CERQUEIRA, 2008). Suas condições de operação, dependem diretamente das características da água a ser tratada, mas de forma geral, é bastante promissora.

O processo de eletrocoagulação vem sendo reconhecido mundialmente como uma tecnologia efetiva, tanto no tratamento de água para abastecimento, quanto no

tratamento de efluentes. Esse processo inclui vantagens como a alta eficiência na remoção de partículas poluentes, é considerado um tratamento de execução relativamente simples, possui custos relativamente baixos, e ainda tem grande possibilidade de aplicação no tratamento de água e efluentes (CHEN, 2004, p. 17).

Diante de tais benefícios, este projeto buscou explorar o tratamento de água pelo processo de eletrocoagulação, fazendo uso de diferentes concentrações do sal cloreto de sódio (NaCl) para verificar a eficiência do processo, e sua influência na remoção dos parâmetros de qualidade da água, buscando identificar a concentração ideal de soluto a ser utilizada.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

O presente trabalho teve como objetivo geral, aplicar o processo de eletrocoagulação no tratamento de água para abastecimento, fazendo uso de diferentes concentrações de NaCl, a fim de verificar seu efeito na eficiência de remoção dos parâmetros de qualidade da água.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Os objetivos específicos deste estudo foram:

- a) Identificar a concentração ideal de NaCl que resulte na melhor remoção dos parâmetros de qualidade da água, respeitando os valores máximos permitidos (VMP) estabelecidos pela Portaria N^o. 2.914 do Ministério da Saúde (MS) (Brasil, 2011), e a Resolução N^o. 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) (Brasil, 2005);
- b) Analisar o efeito da eletrocoagulação, com diferentes concentrações de NaCl, na remoção dos parâmetros cor aparente, turbidez e sólidos totais, e seu efeito no pH e condutividade elétrica da água;
- c) Realizar análise de custo do processo de eletrocoagulação, com adição de NaCl, considerando o desgaste dos eletrodos e consumo de energia elétrica.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 RECURSOS HÍDRICOS E ABASTECIMENTO DE ÁGUA NO BRASIL

O Brasil é um país privilegiado no quesito disponibilidade de água. De acordo com a Agência Nacional das Águas (ANA, 2014), cerca de 260.000 m³.s⁻¹ de água passam no território brasileiro, um total de 13% da água disponível no planeta. No entanto, sua distribuição é bastante desigual, visto que 81% das águas estão concentradas na Região Hidrográfica da Amazônica, de menor contingente populacional. Para as regiões banhadas pelo oceano Atlântico, que concentram cerca de 45,5% da população, estão disponíveis apenas 2,7% dos recursos hídricos do país.

Cerca de 82,5% da população brasileira é atendida com abastecimento de água tratada, isso significa que, mais de 35 milhões de brasileiros ainda não tem acesso a esse serviço básico. Assim como na distribuição, o acesso a água tratada no país também é desigual. A região sudeste do Brasil apresenta os melhores índices, com cerca de 91,7% da região atendida, contra apenas 54,51% da população atendida na região norte, segundo a ANA (2014).

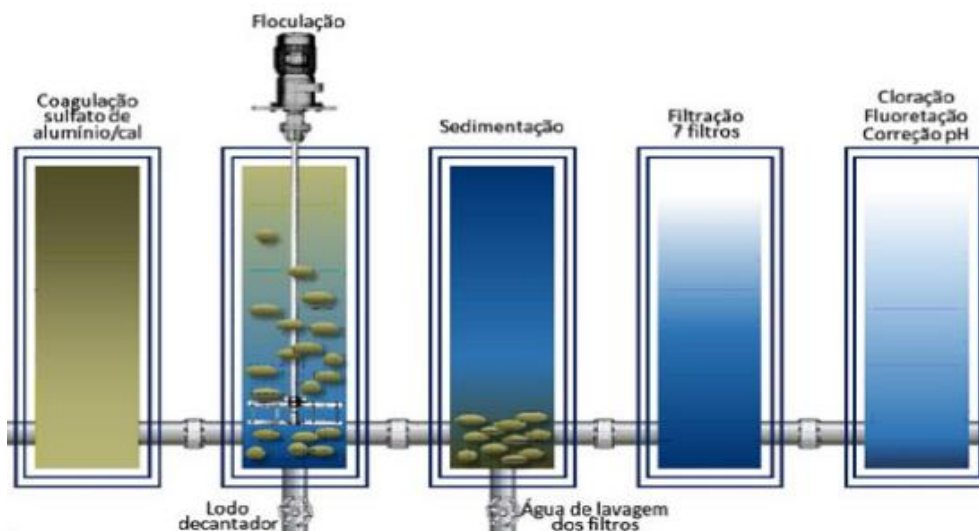
A perda de água devido vazamentos, roubos, ligações clandestinas, falta de medição e medições incorretas, também é um problema recorrente no Brasil. A cada 100 litros de água coletada e tratada, são consumidos em média, apenas 63 litros, uma perda de 37% de água, que chega a resultar um prejuízo de R\$ 8 bilhões aos cofres públicos (INSTITUTO TRATA BRASIL, 2013).

3.2 TRATAMENTO DE ÁGUA

O tratamento comumente empregado nas ETA brasileiras, utiliza procedimentos físicos e químicos. Na cidade de Londrina, a água é tratada pela Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR, 2010), que presta serviços para a população, com água tratada em 345 municípios no estado do Paraná, e um em Santa Catarina, além de atender 174 municípios com serviço de tratamento de esgoto COMPANHIA DE SANEAMENTO DO PARANÁ, 2010).

A empresa é referência no setor de saneamento do país, beneficiando mais de 10,8 milhões de pessoas com água tratada. O tratamento de água empregado pela SANEPAR (2010) é realizado em etapas, que iniciam na captação da água de água bruta em mananciais ou poços subterrâneos. A água é direcionada para as ETA com o auxílio de bombas e grandes tubulações, para depois passar para as próximas etapas do tratamento na estação, como representado na Figura 1.

Figura 1 - Etapas do tratamento de água convencional.



Fonte: Serviço Autônomo de Água e Esgoto - São Carlos (2017) adaptado.

Ao chegar na estação, a água passa por vários tanques, o primeiro deles é o tanque onde ocorre a coagulação. Nele a água recebe um coagulante químico que é disperso nas unidades de mistura rápida, realizada por sistemas hidráulicos ou mecanizados, em muitos casos utiliza-se a calha Parshall para promover essa mistura. As impurezas a serem removidas, apresentam grande variação de tamanho, o material particulado, por exemplo, causa a turbidez da água; as substâncias dissolvidas alteram a coloração, já o sabor e odor, normalmente estão associados a partículas coloidais. A dispersão de sulfato de alumínio faz com que as espécies hidrolisadas geradas, reajam quimicamente com as partículas poluentes, reduzindo a força repulsiva que as mantém estáveis em meio aquoso, facilitando assim sua remoção em etapas posteriores do tratamento (HELLER; PÁDUA, 2006, p. 527).

Após a etapa de coagulação, a água é encaminhada para tanques onde ocorre a etapa de floculação. De acordo com Heller e Pádua (2006), nessa unidade ocorre a agregação das partículas formadas na mistura rápida, para que possam ser removidas nas etapas posteriores. Após esse processo, a água é distribuída em tanques de decantação para repouso. A força da gravidade atua, fazendo com que as partículas se depositem ao fundo do decantador, separando-se da água. Ao final desse processo, inicia-se a etapa de filtração, onde a água decantada passa por filtros, geralmente formados por carvão, areia e pedra, deixando as impurezas retidas no filtro.

Concluídas as etapas de limpeza física da água, inicia-se o processo de desinfecção. Heller e Pádua (2006), afirmam que a desinfecção tem caráter corretivo, buscando eliminar organismos patogênicos que possam estar presentes na água, como bactérias, protozoários e vírus, além de caráter preventivo, já que um residual de desinfetante é mantido na água para atuar preventivamente, caso ocorra alguma contaminação na rede de distribuição. O produto mais utilizado nas ETA é o cloro, em sua forma gasosa, devido ao baixo custo e eficiência na desinfecção das águas.

A água também passa pelo processo de fluoração, de acordo com os padrões da Organização Mundial da Saúde (OMS), onde flúor é adicionado, normalmente na forma de ácido fluossilícico, fluossilicato de sódio, fluoreto de sódio ou fluoreto de cálcio, que agem na prevenção de cárie dentária na população. Por fim, a água recebe uma certa quantidade de cal hidratada ou carbonato de cálcio, que serve para corrigir a alcalinidade através do ajuste de pH, prevenindo possíveis corrosões na rede de distribuição. Ao final desse processo, a água segue para abastecer a população (HELLER; PÁDUA, 2006).

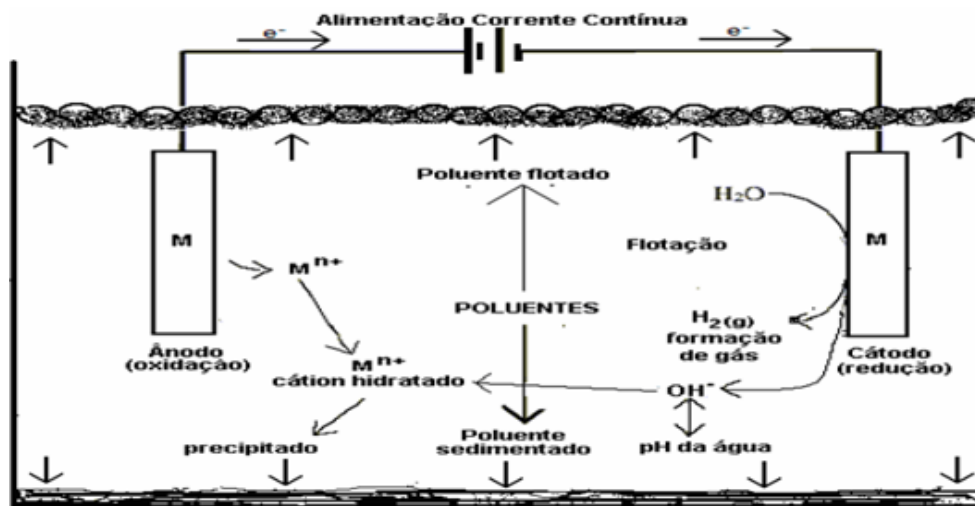
Na cidade de Ibiporã, o tratamento e abastecimento de água é realizado pelo Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto (SAMAE), que também utiliza o sistema de tratamento de água convencional explicado anteriormente. O sistema de tratamento de água de Ibiporã, compreende as etapas de captação, adução de água bruta, coagulação, filtração, desinfecção, fluoretação da água, para adução da água tratada, reservação e distribuição na cidade (IBIPORÃ, 2016).

3.3 ELETROCOAGULAÇÃO

3.3.1 Definições

A técnica de eletrocoagulação, também conhecida como eletrofloculação ou eletroflotação, consiste no uso de um reator, composto de um ânodo e um cátodo, que são oxidados e reduzidos respectivamente, ao receberem um potencial elétrico aplicado por uma fonte externa (Figura 2). Microbolhas de oxigênio são formadas, fazendo com que as partículas poluentes presentes no efluente, sejam carregadas para a superfície, para que possam ser removidas posteriormente, por métodos convencionais, como raspagem, sucção, entre outros (FORNARI, 2007).

Figura 2 - Esquema de reator de eletrocoagulação de bancada.



Fonte: MOLLAH et al. (2004).

O processo de eletrocoagulação dispensa a adição de coagulantes químicos, já que essas espécies são geradas *in situ* pela oxidação de um ânodo apropriado. Sendo assim, a eletrocoagulação pode ser considerada um processo alternativo às etapas de tratamento convencional de efluentes, como a coagulação e floculação, apesar das diferenças entre esses dois tipos de tratamento (FLECK; TAVARES; EYING, 2013).

De acordo com Aquino Neto et al. (2011, p. 1469), o processo de eletrocoagulação ocorre em três etapas. Na primeira, ocorre a oxidação do ânodo metálico de sacrifício, que é geralmente de ferro ou alumínio, gerando o coagulante *in*

situ. Paralelamente, ocorre no cátodo a produção de gás hidrogênio e íons hidroxila, pela reação dos cátions com a água, formando as microbolhas de oxigênio, que carregam o material floculado para a superfície.

Nessa primeira etapa, fatores como a condutividade da solução, resistividade do meio, o potencial aplicado entre os eletrodos e a corrente obtida, devem ser considerados, para que a geração do coagulante ocorra de maneira controlada e eficiente (FLECK; TAVARES; EYING, 2013).

Segundo Meneses et al., (2012), para eletrodos de alumínio, as reações que ocorrem no ânodo e cátodo, representadas pelas Equações (1) e (2) são:



A segunda etapa do processo de eletrocoagulação, consiste na adsorção dos hidróxidos em partículas coloidais, originando os flóculos, que entram em contato com as partículas poluentes (AQUINO NETO et al., 2011, p. 1469). E finalmente, na terceira etapa, ocorre o processo de flotação das impurezas, em decorrência da formação das microbolhas, geradas pela eletrólise da água. Mollah et al. (2004) afirma que, a eficiência da flotação depende do tamanho das bolhas e também de sua mistura com o efluente.

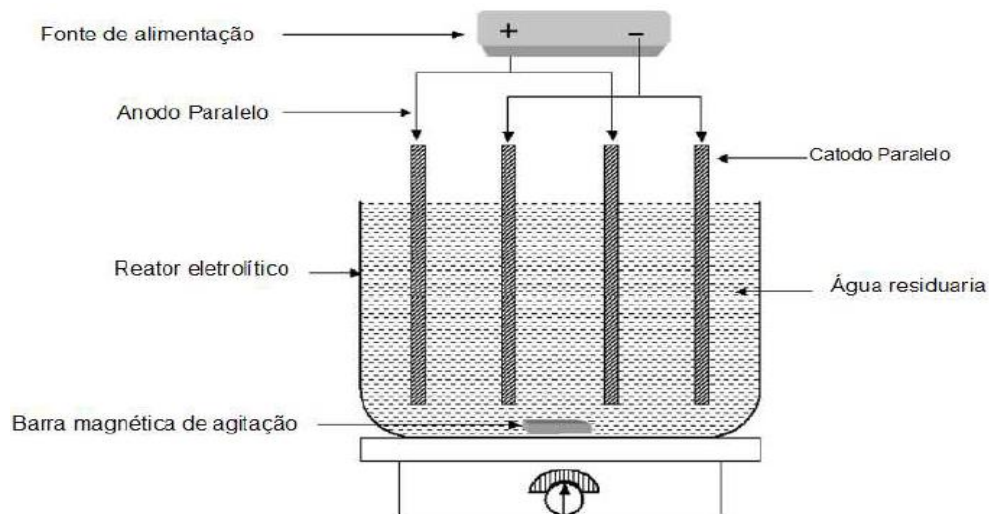
3.3.2 Reatores de Eletrocoagulação

Existem diversas configurações possíveis para reatores de eletrocoagulação. Mollah et al. (2004) afirma que cada configuração possui suas vantagens e desvantagens, e podem ser verificadas pelos diferentes graus de capacidade de tratamento. Células de eletrocoagulação devem ser desenvolvidas, de forma que atinjam sua maior eficiência, e para isso, é importante considerar alguns fatores a serem minimizados na operação, como as possíveis quedas de voltagem, devido a perdas de energia no resistor, acúmulo de bolhas de O₂ e H₂ nos eletrodos e impedimento de transferência de massa entre os eletrodos (MOLLAH et al., 2004).

As quedas de voltagem devido as perdas de um resistor, dependem da condutividade da solução eletrolítica, da distância entre os eletrodos, além de sua geometria. Elas podem ser minimizadas utilizando soluções eletrolíticas de alta condutividade, ou diminuindo a distância entre os eletrodos. As bolhas de gás O_2 e H_2 que se formam nos eletrodos, quando acumuladas em sua superfície, aumentam a resistência elétrica das células, demandando maior quantidade de energia elétrica para atingir a eficiência ótima do processo de eletrocoagulação. Para minimizar esse problema, pode-se elevar o fluxo eletrolítico ao redor dos eletrodos, de forma a remover as bolhas. A transferência de massa entre os eletrodos, pode ser obtida elevando o nível de turbulência na solução presente no reator (MOLLAH et al., 2004).

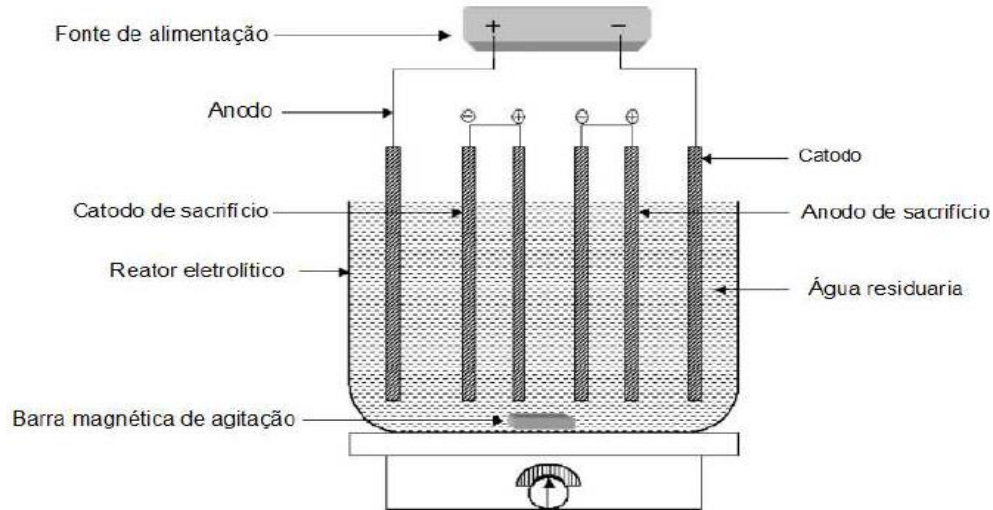
Theodoro (2010) cita que os reatores eletrolíticos mais simples, possuem um eletrodo monopolar composto por um ânodo e um cátodo, e quando aplicado uma diferença de potencial proveniente de uma fonte externa de energia, o ânodo sofre oxidação e o cátodo sofre redução ou deposição que produz o coagulante *in situ*. Além do modelo mais simples, reatores eletrolíticos também podem ser montados com eletrodos bipolares em paralelo, como exemplificado na Figura 3, onde a corrente elétrica é dividida entre os eletrodos, ou até mesmo em série, como na Figura 4, que requer uma diferença de potencial mais elevada devido a maior resistência gerada.

Figura 3 - Esquema de reator de eletrocoagulação de bancada com configuração de eletrodos em paralelo.



Fonte: MOLLAH et al. (2004).

Figura 4 - Esquema de reator de eletrocoagulação de bancada com configuração de eletrodos em série.



Fonte: MOLLAH *et al.* (2004).

Além das diferentes configurações de eletrodos, os reatores também podem variar em sua forma geométrica e no material utilizado. Apesar da grande diversidade, não se pode afirmar que exista um reator eletrolítico dominante, mas sim que, para cada processo, diferentes reatores apresentarão diferentes resultados, vantagens e desvantagens. Sendo assim, o importante é considerar o projeto de um reator que seja capaz de explorar a máxima eficiência do sistema (THEODORO, 2010).

3.4 FATORES ASSOCIADOS À ELETROCOAGULAÇÃO

Para que um reator eletrolítico alcance sua maior eficiência, é importante especificar os parâmetros que podem influenciar em seu desempenho. Theodoro (2010) aponta que no processo de eletrocoagulação, torna-se de grande importância monitorar parâmetros como pH, condutividade, corrente elétrica, o consumo do eletrodo e de energia elétrica.

3.4.1 Efeito do pH

Chen (2004) aponta que o pH pode afetar a eficiência do processo de eletrocoagulação, bem como a solubilidade dos hidróxidos metálicos que podem estar presentes na água para consumo, ou até mesmo em águas residuais. Além disso, pode influenciar no consumo de energia. Segundo o autor (CHEN, 2004), a eficiência do tratamento com eletrocoagulação depende dos tipos de poluentes presentes na água, entretanto, em pH = 7, observou-se a melhor remoção de poluentes.

3.4.2 Condutividade Elétrica

A condutividade elétrica também influencia no processo de eletrocoagulação, pois tem efeito na eficiência da corrente e na tensão da célula, além do consumo de energia (THEODORO, 2010). Chen (2004) cita que em muitos casos, sais são utilizados para elevar a condutividade da efluente a ser tratado, ajudando a reduzir o consumo de energia. Quanto a corrente elétrica, Theodoro (2010) afirma que a escolha de seu valor também é importante, pois quando muito elevada, pode significar perda de potência, já que parte dela pode se dissipar pelo efeito Joule, ou exigir maior frequência de manutenção dos eletrodos.

3.4.3 Material dos Eletrodos

Os materiais comumente utilizados nos eletrodos para eletrocoagulação são alumínio e ferro, por serem relativamente baratos. Normalmente se utilizam eletrodos de ferro para tratamento de águas residuais, e eletrodos de alumínio para tratamento de água. Quando há considerável concentração dos íons Ca^{2+} ou Mg^{2+} na água, é recomendado que o material do cátodo seja de aço inoxidável (CHEN, 2004).

Durante o processo de eletrocoagulação, ocorre também o desgaste dos eletrodos, devido a passagem de corrente elétrica, proveniente de uma fonte externa. Certa massa do eletrodo começa a ser dissolvida e a se misturar com a solução eletrolítica, à medida que a corrente passa. Para determinar a quantidade de massa do

eletrodo consumida (MeI), ou o consumo teórico dos eletrodos, pode-se utilizar a Equação (3), assim como calcular o tempo de vida útil dos eletrodos pela Equação (4), ambas derivadas da lei de Faraday. É importante considerar esses fatores para manutenção dos reatores eletrolíticos (MOLLAH et al., 2004).

$$MeI = \frac{i \cdot t \cdot M}{F \cdot n} \quad (3)$$

Sendo: i = corrente elétrica (A);

t = tempo de aplicação da corrente ou tempo do processo (h);

M = massa molar do elemento predominante do eletrodo ($\text{g} \cdot \text{mol}^{-1}$);

n = número de elétrons envolvidos na reação de oxidação do ânodo;

F = constante de Faraday ($F = 9,65 \times 10^4 \text{ C} \cdot \text{mol}^{-1}$).

$$T = \frac{MeI}{\alpha \cdot i} \quad (4)$$

Sendo: T = tempo para que ocorra o desgaste MeI (h);

α = equivalente eletroquímico ($\text{g} \cdot \text{C}^{-1}$);

i = corrente elétrica (A).

3.4.4 Presença de NaCl

Chen (2004) explica que o sal, geralmente é utilizado para aumentar a condutividade da água ou efluente a ser tratado. O autor recomenda o uso de pelo menos 20% de Cl^- para o tratamento de efluentes, que garante o bom funcionamento do processo de eletrocoagulação, e pode reduzir o consumo de energia, devido ao aumento de condutividade.

3.4.5 Consumo de Energia Elétrica

Monitorar o consumo de energia também é importante, no sentido de verificar a viabilidade econômica do processo, comparada a outras técnicas de tratamento, já que o consumo de energia é uma das principais despesas do processo eletrolítico, como afirma Theodoro (2010). Para um reator em batelada, pode-se calcular o consumo de energia utilizando a Equação (5) a seguir:

$$C = \frac{U.i.t}{v} \quad (5)$$

Sendo: C = consumo de energia (Wh.m⁻³);

U = tensão elétrica aplicada (V);

i = corrente elétrica (A);

t = tempo de aplicação da corrente ou tempo do processo (h);

v = volume do efluente tratado (m³).

3.5 LEGISLAÇÃO

3.5.1 Portaria MS Nº. 2.914/2011

A Portaria MS Nº. 2.914 (Brasil, 2011), dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano, além de seu padrão de potabilidade. Essa portaria estabelece valores máximos permitidos (VMP) dos parâmetros turbidez, cor aparente, pH, sólidos dissolvidos totais, entre outros.

Para os parâmetros considerados neste estudo, a portaria estabelece no capítulo V, artigo 39, que a água potável deve estar em conformidade com o padrão organoléptico de potabilidade expresso no Anexo X, cujos VMP são: 5 uT para turbidez, 15 uH para cor aparente, 250 mg.L⁻¹ para cloretos, e 1000 mg.L⁻¹ para sólidos dissolvidos totais. O § 1º do artigo 39 recomenda que o pH seja mantido na faixa de 6,0 a 9,5 no sistema de distribuição (Brasil, 2010).

3.5.2 Resolução CONAMA Nº. 357/2005

A Resolução CONAMA Nº. 357 (Brasil, 2005), dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, além de dar outras providências.

Essa resolução estabelece que, águas passíveis de serem destinadas ao consumo humano, são as águas doces nas classes: especial, 1, 2 e 3, entretanto, é requisitado um tratamento específico para cada classe, antes do consumo. As águas do Ribeirão Jacutinga, que foram utilizadas nesse estudo, pertencem a Classe 2, conforme determinado pela Portaria Nº. 003 da Superintendência dos Recursos Hídricos e Meio Ambiente (SUREHMA) (Brasil, 1991).

Para águas doces de classe 2, a Resolução CONAMA Nº. 357 (Brasil, 2005), estabelece salinidade igual ou inferior a 0,5 ‰, cor verdadeira de até 75 uH, turbidez máxima de 100 uT, pH entre 6,0 e 9,0, sólidos dissolvidos totais de até 500 mg.L⁻¹ e cloretos total máximo de 250 mg.L⁻¹.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O presente estudo foi realizado com amostras de água bruta do Ribeirão Jacutinga, coletadas na SAMAE de Ibiporã, no estado do Paraná, onde é realizado o tratamento e distribuição de água potável para a cidade. Sua localização está representada na Figura 5.

Figura 5 - Mapa de localização da SAMAE - Ibiporã, PR.



Fonte: Google Earth (2016).

Ibiporã está situada na sub bacia do Rio Tibagi, que nasce nos campos gerais no segundo planalto, e é a principal afluente do rio Paranapanema. O município possui área de 297,742 km² e população total de 48.200 habitantes, sendo 95,22% da população urbana e 4,78% rural. A cidade está situada no Terceiro Planalto Paranaense, distante 400 km da capital do estado, e à 14 km de Londrina, localizado na microrregião Londrinense, parte integrada da mesorregião geográfica do Norte Paranaense (Ibiporã, 2011).

O clima da região é classificado como subtropical úmido mesotérmico, que compreende verões úmidos bem quentes, com tendência de período chuvoso e geadas severas, apesar de pouco frequentes, sem apresentar estação seca bem definida (Ibiporã, 2011). As temperaturas máximas e mínimas registradas na região foram 38,6°C e 16,8°C. A umidade relativa média do município fica em torno de 70,3%. A região possui regime pluviométrico de 1.531,3 mm anuais, com períodos mais chuvosos nos meses de novembro, dezembro e janeiro. O relevo da cidade é predominantemente suave ondulado, com declividades acentuadas, que podem chegar a 20% em regiões próximas a nascentes de córregos (Ibiporã, 2011).

4.2 AMOSTRAGEM

Foram realizadas duas amostragens, no local de chegada de água do Ribeirão Jacutinga, na estação de tratamento SAMAE. A primeira amostragem foi realizada no dia 13 dezembro de 2016, e a segunda no dia 7 de abril de 2017, para a realização de novos ensaios com maiores concentrações de NaCl. O aspecto da água bruta no dia da primeira amostragem está representado na Figura 6.

Figura 6 - Amostragem 1 sendo realizada na SAMAE Ibiporã.



Fonte: Própria (2017).

Em ambas as amostragens foram coletados 20 litros de água bruta, acondicionadas em bombona plástica e levadas para os Laboratório de Saneamento e

Poluentes Atmosféricos da Universidade Tecnológica Federal do Paraná em Londrina (Figura 7).

Figura 7 - Laboratórios de Saneamento e Poluentes Atmosféricos da UTFPR - Câmpus Londrina.



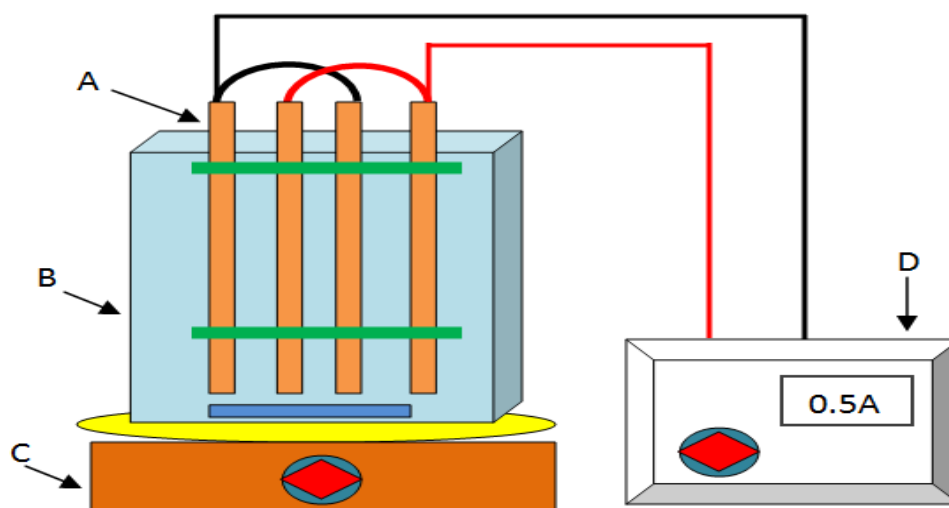
Fonte: Própria (2017).

4.3 ENSAIOS DE ELETROCOAGULAÇÃO

4.3.1 Reator

O reator utilizado, seguiu o esquema da Figura 8, proposto por Theodoro (2017), composto de um recipiente de acrílico retangular, do tipo jarro do Jar Test, de 12 cm de largura x 12 cm de comprimento x 20 cm de altura, com capacidade de 2 L, um agitador magnético, um sistema de eletrodos monoplares e uma fonte contínua de 12 V.

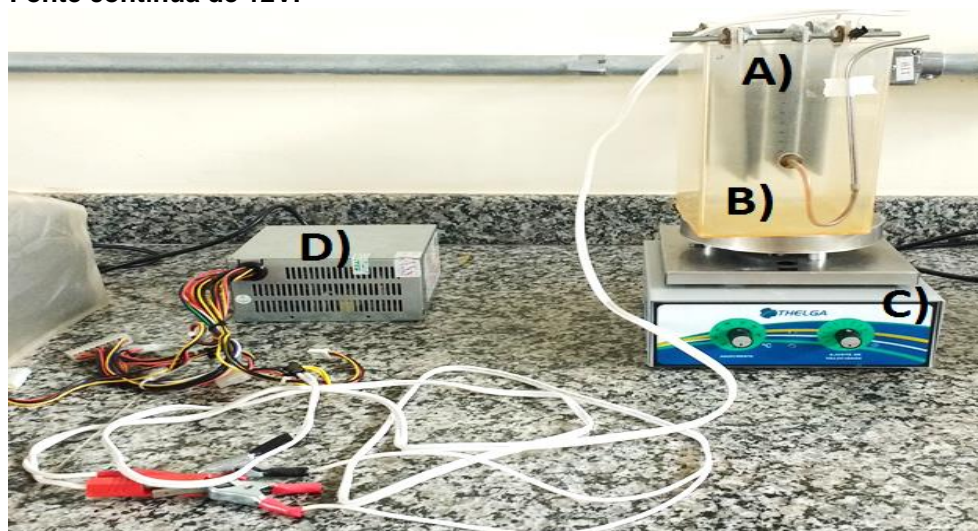
Figura 8 - Reator em nível de bancada. A) Sistema de eletrodos monopolares; B) Recipiente utilizado no reator; C) Agitador magnético; D) Fonte de corrente elétrica.



Fonte: Theodoro (2017).

A configuração real do reator utilizada nos ensaios de eletrocoagulação, baseado no proposto por Theodoro (2017) está apresentada na Figura 9.

Figura 9 - Reator de eletrocoagulação em nível de bancada. A) Sistema de eletrodos monopolares; B) Recipiente de acrílico; C) Agitador magnético; D) Fonte contínua de 12V.



Fonte: Própria (2017).

O sistema de eletrodos monopolares consistiu de 4 placas de alumínio, de dimensões 16 cm de altura x 8 cm de comprimento x 0,03 cm de espessura, conectadas em paralelo, resultando em dois pares de eletrodos. As placas foram fixadas por parafusos de PVC de 15 cm de comprimento, garantindo a rigidez, o isolamento elétrico e equidistância das placas em 2 cm (Figura 10).

Figura 10 - Sistema de eletrodos monopolares de alumínio.



Fonte: Própria (2017).

A fonte utilizada foi da marca ATX Vcom, modelo AGPS-400PQ, mostrada na Figura 11, cuja tensão elétrica máxima foi de 12 V, e corrente elétrica máxima de 10 A. Esse equipamento proporcionou a tensão para passagem de corrente elétrica no sistema, que variou conforme condutividade elétrica no fluido, devido a variação de concentração de NaCl. A agitação do fluido, para promover a homogeneidade dentro do reator, foi realizada pelo agitador mecânico da marca Thelga, com um ajuste de velocidade de 5 rpm, sem aquecimento.

Figura 11 - Fonte ATX Vcom utilizada nos ensaios de eletrocoagulação.



Fonte: Própria (2017).

4.3.2 Análise dos Parâmetros de Qualidade

Para realizar a análise dos parâmetros cor aparente, turbidez, pH e condutividade, foram coletadas amostras de 100 mL do reator, nos intervalos de 20, 40, 60 e 80 minutos de cada ensaio, para as amostragens 1 e 2. A leitura dos parâmetros foi realizada 10 minutos após cada coleta, garantindo um tempo de sedimentação das impurezas que pudessem estar presentes nas amostras.

A determinação dos sólidos totais, fixos e voláteis, foi realizado com as amostras coletadas aos 80 minutos de cada ensaio, representando, portanto, a quantidade de sólidos presentes nas amostras após o tempo total de 80 minutos de eletrocoagulação. Todos os parâmetros citados, foram realizados conforme os procedimentos descritos no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (American Public Health Association, 1999), apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 - Parâmetros de qualidade analisados.

Parâmetro	Método	Equipamento	Procedimento
Cor aparente	Método Tristímulus LQ: 2 CU	Espectrofotômetro HACH 4000	2120 C
Turbidez	Método Nefelométrico LQ: 0,20 NTU	Turbidímetro Policontrol	2130
Sólidos totais	Método gravimétrico Sólidos Totais: LQ – 50 mg.L ⁻¹	Estufa e mufla	2540 B e 2540 D
Condutividade	Método Eletrométrico LQ:0,01 µS.cm ⁻¹	Condutivímetro Mca 150	2510 B
pH	Método Potenciométrico Faixa: 1,0 a 13,0	pHmetro mPA-210	4500 H ⁺ B

Fonte: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (American Public Health Association, 1999).

4.3.3 Adição de NaCl

A adição de NaCl foi realizada em duas faixas de concentração, conforme o planejamento experimental apresentado na Tabela 2, respeitando os padrões de salinidade e potabilidade estabelecidos pela Resolução CONAMA N^o. 357 (Brasil, 2005) e pela Portaria MS N^o. 2.914 (Brasil, 2011) respectivamente.

Para a amostragem 1, foram realizados ensaios de eletrocoagulação de 80 minutos, variando a concentração de NaCl de 1 a 5 mg.L⁻¹. Para a amostragem 2, novos ensaios de 80 minutos foram realizados, variando a concentração de NaCl de 50 a 250 mg.L⁻¹, valores mais próximos do máximo de salinidade permitido pela Portaria MS N^o. 2.914 (Brasil, 2011).

A realização de ensaios de eletrocoagulação em duas faixas de concentração de NaCl, foi realizada para verificar os diferentes efeitos do sal, no aumento da condutividade e condução de corrente elétrica no fluido, para avaliação da remoção dos parâmetros de qualidade da água.

4.3.4 Planejamento Experimental

A Tabela 2 mostra o planejamento experimental utilizado para realização dos ensaios de eletrocoagulação, para as amostragens 1 e 2, e obtenção dos parâmetros condutividade elétrica, corrente elétrica, cor aparente, turbidez e pH.

Tabela 2 - Planejamento experimental para as amostragens 1 e 2.

Ensaio	Tempo (min)	Concentração NaCl (mg.L ⁻¹)		Condutividade Elétrica (μS.cm ⁻¹)		Corrente Elétrica (A)		Cor Aparente (uH)		Turbidez (uT)		pH	
		A ₁	A ₂	A ₁	A ₂	A ₁	A ₂	A ₁	A ₂	A ₁	A ₂	A ₁	A ₂
1	20	0	0										
	40	0	0										
	60	0	0										
	80	0	0										
2	20	1	50										
	40	1	50										
	60	1	50										
	80	1	50										
3	20	2	100										
	40	2	100										
	60	2	100										
	80	2	100										
4	20	3	150										
	40	3	150										
	60	3	150										
	80	3	150										
5	20	4	200										
	40	4	200										
	60	4	200										
	80	4	200										
6	20	5	250										
	40	5	250										
	60	5	250										
	80	5	250										

Fonte: Própria (2017)

A Tabela 3, foi utilizada para obtenção de dados, dos ensaios de sólidos totais, fixos e voláteis, para as amostragens 1 e 2.

Tabela 3 - Dados de sólidos totais, fixos e voláteis para as amostragens 1 e 2.

Ensaio	Tempo (min)	Concentração NaCl (mg.L ⁻¹)		Peso 1 (g)		Peso 2 (g)		Peso 3 (g)		Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)		Sólidos Fixos (mg.L ⁻¹)		Sólidos Voláteis (mg.L ⁻¹)	
		A1	A2	A1	A2	A1	A2	A1	A2	A1	A2	A1	A2	A1	A2
Bruta	0	0	0												
1	80	0	0												
2	80	1	50												
3	80	2	100												
4	80	3	150												
5	80	4	200												
6	80	5	250												

Fonte: Própria (2017)

4.3.4 Consumo dos Eletrodos

O consumo dos eletrodos foi obtido em sua forma teórica e experimental. O consumo teórico foi calculado através da Equação de Faraday (Equação 3), e o consumo experimental foi obtido através da pesagem dos eletrodos, antes e após os ensaios de eletrocoagulação.

Ambos os consumos teórico e experimental, dependeram da corrente elétrica no fluido e seu tempo de aplicação. A corrente elétrica variou conforme a condutividade elétrica no fluido, devido ao uso de diferentes concentrações de NaCl, portanto, para determinação do consumo dos eletrodos, foi utilizado a Tabela 4, contendo todas essas variáveis.

Tabela 4 - Consumo teórico e experimental dos eletrodos para as amostragens 1 e 2.

Ensaio	Tempo (min)	Concentração NaCl (mg.L ⁻¹)		Condutiv. Elétrica (μS.cm ⁻¹)		Corrente Elétrica (A)		Peso do eletrodo após EC (g)		Consumo Teórico (g)		Consumo Exper. (g)	
		A1	A2	A1	A2	A1	A2	A1	A2	A1	A2	A1	A2
1	80	0	0										
2	80	1	50										
3	80	2	100										
4	80	3	150										
5	80	4	200										
6	80	5	250										

Fonte: Autoria Própria.

4.3.5 Consumo de Energia Elétrica

O consumo de energia elétrica em cada ensaio de eletrocoagulação, para as amostragens 1 e 2, foi obtido por meio da Equação (5), considerando o tempo de 80 minutos de eletrocoagulação.

4.3.6 Custo de Operação

O custo de operação do tratamento de água por eletrocoagulação, foi obtido por meio dos custos despendidos com o consumo dos eletrodos de alumínio, e o consumo de energia elétrica. Segundo Gonzales e Torem (2008), esses dois parâmetros representam 80% dos custos de operação de um sistema, e podem ser obtidos através da Equação (6).

$$C_{oper} = a \cdot C_{energ} + b \cdot C_{elet} \quad (6)$$

Sendo: C_{oper} = custo total de operação do sistema (R\$.m⁻³);

a = custo de energia elétrica (R\$.kWh⁻¹);

C_{energ} = consumo de energia elétrica (kWh.m⁻³);

b = custo dos eletrodos (R\$.kg alumínio⁻¹);

C_{elet} = consumo do eletrodo (kg.m⁻³ água tratada).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 CARACTERIZAÇÃO DAS AMOSTRAGENS

Os valores brutos de cor aparente, turbidez, sólidos totais, sólidos fixos, sólidos voláteis, condutividade elétrica e pH, das amostragens 1 e 2 do Ribeirão Jacutinga, estão apresentadas na Tabela 5.

Tabela 5 - Valores brutos das amostragens 1 e 2.

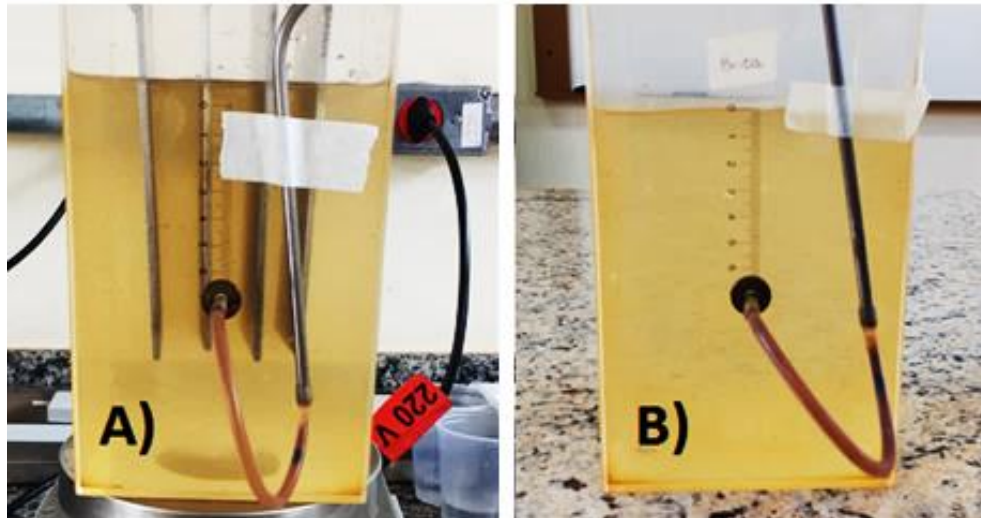
Parâmetros	Amostragem 1 Dezembro/2016	Amostragem 2 Abril/2017
Cor aparente (uH)	128	95
Turbidez (uT)	47,1	33,4
Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)	125	40
Sólidos Fixos (mg.L ⁻¹)	5	15
Sólidos Voláteis (mg.L ⁻¹)	120	25
Condutividade Elétrica (μS.cm ⁻¹)	99	160
pH	8,1	6,12

Fonte: Própria (2017).

É possível observar que a água da amostragem 1 apresentou-se um pouco mais suja que a amostragem 2, resultado do diferente índice de pluviosidade nos meses de coleta. Segundo dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2017), o mês de dezembro de 2016 apresentou 173,3 mm de pluviosidade, e o mês de abril de 2017 apresentou 166,9 mm.

A Figura 12 apresenta o aspecto bruto das amostragens 1 e 2.

**Figura 12 – Aspecto bruto das amostragens de água do Ribeirão Jacutinga.
A) Amostragem 1; B) Amostragem 2.**



Fonte: Própria (2017).

5.2 ANÁLISE DAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO E VARIAÇÃO DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE

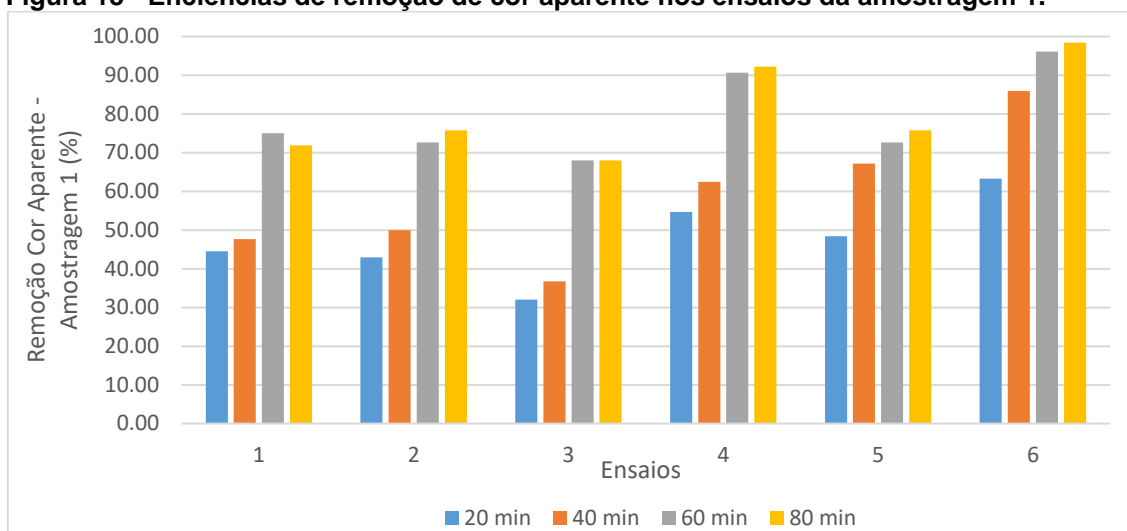
Os resultados de todos os parâmetros analisados, estão apresentados nas Tabelas A.1, A.2, A.3 e A.4 no Apêndice A. Com o auxílio do software Excel, foram representadas as eficiências de remoção dos parâmetros cor aparente, turbidez, sólidos totais, fixos e voláteis, e também a variação da condutividade elétrica e pH, com relação ao tempo de eletrocoagulação e a concentração de NaCl.

Os resultados obtidos nos ensaios, foram comparados aos valores máximos permitidos estipulados no padrão de potabilidade da água da Portaria MS Nº. 2.914 (Brasil, 2011), que apesar de referir-se a água após o tratamento completo, ainda assim foram utilizados como referência para esse estudo, pois não há padrões de qualidade estabelecidos especificamente para a etapa de coagulação.

5.2.1 Remoção de Cor Aparente

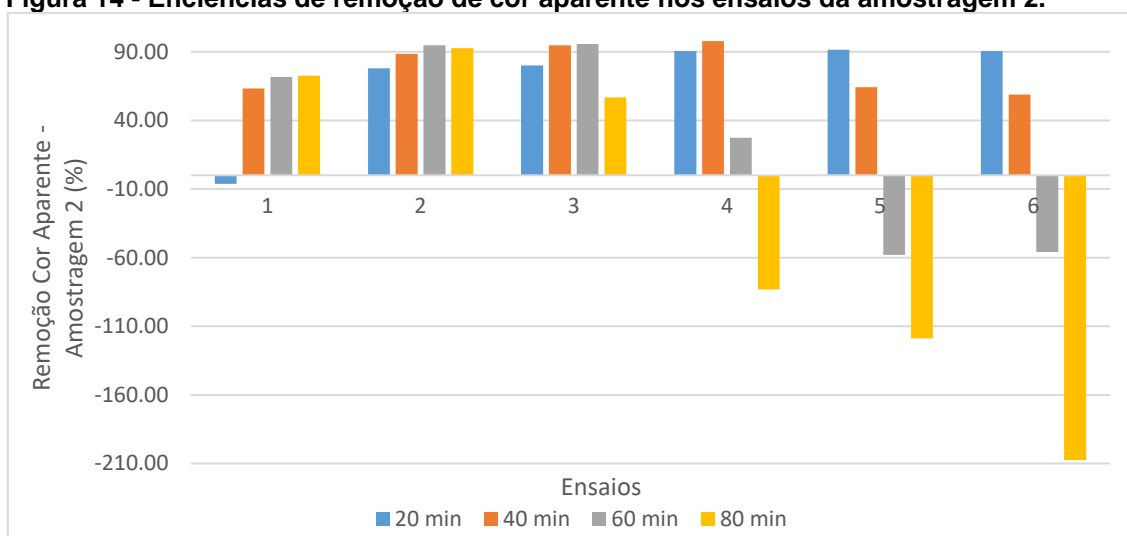
As Figuras 13 e 14 apresentam as eficiências de remoção de cor aparente, nos ensaios de eletrocoagulação das amostragens 1 e 2, respectivamente, de acordo com as Tabelas B.1 e B.2 do Apêndice B.

Figura 13 - Eficiências de remoção de cor aparente nos ensaios da amostragem 1.



Fonte: Própria (2017).

Figura 14 - Eficiências de remoção de cor aparente nos ensaios da amostragem 2.



Fonte: Própria (2017).

Com relação ao tempo de eletrocoagulação, observou-se que na amostragem 1 (Figura 13), a remoção de cor aparente aumentou conforme o tempo. Todos os seis ensaios, apresentaram as menores eficiências no tempo de 20 minutos, e as maiores no tempo de 60 minutos (ensaios 1 e 3) e 80 minutos (ensaios 2, 4, 5 e 6). Assim, concluiu-se que para a amostragem 1, quanto maior foi o tempo de tratamento, maior foram as eficiências de remoção obtidas.

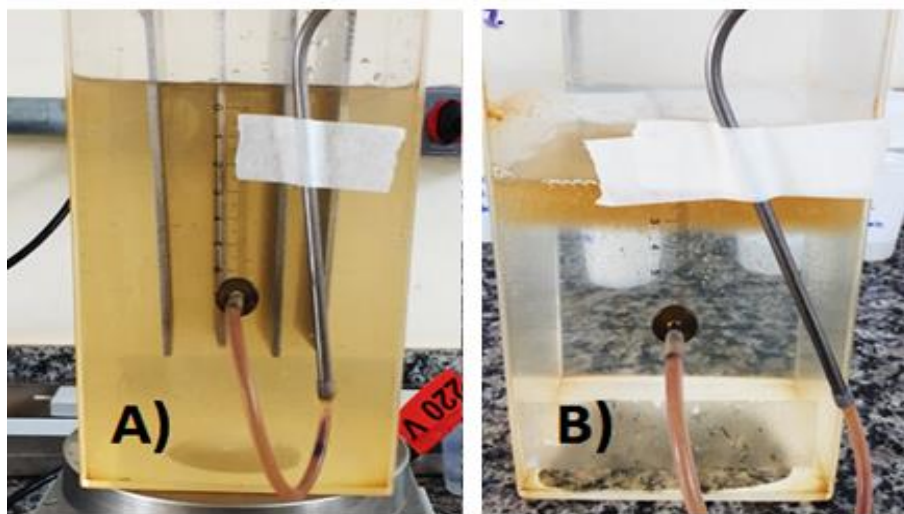
Pessoa (2008, p. 55) também observou o efeito do tempo de eletrocoagulação, na eficiência de remoção de cor, porém aplicado ao tratamento de efluente têxtil sintético. A autora aplicou o processo de eletrocoagulação em efluente sintético de corante Remazol Blue RR Gran, utilizado em tingimento de fibras de algodão e celulose, variando o tempo de tratamento de 5 a 40 minutos, e observou que a melhor remoção, foi obtida ao final dos 40 minutos de tratamento, resultando em 100% de remoção de cor. Entretanto, Pessoa (2008, p. 55) salienta que, a eficiência de 98% obtida aos 30 minutos de eletrocoagulação, já seria suficiente para seu estudo, sendo possível reduzir o tempo e o custo operacional do tratamento.

Na amostragem 2 (Figura 14), o mesmo comportamento foi observado, porém apenas nos ensaios 1, 2 e 3, que tiveram as menores eficiências aos 20 minutos, e maiores nos tempos de 60 e 80 minutos. Nos demais ensaios, 4, 5 e 6, houve aumento de cor aparente conforme o tempo, evidenciado pelo aparecimento de barras negativas na Figura 14. Esse decaimento na eficiência de remoção, revela o efeito das concentrações de NaCl utilizadas, que foram maiores que concentrações utilizadas nos ensaios da amostragem 1.

Com relação a variação de concentração de NaCl, observou-se que na amostragem 1 (Figura 13), as remoções melhoraram conforme o aumento da concentração de NaCl. A melhor eficiência foi 98,44%, obtida aos 80 minutos do ensaio 6 com 5 mg.L^{-1} de NaCl, resultando em cor aparente 2 uH. Esse resultado atendeu a Portaria MS Nº. 2.914 (Brasil, 2011), que estabelece VMP de 15 uH. Entretanto, a eficiência de 96,09% obtida aos 60 minutos desse ensaio, já seria satisfatória, pois resultou em cor aparente 5 uH.

A Figura 15 mostra o aspecto do ensaio 6 aos 80 minutos de eletrocoagulação (Figura 15.B), comparado a amostra bruta (Figura 15.A), onde é possível observar que após tratamento, a água encontra-se transparente com os sólidos coagulados na superfície.

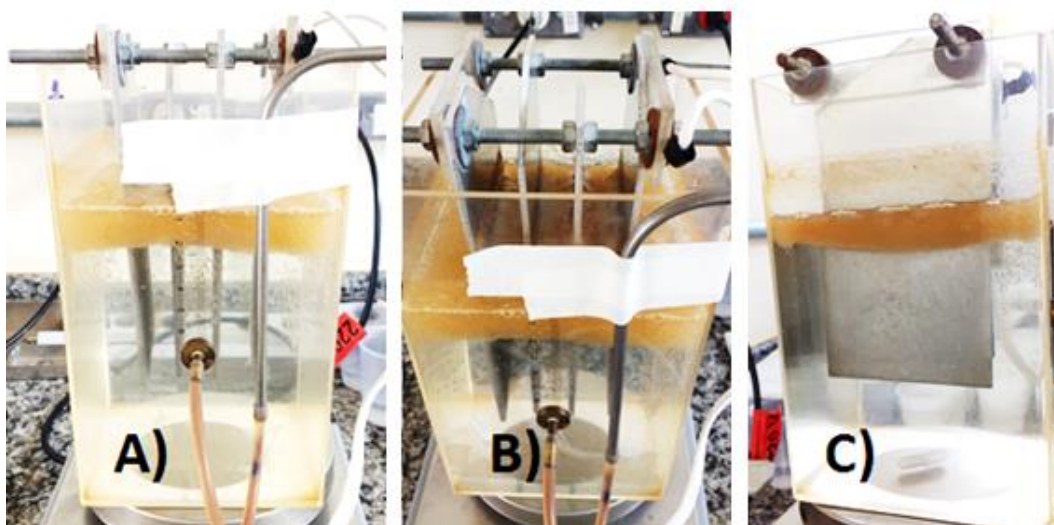
Figura 15 - Comparação entre aspecto da amostra bruta e ensaio 6, ambos da amostragem 1: A) Amostra bruta; B) Ensaio 6 aos 80 minutos do processo de eletrocoagulação.



Fonte: Própria (2017).

O ensaio 4 da amostragem 1, com 3 mg.L^{-1} de NaCl, também apresentou remoção de cor, que atendeu ao estabelecido pela Portaria MS Nº. 2.914 (Brasil, 2011), cujas eficiências foram 90,63% aos 60 minutos de eletrocoagulação, e 92,19% aos 80 minutos, resultando em cor aparente final de 10 uH e 12 uH respectivamente. O aspecto do ensaio 4 aos 80 minutos de eletrocoagulação, pode ser observado na Figura 16.

Figura 16 - Aspecto do ensaio 4 aos 80 minutos de eletrocoagulação - Amostragem 1: A) Vista frontal; B) Vista superior; c) Vista lateral do eletrodo.



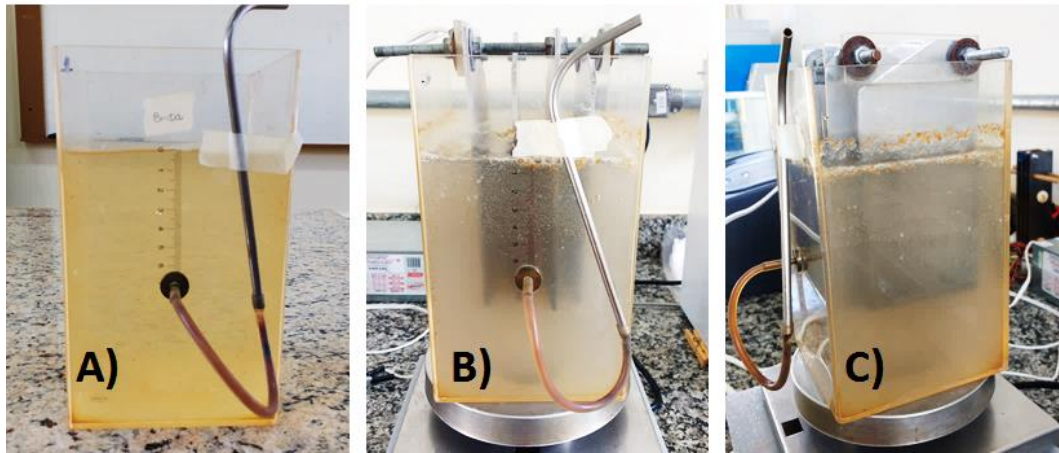
Fonte: Própria (2017).

A remoção de cor dos ensaios 2, 3 e 5 não atendeu ao padrão estabelecido pela Portaria MS Nº. 2.914 (Brasil, 2011), entretanto, seus resultados ao final de 80 minutos foram melhores que o resultado obtido no ensaio 1, que não fez uso de NaCl, podendo-se concluir que o NaCl teve efeito positivo na remoção de cor aparente das amostras, e os melhores resultados foram obtidos com as maiores concentrações do sal.

Foco e Terán (2007, p. 102), observaram que o aumento das concentrações de NaCl no processo de eletrocoagulação, também é eficiente para remoção de cor de águas residuárias, resultantes do processo de lavagem de automóveis. Os autores realizaram ensaios com diferentes concentrações de NaCl, variando entre 2,5 g.L⁻¹, 5 g.L⁻¹ e 7,5 g.L⁻¹, e obtiveram eficiências de remoção de cor 32,96%, 89,4% e 93,0% respectivamente. Através desses resultados, eles concluíram que quanto maior foi a quantidade de NaCl utilizada, melhor foi a remoção do parâmetro cor, o mesmo observado nesse estudo, nos ensaios da amostragem 1 (FOCO; TERÁN, 2007, p. 102).

Na amostragem 2 (Figura 14), observou-se que o aumento das concentrações de NaCl não foi tão positivo quanto na amostragem 1, pois apesar de todos ensaios que fizeram uso do sal (ensaios 2, 3, 4, 5 e 6), atenderem ao padrão estabelecido pela Portaria MS Nº. 2.914 (Brasil, 2011) em algum intervalo de tempo de eletrocoagulação, não foi possível observar claramente a coagulação e floculação das partículas poluentes. Isso pode ser observado na Figura 17, onde pode-se observar o aspecto do ensaio 4 aos 80 minutos, que apesar de ter apresentado a melhor remoção de cor em 97,89%, ainda estava bastante turva.

Figura 17 - Aspecto do ensaio 4 para amostragem 2: A) Amostra Bruta; B) Ensaio 4 aos 80 minutos de eletrocoagulação – Vista frontal; C) Ensaio 4 aos 80 min – Vista lateral.



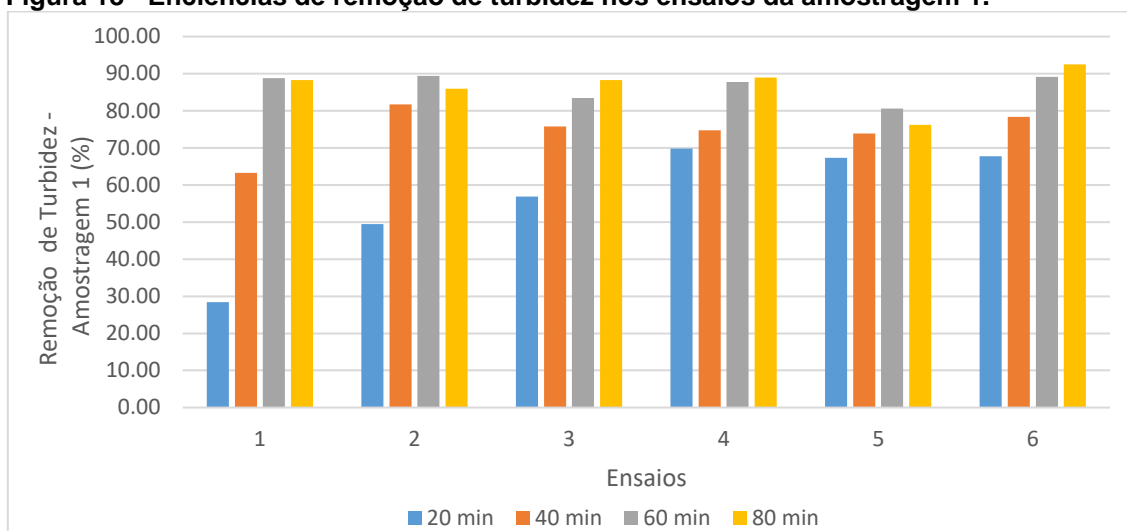
Fonte: Própria (2017).

Além disso, todos os ensaios com sal apresentaram decaimento da eficiência de remoção, em algum momento do ensaio, indicando que o tratamento não precisava ser realizado no tempo total de 80 minutos, e sim em tempos menores. A melhor eficiência foi 97,89%, obtida aos 40 minutos do ensaio 4, com 150 mg.L^{-1} de NaCl, resultando em cor aparente de 2 uH, porém, aos 20 minutos eletrocoagulação, esse ensaio já havia apresentado a eficiência suficiente para atender a Portaria MS Nº. 2.914 (Brasil, 2011). O mesmo aconteceu para os ensaios 2, 3, 5 e 6, que apresentaram remoção satisfatória logo nos 20 minutos de tratamento. A partir desses resultados, pode-se concluir que, utilizando NaCl na faixa de concentração de 50 a 250 mg.L^{-1} , o tempo de tratamento com eletrocoagulação para remoção de cor aparente, pode ser reduzido.

5.2.2 Remoção de Turbidez

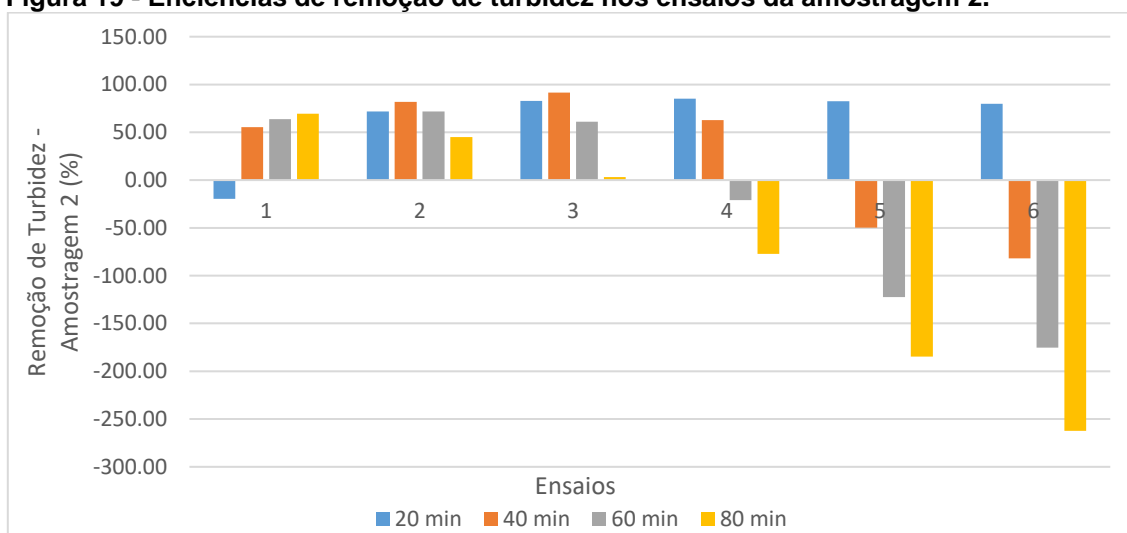
As Figuras 18 e 19 apresentam as eficiências de remoção de turbidez, nos ensaios de eletrocoagulação das amostragens 1 e 2, respectivamente, de acordo com as Tabelas B.1 e B.2 do Apêndice B.

Figura 18 - Eficiências de remoção de turbidez nos ensaios da amostragem 1.



Fonte: Própria (2017).

Figura 19 - Eficiências de remoção de turbidez nos ensaios da amostragem 2.



Fonte: Própria (2017).

Com relação ao tempo de eletrocoagulação, na amostragem 1 (Figura 18) observou-se que, a remoção de turbidez aumentou conforme o tempo. As menores eficiências ocorreram aos 20 minutos em todos os ensaios, e foram melhores nos tempos de 60 minutos (ensaios 1, 2 e 5) e 80 minutos (ensaios 3, 4 e 6). Esses resultados mostram o efeito positivo do tempo na eletrocoagulação. Na amostragem 2 (Figura 19) apenas os ensaios 1, 2 e 3, apresentaram aumento da eficiência conforme o tempo, para os demais ensaios, 4, 5 e 6, a remoção de turbidez passou a decair com o tempo,

evidenciado pelas barras negativas na Figura 18, revelando o efeito da concentração de NaCl utilizada.

Com relação a variação de concentração de NaCl, na amostragem 1 (Figura 18) foi observado que o efeito do sal foi positivo, apenas nos ensaios 2, 4 e 6, que apresentaram as maiores eficiências de 89,38%, 88,98% e 92,51% respectivamente, maiores que a eficiência 88,75%, obtida no ensaio 1, sem NaCl. Os ensaios 3 e 5, apresentaram eficiências menores que o ensaio 1, portanto, foi concluído que o uso do NaCl auxiliou na remoção de turbidez, porém com pouca diferença, talvez, pelo fato da variação nas concentrações ser muito pequena.

Foco e Terán (2007, p. 102) também observaram que a variação de concentrações de NaCl no processo de eletrocoagulação, pode auxiliar na remoção de turbidez, porém aplicado em águas residuárias resultantes do processo de lavagem de automóveis. Os autores variaram as concentrações de NaCl entre 2,5 g.L⁻¹, 5 g.L⁻¹ e 7,5 g.L⁻¹, e obtiveram eficiências de remoção de cor 37,20%, 89,58%, 96%, concluindo que a maior remoção de turbidez, foi obtida com a maior concentração de NaCl. Além disso, ao realizar um ensaio de eletrocoagulação sem adição de NaCl, eles obtiveram uma eficiência de 39%, que foi inferior as eficiências obtidas nos ensaios realizados com NaCl, reforçando ainda mais o efeito positivo no sal na eletrocoagulação (FOCO; TERÁN, 2007, p. 102).

O ensaio 6 que apresentou a melhor eficiência de remoção 92,51%, aos 80 minutos de eletrocoagulação, resultou em turbidez de 3,53 uT, atendendo ao padrão de potabilidade estabelecido pela Portaria MS Nº. 2.914 (Brasil, 2011), que estabelece VPM de 5 uT para turbidez. O ensaio 2 também apresentou eficiência satisfatória de 89,38% aos 40 minutos de eletrocoagulação, resultando em turbidez de 5 uT. Os demais ensaios, 1, 2, 3, 4 e 5, não atenderam a Portaria MS Nº. 2.914 (Brasil, 2011).

Na amostragem 2 (Figura 19), a máxima remoção foi observada aos 40 minutos, no ensaio 3, com 100 mg.L⁻¹ de NaCl, uma eficiência de 91,47%, resultando em turbidez 2,85 uT, atendendo ao padrão estabelecido pela Portaria MS Nº. 2.914 (Brasil, 2011). O ensaio 4 também apresentou eficiência satisfatória de 85,33%, resultando em turbidez de 4,9 uT, aos 20 minutos do ensaio.

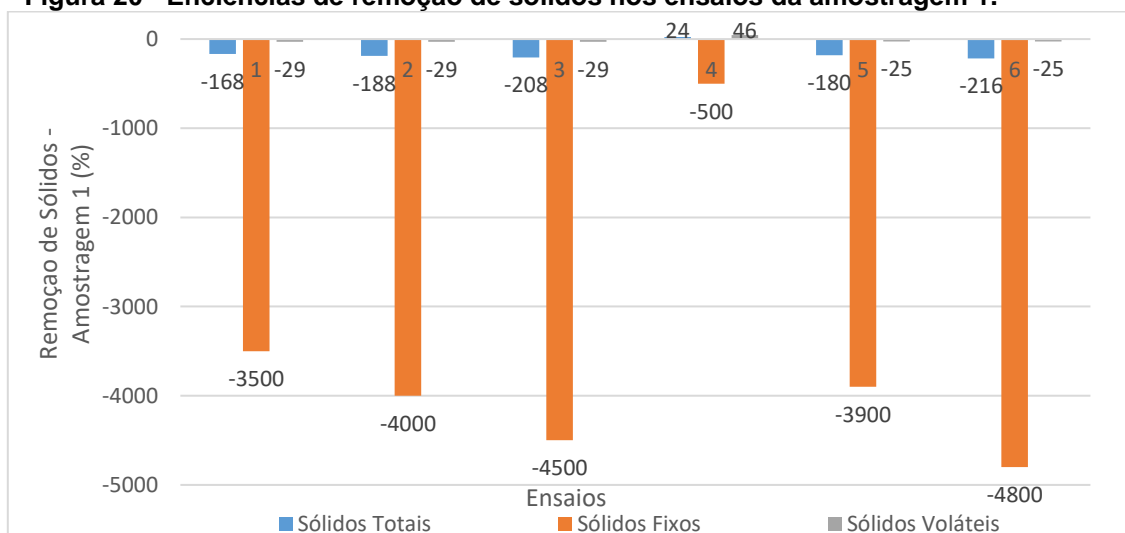
Outro fator importante observado na amostragem 2, foi o decaimento da eficiência de remoção de turbidez após o tempo de 40 minutos, nos ensaios 4, 5 e 6, representado

pelas barras negativas na Figura 19. A turbidez nessas amostras foi maior que a turbidez da amostra bruta, e de acordo Pertile (2014, p. 84), esse acontecimento é resultado da capacidade dos ânions Cl^- do sal NaCl , de dissolver a camada passiva formada na superfície dos eletrodos de alumínio, que aumenta a taxa de dissolução dos eletrodos na solução, podendo aumentar a turbidez.

5.2.3 Remoção de Sólidos Totais, Fixos e Voláteis

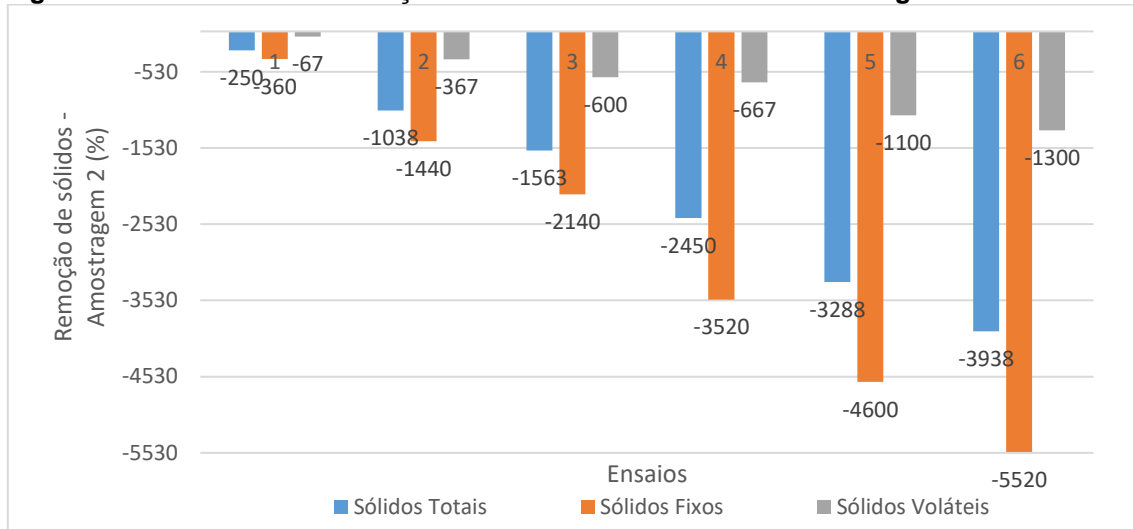
As Figuras 20 e 21 apresentam as eficiências de remoção dos sólidos totais, sólidos fixos e sólidos voláteis aos 80 minutos, nos ensaios de eletrocoagulação das amostragens 1 e 2, respectivamente, de acordo com as Tabelas B.3 e B.4 do Apêndice B.

Figura 20 - Eficiências de remoção de sólidos nos ensaios da amostragem 1.



Fonte: Própria (2017).

Figura 21 - Eficiências de remoção de sólidos nos ensaios da amostragem 2.



Fonte: Própria (2017).

Na amostragem 1 (Figura 20), foi observado um aumento da concentração de sólidos totais, sólidos fixos e sólidos voláteis nos ensaios 1, 2, 3, 5 e 6, representados pelas barras negativas na Figura 20. Apenas o ensaio 4 apresentou remoção de sólidos, com eficiência de 24% na remoção de sólidos totais, e 46% na remoção de sólidos voláteis, resultando 95 mg.L⁻¹ e 65 mg.L⁻¹ de sólidos totais e voláteis respectivamente. Entretanto, houve aumento de sólidos fixos de 5 mg.L⁻¹ (amostra bruta) para 30 mg.L⁻¹ de sólidos fixos, uma ineficiência de 500%.

A Figura 22 apresenta as amostras dos ensaios da amostragem 1, utilizadas para fazer a determinação dos sólidos totais, fixos e voláteis. Nela é possível observar que apenas a amostra do ensaio 4 (Figura 22.D), continha a menor quantidade de sólidos visualmente, apresentando-se mais clarificada.

Figura 22 - Aspecto das amostras utilizadas para determinação de sólidos. A) Ensaio 1; B) Ensaio 2; C) Ensaio 3; D) Ensaio 4; E) Ensaio 5; F) Ensaio 6.



Fonte: Própria (2017).

O pior resultado na amostragem 1, foi obtido no ensaio 6, onde houve aumento na concentração de sólidos totais de 125 mg.L⁻¹ (amostra bruta), para 395 mg.L⁻¹, aumento de sólidos fixos de 5 mg.L⁻¹ (amostra bruta) para 245 mg.L⁻¹, e aumento de sólidos voláteis de 120 mg.L⁻¹ (amostra bruta), para 150 mg.L⁻¹, uma ineficiência de 216%, 4800%, e 25% para sólidos totais, fixos e voláteis respectivamente (Figura 20). A partir desses resultados, concluiu-se que as concentrações de NaCl não tiveram efeito positivo na remoção de sólidos para este estudo, e sim, aumentaram concentração de sólidos consideravelmente.

Na amostragem 2 (Figura 21), foi possível observar mais claramente o efeito negativo das concentrações de NaCl, pois todos os ensaios apresentaram aumento da concentração de sólidos totais, fixos e voláteis, que foi piorando com o aumento das concentrações de NaCl. O pior resultado foi encontrado no ensaio 6 com 250 mg.L⁻¹ de NaCl, onde houve aumento de sólidos totais de 40 mg.L⁻¹ (amostra bruta), para 1615 mg.L⁻¹, aumento de sólidos fixos de 25 mg.L⁻¹ (amostra bruta), para 1405 mg.L⁻¹, e aumento de sólidos voláteis de 15 mg.L⁻¹ (amostra bruta) para 210 mg.L⁻¹, resultando em ineficiências de 3938%, 5520% e 1300% para sólidos totais, fixos e voláteis respectivamente (Figura 21).

O aumento da concentração de sólidos totais após o processo de eletrocoagulação, também foi verificado por Meneses et al. (2012, p. 239), no tratamento de efluente de biodiesel. O autor (MENESES et al., 2012, p.239) realizou cinco ensaios de eletrocoagulação, e mesmo obtendo remoção de sólidos, obteve valores altos na concentração de sólidos totais de suas amostras, nos ensaios 4, 5 e 6, cujas concentrações foram 2761 mg.L⁻¹, 1375 mg.L⁻¹, 1542 mg.L⁻¹ respectivamente, justificado pela perda de metal nos eletrodos, que foi desprendida para o fluido, além de sais dissolvidos, que dificilmente são removidos pela eletrocoagulação.

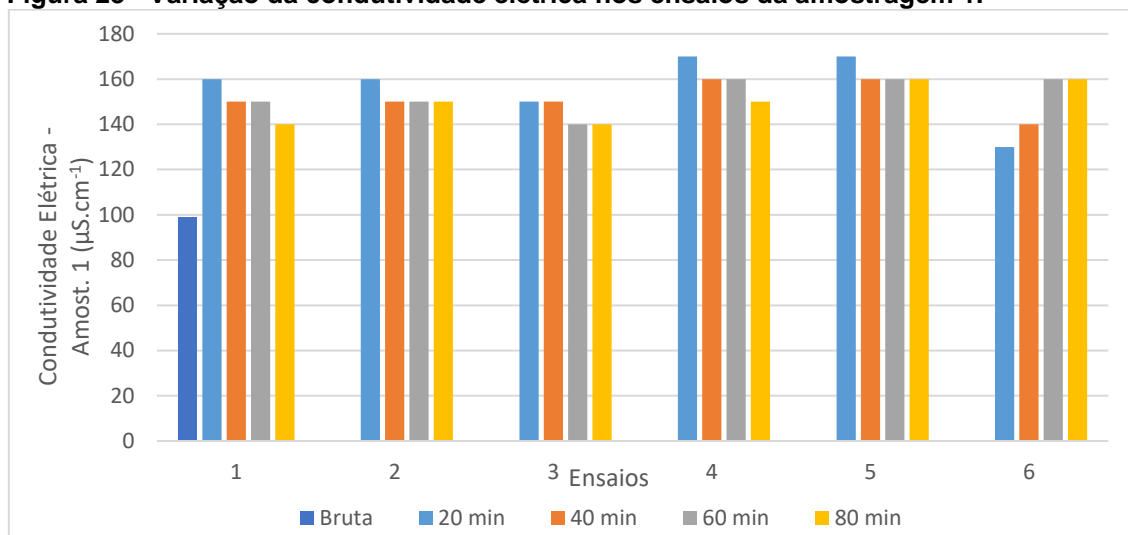
Foco e Terán (2007, p.103) afirmam que, a utilização de NaCl na eletrocoagulação, apresenta benefícios no tratamento de efluentes, como por exemplo, o aumento da condutividade, entretanto, pode ocorrer aumento significativo de sólidos dissolvidos totais. Ao realizar o tratamento de água residuárias de lavagem de automóveis por eletrocoagulação, os autores verificaram que o acréscimo de NaCl resultou no aumento da concentração de sólidos totais (FOCO; TERÁN, 2007, p. 104).

Portanto, o aumento de sólidos obtido nos ensaios de eletrocoagulação deste trabalho, justificam-se pela perda de metal dos eletrodos e da concentração de sal dissolvido, pois segundo Balbinot (2015), quando NaCl é utilizado em altas concentrações para aumento da condutividade elétrica, ocorre a liberação do íon Cl^- , podendo ocorrer a formação de compostos organoclorados.

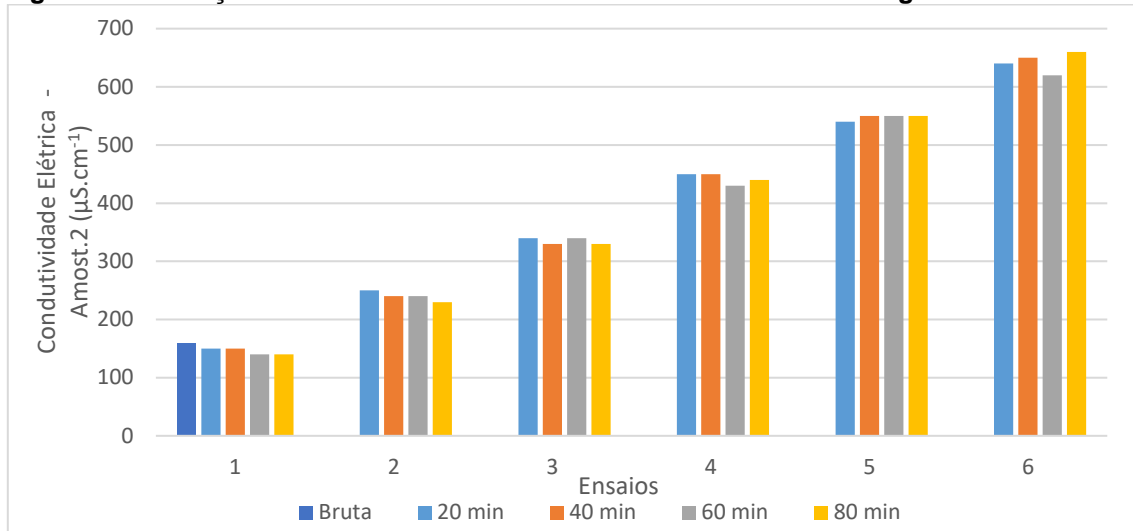
5.2.4 Variação da Condutividade Elétrica

As Figuras 23 e 24 apresentam a variação da condutividade elétrica, nos ensaios de eletrocoagulação das amostragens 1 e 2, respectivamente, de acordo com as Tabelas A.1 e A.2 do Apêndice A.

Figura 23 - Variação da condutividade elétrica nos ensaios da amostragem 1.



Fonte: Própria (2017).

Figura 24 - Variação da condutividade elétrica nos ensaios da amostragem 2.

Fonte: Própria (2017).

Com relação ao tempo, na amostragem 1 (Figura 23) foi verificado um decaimento da condutividade elétrica, conforme o aumento do tempo de eletrocoagulação. Nos ensaios 1, 2, 3, 4 e 5, a condutividade teve valor máximo nos 20 minutos iniciais e diminuiu até os 80 minutos finais de tratamento. A única exceção foi o ensaio 6, onde houve aumento da condutividade com o tempo, variando de $130 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ aos 20 minutos, para $160 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ nos 80 minutos finais. Na amostragem 2 (Figura 24), foi observado o mesmo comportamento, de decaimento da condutividade elétrica com o tempo de eletrocoagulação. Nos ensaios 1, 2, 3 e 4, a condutividade foi maior aos 20 e 40 minutos, e diminuiu nos tempos de 60 e 80 minutos. As exceções foram os ensaios 5 e 6, onde houve aumento da condutividade com o tempo.

Com relação a concentração de NaCl, na amostragem 1 (Figura 23), a máxima condutividade obtida foi $170 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, nos ensaios 4 e 5, que fizeram uso de $3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e $4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de NaCl, respectivamente. Os ensaios 2, 3 e 6, que também utilizaram NaCl, apresentaram condutividade igual e menor a $160 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, que foi o valor máximo encontrado no ensaio 1, sem adição de NaCl. Isso mostra que o sal não teve efeito muito expressivo no aumento da condutividade, apesar disso, todos os ensaios tiveram condutividade maior que da amostra bruta, de $99 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Dessa forma, concluiu-se que o processo de eletrocoagulação por si só, é capaz de aumentar a condutividade no fluido,

e para as pequenas concentrações de NaCl, usadas na amostragem 1, o efeito do sal foi pouco expressivo.

Na amostragem 2 (Figura 24), já foi possível observar melhor o efeito do NaCl no aumento da condutividade elétrica, já que foram utilizadas maiores concentrações do sal. A máxima condutividade foi de $660 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, obtida aos 80 minutos do ensaio 6 com $250 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de NaCl, ou seja, o ensaio com a maior concentração do sal. Já a menor condutividade, foi observada no ensaio 1, sem adição de NaCl, cuja condutividade máxima foi de $150 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Além disso, os ensaios 2, 3, 4 e 5 também apresentaram condutividade maior que o ensaio 1. Portanto, concluiu-se que, a condutividade elétrica aumentou com a adição de maiores concentrações de NaCl, o mesmo verificado nos estudos realizados por Foco e Terán (2007) e Pertile (2004).

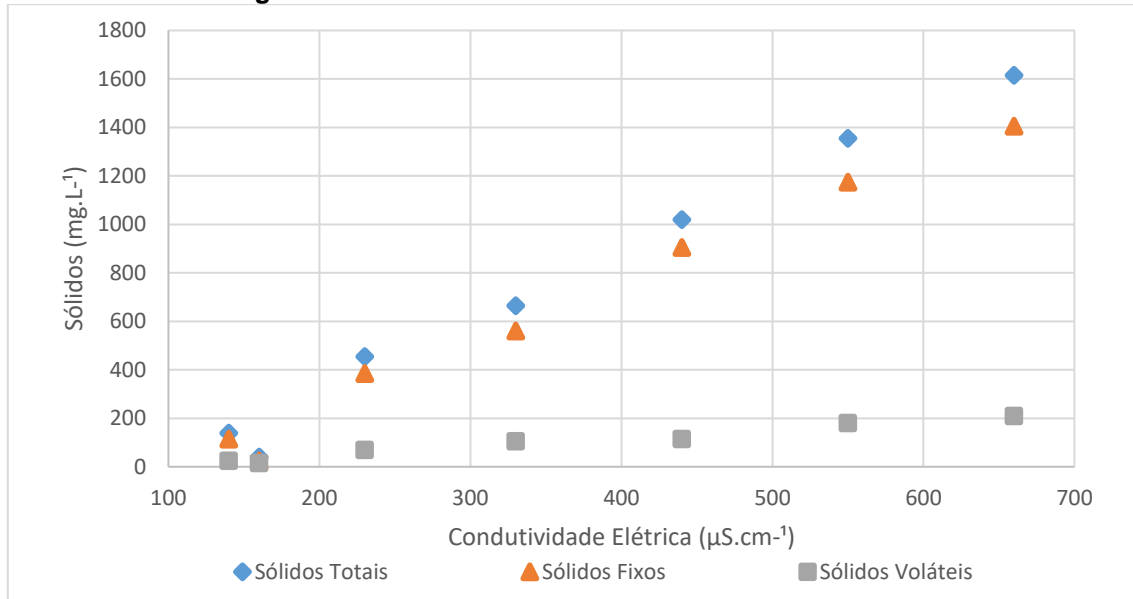
Foco e Terán (2007, p.103) estudaram o efeito da condutividade elétrica na eletrocoagulação, aplicada ao tratamento de águas residuárias do processo de lavagem de carros, utilizando diferentes concentrações de NaCl. Os autores verificaram aumento da condutividade, através do uso do sal, concluindo que, tal procedimento permitiu a diminuição da voltagem aplicada. Pertile (2014, p. 84) utilizou a eletrocoagulação aplicada a efluentes cianídricos da indústria galvânica, e ao utilizar as concentrações de NaCl de $0,1 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ e $5 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$, verificou que, quanto maior foi a quantidade adicionada, maior foi a condutividade no sistema, permitindo uma maior densidade de corrente no fluido, requerendo assim um menor potencial a ser aplicado.

5.2.5 Relação entre Condutividade Elétrica e Sólidos Totais, Fixos e Voláteis

Analisando os valores de condutividade elétrica, juntamente com os resultados de sólidos totais, fixos e voláteis dos ensaios de eletrocoagulação para amostragem 2, verificou-se a existência de relação linear entre esses parâmetros.

Esse tema já foi estudado por diversos autores tanto no tratamento de efluentes (Berger et al., 2013; Oliveira et. al, 1999), quanto no tratamento de água para abastecimento (Lima et al., 2012). Para os ensaios da amostragem 2, com variação de NaCl de 50 a $250 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ foram obtidas as seguintes regressões lineares, apresentadas na Figura 25.

Figura 25 - Relação entre condutividade elétrica e sólidos totais, fixos e voláteis nos ensaios da amostragem 2.



Fonte: Própria.

Na Tabela 6 estão expressas as equações obtidas a partir das relações entre condutividade elétrica (CE), sólidos totais (ST), sólidos fixos (SF) e sólidos voláteis (SV).

Tabela 6 – Relações obtidos entre as séries de sólidos e condutividade elétrica.

Relação com Condutividade Elétrica	Equação Linear	R ²
Sólidos Totais	CE= 2,9881 ST – 315,72	0,9878
Sólidos Fixos	CE= 2,6249 SF – 288,36	0,9873
Sólidos Voláteis	CE= 0,3631 SV – 27,358	0,9702

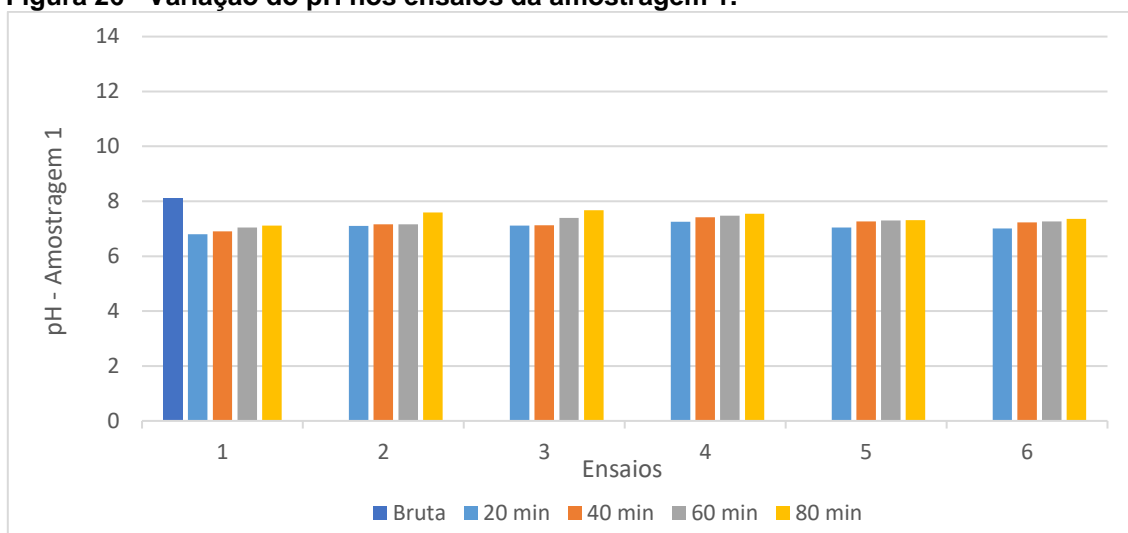
Fonte: Própria.

Através desses resultados, pode-se observar a forte relação entre condutividade elétrica e os sólidos totais, fixos e voláteis, uma vez que foram obtidos R² acima de 0,97. Berger et al. (2013, p. 381) obteve relações entre sólidos fixos e condutividade elétrica com R² igual a 0,92 em efluentes de amidonaria, assim como Oliveira et al. (1999, p. 874), que concluiu que existem relações lineares significativas entre condutividade e sólidos totais dissolvidos, tratando-se de esgoto bruto e de efluentes de lagoas de estabilização.

5.2.6 Variação do pH

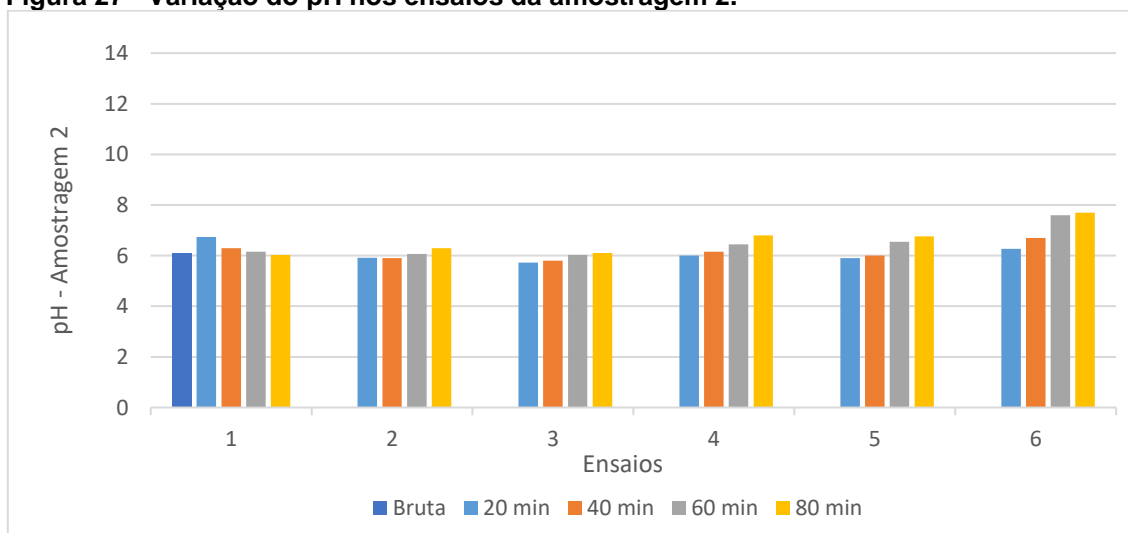
As Figuras 26 e 27 apresentam a variação do pH nos ensaios de eletrocoagulação para as amostragens 1 e 2 respectivamente, de acordo com as Tabelas A.1 e A.2 do Apêndice A.

Figura 26 - Variação do pH nos ensaios da amostragem 1.



Fonte: Própria (2017).

Figura 27 - Variação do pH nos ensaios da amostragem 2.



Fonte: Própria (2017).

Na amostragem 1 (Figura 26), observou-se que o pH em todos os ensaios, foi menor que o pH=8,1 da amostra de água bruta. Segundo Pertile (2014, p. 70), o processo de eletrocoagulação tende a neutralizar o pH dos efluentes tratados, sendo assim, a diminuição do pH para esses ensaios é aceitável, já que todos os seis ensaios, apresentaram pH ao final dos 80 minutos, próximos de 7 (neutro).

Na amostragem 2 (Figura 27), todos os ensaios apresentaram pH um pouco maior que o pH=6,12 da amostra de água bruta, com exceção do ensaio 3, que apresentou valor máximo de pH=6,10, no tempo de 80 minutos. Esse comportamento é compatível com o mencionado por Meneses et al. (2012, p. 237), que citou em seu trabalho, o exemplo de autores que ao estudarem o processo de eletrocoagulação, verificaram que ocorre um aumento do pH, que pode estar relacionado à evolução de hidrogênio no cátodo (Crespilho, F.; Santana, C.; Rezende, M.; 2004; Koren, J.; Syversen, U., 1995, e Oliveira, D., 2003)¹. Ao estudar a eletrocoagulação com eletrodos de alumínio, Mohouedhen *et al.* (2008)², verificou que, quando o pH inicial da solução é alcalino, o pH final diminui, e quando o pH inicial é ácido, o pH final aumenta.

Com relação ao tempo, na amostragem 1 (Figura 26), foi observado que o decaimento de pH aconteceu logo nos primeiros 20 minutos dos ensaios, e foi crescendo novamente, nos intervalos de tempo de 40, 60 e 80 minutos. Na amostragem 2 (Figura 26), observou-se um decréscimo de pH nos intervalos de tempo de 20, 40, 60 e 80 minutos do ensaio 1, e acréscimo no pH nos intervalos de tempo dos demais ensaios 2, 3, 4, 5 e 6.

Com relação a variação de concentração de NaCl, na amostragem 1, foi verificado que o pH das amostras com sal, foi um pouco maior que o do ensaio 1, sem adição de sal, porém as variações continuaram pequenas. O ensaio 1, sem adição de NaCl apresentou o menor pH dentro todos os ensaios, pH= 6,8 aos 20 minutos da eletrocoagulação, e o maior pH foi observado aos 80 minutos do ensaio 3, com 2 mg.L⁻¹ de NaCl, de valor pH= 7,68. Pertile (2014, p. 71), comenta que a eletrólise da solução NaCl pode aumentar o pH da solução no processo de eletrocoagulação, portanto, atribuiu-se o pequeno aumento do pH à eletrólise do NaCl.

¹ Crespilho, F.; Santana, C.; Rezende, M.; 2004; Koren, J.; Syversen, U., 1995, e Oliveira, D., 2003 apud MENESES, 2012, p. 237.

² Mohouedhen et al., 2008 apud MENESES, 2012, p. 237.

A Portaria MS Nº. 2.914 (Brasil, 2011), estabelece valores de pH entre 6 e 9,5 para água potáveis para consumo humano, e todos os ensaios realizados para a amostragem 1 atenderam a essa legislação. Na amostragem 2, o valor mais alto de pH=7,7 foi observado aos 80 minutos do ensaio 6, com 250 mg.L⁻¹ de NaCl, sendo foi possível verificar o efeito da eletrólise do NaCl no aumento do pH, como aconteceu na amostragem 1. Os ensaios 2, 3 e 5 apresentaram pH=5,91, 5,73 e 5,9, respectivamente, todos abaixo de 6, entretanto, ao final dos 80 minutos de eletrocoagulação apresentam pH=6,3, 6,1 e 6,76 respectivamente. Conclui-se que todos os ensaios apresentaram uma pequena variação do pH, porém todos atenderam a Portaria MS Nº. 2.914 (Brasil, 2011).

5.3 ANÁLISE DE CUSTO DO PROCESSO

5.3.1 Desgaste dos Eletrodos

O consumo teórico dos eletrodos, durante os ensaios de eletrocoagulação das amostragens 1 e 2, está apresentado na Tabela 7 a seguir.

Tabela 7 - Consumo teórico dos eletrodos de alumínio das amostragens 1 e 2.

Ensaio	Consumo Teórico (g) Amostragem 1	Consumo Teórico (g) Amostragem 2
1	0,0358	0,0313
2	0,0403	0,1029
3	0,0358	0,2192
4	0,0268	0,3310
5	0,0313	0,4205
6	0,0358	0,5100

Fonte: Própria (2017).

Para o cálculo do consumo teórico (Equação 3), foram considerados o tempo de aplicação da corrente de 80 minutos, massa molar do alumínio de 26,98 g.mol⁻¹, 3 elétrons envolvidos na oxidação do alumínio (Equação 1), constante de Faraday = 9,65x10⁴ C.mol⁻¹, e corrente elétrica que variou conforme a condutividade do fluido. Todos os dados utilizados no cálculo encontram-se nas Tabelas C.1 e C.2 do Apêndice C.

O consumo experimental dos eletrodos nos ensaios das amostragens 1 e 2 está apresentado na Tabela 8.

Tabela 8 - Consumo experimental dos eletrodos de alumínio para as amostragens 1 e 2.

Ensaio	Consumo experimental (g)	
	Amostragem 1	Amostragem 2
1	0,0204	-0,0228
2	0,0548	0,1940
3	-0,0326	-0,0713
4	-0,0478	0,8896
5	0,1878	0,8765
6	0,0684	0,5673

Fonte: Própria (2017).

Para o cálculo do consumo experimental, foram utilizadas as massas dos eletrodos antes do início dos ensaios, e após os 80 minutos de eletrocoagulação. Todos os dados utilizados nesse cálculo encontram-se nas Tabelas C.1 e C.2 do Apêndice C.

Pode-se observar na Tabela 8, que para amostragem 1, os ensaios 3 e 4 apresentaram valores negativos de consumo experimental, assim como os ensaios 1 e 3 da amostragem 2. Esses resultados devem ser desconsiderados, pois o peso dos eletrodos ao final dos 80 minutos, foi maior que o peso dos eletrodos antes do ensaio, o que é incoerente. Atribuem-se essas incoerências, a possíveis erros na balança, influência de vento no ambiente, ou até mesmo pelos resíduos e água que ficaram acumulados nos eletrodos após os ensaios, como pode ser observado na Figura 28.

Figura 28 - Eletrodos após 80 minutos de eletrocoagulação. A) Acúmulo de sólidos nos eletrodos. B) Aspecto do material acumulado.



Fonte: Própria (2017).

No decorrer dos ensaios, houve acúmulo de resíduos nos eletrodos, que apesar de terem sido removidos por meio da lavagem, ainda podem ter influenciado nos resultados das pesagens. Sugere-se realizar a secagem dos eletrodos em estufa antes da pesagem, em próximos estudos, pois acredita-se que poderão ser obtidos melhores resultados, para identificação da massa de alumínio consumida nos eletrodos. Infelizmente esse passo não foi realizado para esse estudo.

Analisando as Tabelas 7 e 8, observou-se que, tanto o consumo teórico, quanto o consumo experimental da amostragem 2, foram maiores que o da amostragem 1. Atribuiu-se essa diferença à variação na concentração de NaCl utilizada em cada ensaio, que ao aumentar a condutividade no fluido, e permitir a maior passagem de corrente elétrica no sistema, causou o maior consumo dos eletrodos.

Pertile (2014, p.84) observou nos ensaios de eletrocoagulação, aplicado ao tratamento de efluentes cianídricos da indústria galvânica, que houve maior dissolução anódica dos eletrodos de alumínio, ao adicionar o eletrólito suporte NaCl ao efluente. A dissolução apresentou-se mais intensa quando foi adicionado $5,0 \text{ g.L}^{-1}$ de NaCl, em relação a adição de $0,1 \text{ g.L}^{-1}$ de NaCl. A autora (PERTILE, 2014, p. 84) explica que a superfície dos eletrodos de alumínio, é coberta por uma camada passiva protetora, que é rapidamente dissociada na presença de soluções que contenham íons Cl^- , ou quando polarizada anodicamente, e assim ocorre a corrosão do alumínio. Dessa forma, ela concluiu que, quanto maior a concentração de NaCl adicionada ao efluente, maior será o aumento da condutividade elétrica do fluido, permitindo maior passagem de corrente, que causará maior dissolução anódica dos eletrodos de alumínio.

Outro ponto importante observado nas Tabelas 7 e 8, foi que, ambas as amostragens 1 e 2, apresentaram consumo experimental dos eletrodos maior que o consumo teórico, obtido pela equação de Faraday. Pertile (2014, p. 73) cita que a quantidade de íons alumínio (Al^{3+}) gerada durante a eletrocoagulação, normalmente é superior ao valor teórico, determinado pela equação de Faraday.

Gonzales e Torem (2008, p.91) também fizeram a mesma constatação, em ensaios de eletrocoagulação aplicados no tratamento de efluentes oleosos, observando que houve maior dissociação dos eletrodos de alumínio, comparado ao valor teórico

calculado também pela equação de Faraday, para qual os autores observaram uma eficiência de 115,6% sobre o valor teórico. Merma (2008)³, cita eficiências maiores que 100% para dissociação real do alumínio, com relação ao consumo teórico.

Sendo assim, foi possível concluir que, com relação ao desgaste dos eletrodos, há maior liberação de íons Al^{+3} quanto maior foi a concentração de NaCl adicionada ao meio, além disso, o consumo experimental dos eletrodos normalmente será maior que o consumo teórico determinado pela lei de Faraday.

5.3.2 Consumo de Energia Elétrica

O consumo de energia elétrica em cada ensaio de eletrocoagulação, para as amostragens 1 e 2, está apresentado na Tabela 9 a seguir.

Tabela 9 - Consumo de energia elétrica para as amostragens 1 e 2.

Ensaio	Consumo de Energia Elétrica (kWh.m ⁻³)	Consumo de Energia Elétrica (kWh.m ⁻³)
	Amostragem 1	Amostragem 2
1	0,64	0,56
2	0,72	1,84
3	0,64	3,92
4	0,48	5,92
5	0,56	7,52
6	0,64	9,12

Fonte: Própria (2017).

Para o cálculo do consumo de energia (Equação 5), foram considerados o potencial elétrico da fonte de 12 V, volume de água tratada 0,002 m³, corrente elétrica variando conforme a condutividade elétrica no fluido, e tempo de eletrocoagulação de 80 minutos. Todos os dados encontram-se na Tabelas C.3 e C.4 do Apêndice C. Para esse estudo não foi considerado o consumo de energia elétrica da fonte de agitação constante em todo o processo de eletrocoagulação, porém sugere-se esse procedimento para próximos estudos.

Na amostragem 1, o maior consumo de energia elétrica foi 0,72 kWh.m⁻³, verificado no ensaio 2, com 1 mg.L⁻¹ de NaCl, cuja corrente elétrica foi 0,09 A, a maior

³ Merma, 2008 apud GONZALES; TOREM, 2008, p. 91.

dentre todos os ensaios da amostragem 1. Uma relação entre consumo de energia e corrente elétrica foi descrita por Gonzales e Torem (2008), ao aplicar a eletrocoagulação no tratamento de efluentes oleosos. Os autores explicam que, maior consumo de energia elétrica é esperado ao se trabalhar com maiores densidades de corrente elétrica, podendo acarretar maior custo de operação (GONZALES; TOREM, 2008, p.32). Apesar dessa relação ter sido observada na amostragem 1, esperava-se que o maior consumo de energia ocorresse no ensaio 5, que usou a maior concentração de NaCl de 5 mg.L⁻¹, e, portanto, deveria apresentar a maior condutividade, porém isso não aconteceu.

Na amostragem 2, o maior consumo de energia elétrica foi 9,12 kW.m⁻³, verificado no ensaio 6, com 250 mg.L⁻¹ de NaCl, cuja corrente elétrica foi 1,14 A, a maior dentre todos os ensaios da amostragem 2. Aqui pode-se observar claramente a relação descrita por Gonzales e Torem (2008) anteriormente. Os autores também citaram o exemplo de Koby et al. (2007)⁴, e seu estudo da eletrocoagulação, aplicado ao tratamento de efluentes têxteis, que observou que ao aumentar a densidade de corrente de 25 mA.cm⁻² para 300 mA.cm⁻², verificou aumento do consumo de energia de 1,5 kWh.m⁻³ para 41 kWh.m⁻³, e aumento no consumo do eletrodo de alumínio de 0,2 kg.Al.m⁻³ para 1,6 kg.Al.m⁻³.

5.3.3 Custo do Processo de Eletrocoagulação

O custo do processo de eletrocoagulação por m³ de água tratada, para cada ensaio das amostragens 1 e 2, está representado na Tabela 10, a seguir.

Tabela 10 - Custo do processo de eletrocoagulação para as amostragens 1 e 2.

Ensaio	Custo Total (R\$.m ⁻³)	
	Amostragem 1	Amostragem 2
1	0,3764	0,1098*
2	0,5954	1,8130
3	0,0902*	1,2457*
4	-0,0584*	7,2666
5	1,2471	7,8614
6	0,6356	6,8573

Fonte: Própria (2017). *Valores calculados considerando o erro de pesagem.

⁴ Koby et al., 2007 apud GONZALES; TOREM, 2008, p. 66.

Para o cálculo do custo do processo de eletrocoagulação (Equação 6), foi considerado a tarifa de energia elétrica R\$ 0,416 por kWh, estabelecida pela Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL) para Companhia Paranaense de Energia (COPEL) (Brasil, 2015). Também foi considerado o custo do alumínio para confecção dos eletrodos, no valor de R\$ 5,40 por quilo de material (SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS E AGROINDUSTRIAIS, 2013).

Os custos obtidos para os ensaios 3 e 4 da amostragem 1, e ensaios 1 e 3 da amostragem 2, estão representados na Tabela 9 pelo símbolo *, pois foram calculados considerando o erro nas pesagens, discutidas no tópico 5.3.1, portanto devem ser desconsiderados.

Analisando a Tabela 10, observou-se que a variação nas concentrações de NaCl, teve grande efeito no custo de operação do processo de eletrocoagulação. Na amostragem 1, com pequenas concentrações de NaCl, os custos variaram de R\$ 0,5954 a R\$ 1,2471, nos ensaios 2 e 5 respectivamente. Na amostragem 2, com maiores concentrações de NaCl, a variação foi ainda maior, com custos para o tratamento de 1 m³ de água variando de R\$ 1,8130 a R\$ 7,8614, nos ensaios 2 e 5 respectivamente.

Combatt (2014, p. 49) encontrou uma variação de custo de R\$ 1,10 a R\$ 9,20 por m³ de efluentes de abatedouro de aves, tratados por eletrocoagulação, com eletrodos de alumínio, em tempos de 40 minutos e com densidades de corrente em 30 A.m⁻² a 112,5 A.m⁻². Gonzales e Torem (2008, p. 89), obtiveram um custo de R\$ 7,1 por m³ de efluentes oleosos tratados por eletrocoagulação, com eletrodos de alumínio, em tempos de 30 minutos, com corrente ordem 7,3 A. Apesar de Combatt (2014) e Gonzales e Torem (2008) terem trabalhado com correntes maiores do que as obtidas nesse estudo, acredita-se que a variação de custo obtida para amostragens 1 e 2, estão dentro do esperado, pois deve-se levar em consideração o fato desses autores terem trabalhado com tratamento de efluentes, e não de água para abastecimento.

6 CONCLUSÃO

Considerando o objetivo de identificar a concentração ideal de NaCl, que resulta na melhor remoção dos parâmetros de qualidade, respeitando os valores máximos permitidos estabelecidos pela Portaria MS Nº. 2.914 (Brasil, 2011) e a Resolução CONAMA Nº. 357 (Brasil, 2005), concluiu-se que, pode-se utilizar concentrações até 5 mg.L⁻¹ NaCl, para o qual foi necessário 80 minutos de eletrocoagulação para remoção de cor aparente e turbidez, que atendessem ao padrão potabilidade estabelecido pela Portaria MS Nº. 2.914 (Brasil, 2011). Utilizando concentrações acima de 50 mg.L⁻¹ da NaCl, a coagulação e flotação das partículas poluentes não ocorreu de forma efetiva. Entretanto, é importante salientar que o padrão de potabilidade estabelecido nessa portaria, refere-se à água após o tratamento completo, porém seus valores máximos permitidos foram utilizados como referência para este estudo, pois não há legislações com padrões de qualidade estabelecidos especificamente para a etapa de coagulação.

Com relação ao efeito da eletrocoagulação com diferentes concentrações de NaCl, na remoção dos parâmetros, concluiu-se que o sal ajudou a obter melhores eficiências de remoção de cor aparente e turbidez, dependendo do tempo de tratamento. As melhores eficiências de remoção de cor aparente e turbidez foram 98,44% e 92,51%, respectivamente, obtidas no ensaio 6, com 5 mg.L⁻¹ de NaCl (Amostragem 1); e 97,89% e 85,33%, respectivamente, obtidas no ensaio 4, com 100 mg.L⁻¹ de NaCl (Amostragem 2). O tempo de eletrocoagulação para obtenção dessas eficiências, foi diferente para cada ensaio, sendo 80 minutos para o ensaio 6 (Amostragem 1), e 40 minutos para o ensaio 4 (A amostragem 2). Portanto, concluiu-se que, aumentando a concentração de sal, deve-se diminuir o tempo de tratamento, para se obter melhores eficiências.

Para os sólidos, concluiu-se que a variação na concentração de NaCl não teve efeito positivo na remoção de sólidos totais, fixos e voláteis, onde foi possível encontrar uma relação com o aumento da condutividade. As únicas eficiências de remoção obtidas foram 24% e 46%, para sólidos totais e sólidos voláteis, respectivamente, no ensaio 4, com 3 mg.L⁻¹ de NaCl (Amostragem 1). Em todos os demais ensaios, não houve remoção, mas sim aumento da concentração de sólidos. Diante desses resultados,

sugere-se que novos estudos sejam realizados, com ensaios de sólidos suspensos, afim de verificar se há melhores remoções.

Na condutividade elétrica, o efeito do NaCl foi positivo, pois causou um aumento deste parâmetro, resultando em maior passagem de corrente elétrica no fluido. Na amostragem 1, a maior condutividade obtida foi $170 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, nos ensaios 4 e 5; na amostragem 2, a maior condutividade foi $660 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, no ensaio 6. Para o pH, não foi verificado nenhum efeito expressivo do aumento de concentração de NaCl, já que o processo de eletrocoagulação por si só, tende a neutralizar o pH das amostras.

Com relação ao custo do processo de eletrocoagulação, com adição de NaCl, concluiu-se que, os gastos do processo de eletrocoagulação variaram fortemente com a variação de concentração de NaCl, pois o sal teve efeito direto no desgaste dos eletrodos e consumo de energia elétrica. O custo mais baixo foi R\$ 0,5954, para cada m^3 de água tratado, verificado no ensaio 2, com $1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de NaCl (Amostragem 1), e o maior custo foi R\$ 7,8614 para cada m^3 de água tratado, verificado no ensaio 5, com $200 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de NaCl (Amostragem 2). Diante desses resultados, concluiu-se que, os maiores custos estão relacionados às maiores concentrações de NaCl, pois o sal aumenta o consumo dos eletrodos por meio da corrosão, e aumenta o consumo de energia pelo aumento da condutividade e corrente elétrica.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. **Indicadores de qualidade:** Índice de qualidade das águas (IQA). 2014. Disponível em: <http://portalpnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx#_ftn8>. Acesso em: 4 jun. 2016.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 1999. Disponível em: <https://www.mwa.co.th/download/file_upload/SMWW_1000-3000.pdf>. Acesso em: 26 ago. 2016.

AQUINO NETO, Sidney de et al. Tratamento de resíduos de corante por eletrofloculação: um experimento para cursos de graduação em química. **Química Nova.** São Paulo, p. 1468-1471. 5 maio 2011. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/qn/v34n8/30.pdf>>. Acesso em: 10 maio 2016.

BALBINOT, Evellin. Eletrocoagulação no tratamento de efluentes de filetagem de pescado. 2015. 165 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciência dos Alimentos, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015. Disponível em: <<https://repositorio.ufsc.br/xmlui/bitstream/handle/123456789/158901/337260.pdf?sequence=1&isAllowed=y>>. Acesso em: 22 jun. 2017

BERGER, Jussara Silva et al. Relação entre série de sólidos e condutividade elétrica em biodigestor tubular utilizado no tratamento de efluente de amidonaria. In: ENCONTRO REGIONAL DE AGRONOMIA, 6., 2013, Marechal Candido Rondon. Congresso. Marechal Candido Rondon: Vi Eagro, 2013. v. 12, p. 377 - 383. Disponível em: <<http://e-revista.unioeste.br/index.php/scientiaagraria/index>>. Acesso em: 22 jun. 2017.

BRASIL. AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. **Ranking das tarifas.** 2015. Disponível em: <<http://www.aneel.gov.br/ranking-das-tarifas>>. Acesso em: 26 abr. 2017.

BRASIL. ORGANIZAÇÃO DA NAÇÕES UNIDAS. (Org.). **Escassez de água, desafio à sustentabilidade.** 2017. Disponível em: <<https://nacoesunidas.org/artigo-escassez-de-agua-desafio-a-sustentabilidade/>>. Acesso em: 01 jun. 2017.

BRASIL. Portaria nº 003, de 21 de março de 1991. Enquadrar os cursos d'água da BACIA DO RIO TIBAGI. **Superintendência dos Recursos Hídricos e Meio Ambiente.** Paraná,

Disponível em: <<http://www.recursoshidricos.pr.gov.br/arquivos/File/enquadramento-b-tibagi.pdf>>. Acesso em: 06 maio 2016.

BRASIL. Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Ministério da Saúde**. [S. l.], 27 jan. 2012. Disponível em: <[http://www.saude.mg.gov.br/images/documentos/PORTARIA No- 2.914, DE 12 DE DEZEMBRO DE 2011.pdf](http://www.saude.mg.gov.br/images/documentos/PORTARIA%20No-2.914,%20DE%2012%20DE%20DEZEMBRO%20DE%202011.pdf)>. Acesso em: 4 maio 2016.

BRASIL. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Conselho Nacional do Meio Ambiente**. p. 58-63. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 14 abr. 2016.

CERQUEIRA, Nereide. **Eletricidade: método alternativo para tratamento da água**. 2008. Site Mídia Ciência Unicamp. Disponível em: <http://www.labjor.unicamp.br/midiaciencia/article.php?id_article=650>. Acesso em: 28 maio 2016.

CHEN, Guohua. Electrochemical technologies in wastewater treatment. **Journal Of Hazardous Materials**. Hong Kong, China, p. 11-41. 15 jul. 2004. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1383586603002636>>. Acesso em: 6 maio 2016.

COMBATT, Maria Paulina Mendoza. **Aplicação da técnica de eletrocoagulação no tratamento de efluentes de abatedouros de aves**. 2014. 58 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciência e Tecnologia de Alimentos, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2014. Disponível em: <http://locus.ufv.br/bitstream/handle/123456789/2945/texto_completo.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 12 maio 2017.

COMPANHIA DE SANEAMENTO DO PARANÁ. **O tratamento de água**: Sanepar educando. 2010. Disponível em: <http://educando.sanepar.com.br/ensino_fundamental/o-tratamento-da-agua>. Acesso em: 30 maio 2016.

FLECK, Leandro; TAVARES, Maria Hermínia Ferreira; EYNG, Eduardo. Utilização da técnica de eletrofloculação para o tratamento de efluentes têxteis: uma revisão. **Revista**

Eixo, Brasília, v. 2, n. 2, p.28-36, dez. 2013. Disponível em:
<<http://revistaeixo.ifb.edu.br/index.php/RevistaEixo/article/view/107/93>>. Acesso em: 4 maio 2016.

FOCO, Mário Luiz Rodrigues; TERÁN, Francisco Javier Cuba. Avaliação do efeito da condutividade na eletro-coagulação-flotação aplicada ao tratamento físico-químico de águas residuárias. **Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas**, Londrina, v. 28, n. 2, p.99-106, dez. 2007. Disponível em:
<<http://www.uel.br/revistas/uel/index.php/semexatas/article/view/1892/1595>>. Acesso em: 17 abr. 2017.

FORNARI, Marilda Menchon Tavares. **Aplicação da técnica de eletro-floculação no tratamento de efluentes de curtume**. 2007. 94 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Química, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, 2007. Disponível em:
<http://portalpos.unioeste.br/media/File/eng_quimica/marilda_menchon_tavares_fornari.pdf>. Acesso em: 5 abr. 2016.

GOOGLE EARTH. Imagem de satélite: localização do Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto (SAMAE) Ibiporã, PR. 2016.

GONZALES, Lorgio Gilberto Valdiviezo; TOREM, Mauricio Leonardo. O efeito de dois diferentes anodos metálicos na eletrocoagulação de efluentes oleosos sintéticos. **Estudos Tecnológicos em Engenharia**, Rio de Janeiro, v. 6, n. 2, p.57-67, ago. 2008. Disponível em: <http://www2.dbd.puc-rio.br/pergamum/biblioteca/php/index.php?codObra=0&codAcervo=179348&posicao_atural=178&posicao_maxima=2381&tipo=bd&codBib=0&codMat;=&flag;=&desc;=&titulo=Publica??es On-Line&contador=0&parcial;=&letra=E&lista=E>. Acesso em: 20 abr. 2017.

HELLER, Léo; PÁDUA, Valter Lúcio de. **Abastecimento de água para consumo humano**. Belo Horizonte: UFMG, 2006. 857 p. Disponível em:
<<https://books.google.com.br/books?id=XFnHzqetCoC&printsec=frontcover#v=onepage&q&f;=false>>. Acesso em: 07 jun. 2016.

IBIPORÃ. PREFEITURA MUNICIPAL DE IBIPORÃ. (Org.). **Dados geográficos**. 2011. Disponível em:
<<http://www.ibipora.pr.gov.br/conteudo/mostrar/id/1136/titulo/Dados+Geográficos>>. Acesso em: 04 set. 2016.

IBIPORÃ. SERVIÇO AUTÔNOMO MUNICIPAL DE ÁGUA E ESGOTO. SAMAE. (Org.). **Sistema de água: O sistema de abastecimento**. 2016. Disponível em: <<http://www.samaeibi.com.br/pagina/sistema-de-agua>>. Acesso em: 05 maio 2017.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. (Org.). **Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa**. 2017. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>>. Acesso em: 22 jun. 2017.

INSTITUTO TRATA BRASIL. **Situação Saneamento no Brasil**. 2013. Disponível em: <<http://www.tratabrasil.org.br/saneamento-no-brasil>>. Acesso em: 07 jun. 2016.

LIMA, José Ossian Gadelha de et al. Os sólidos totais dissolvidos (STD) e a Condutividade Elétrica (CE) nas águas de poços do município de Crateús-CE. In: CONGRESSO NORTE NORDESTE DE PESQUISAS E INOVAÇÃO, 7., 2012, Palmas. **Congresso**. Palmas: liconepi, 2012. p. 1 - 7. Disponível em: <<http://propi.ifto.edu.br/ocs/index.php/connepi/vii/paper/viewFile/196/1426>>.

MENESES, Janaina Moreira de et al. Tratamento do efluente do biodiesel utilizando a eletrocoagulação/flotação: Investigação dos parâmetros operacionais. **Química Nova**, Campina Grande, v. 35, n. 2, p.235-240, 26 set. 2012. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/qn/v35n2/02.pdf>>. Acesso em: 18 abr. 2017.

MOLLAH, Mohammad Y.A. et al. Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. **Journal Of Hazardous Materials**. [s. L.], p. 199-210. 18 out. 2004. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389404004170>>. Acesso em: 5 abr. 2016.

OLIVEIRA, Rui de et al. Relação entre condutividade e sólidos totais dissolvidos em amostras de esgoto bruto e de lagoas de estabilização. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20., 1999, Campina Grande. **Congresso**. Rio de Janeiro: Cbesa, 1999. p. 869 - 874. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/brasil20/i-156.pdf>>. Acesso em: 22 jun. 2017.

PERTILE, Taís Sabedot. **Avaliação do processo de eletrocoagulação aplicado a efluentes cianídricos da indústria galvânica**. 2014. 100 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia de Processos e Tecnologias, Universidade de Caxias do Sul, Caxias do Sul, 2014. Disponível em: <[https://repositorio.ucs.br/xmlui/bitstream/handle/11338/844/Dissertacao Tais Sabedot Pertile.pdf;jsessionid=84D8C96E05F40AB01292858B52ECAC01?sequence=1](https://repositorio.ucs.br/xmlui/bitstream/handle/11338/844/Dissertacao%20Tais%20Sabedot%20Pertile.pdf;jsessionid=84D8C96E05F40AB01292858B52ECAC01?sequence=1)>. Acesso em: 02 maio 2017.

PESSOA, Germana de Paiva. **Estudo da remoção de cor de efluente têxtil por eletrocoagulação**. 2008. 69 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil, Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2008. Disponível em: <http://www.teses.ufc.br/tde_busca/arquivo.php?codArquivo=1396>. Acesso em: 9 abr. 2017.

SERVIÇO AUTÔNOMO DE ÁGUA E ESGOTO (São Carlos). **Estação de Tratamento de Água - Vila Pureza**. 2017. Disponível em: <<http://www.saaesaocarlos.com.br/joomla4/index.php/aguamenu/top/etasmenu>>. Acesso em: 5 abr. 2016.

SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS E AGROINDUSTRIAIS, 3., 2013, Viçosa. **Avaliação do custo de energia elétrica e de material no tratamento de efluente de uma indústria de laticínios por eletrocoagulação**. São Pedro: Sbera, 2013. 4 p. Disponível em: <http://www.sbera.org.br/3sigera/obras/in_tec_05_GersonValente.PDF>. Acesso em: 5 maio 2017.

THEODORO, Joseane Débora Peruço. **Tratamento de água através do processo de eletrocoagulação associado ao uso de coagulante orgânico (Tanfloc Sg)**. [mensagem pessoal] Mensagem recebida por: <joseanepth@gmail.com>. em: 02 maio 2017.

THEODORO, Paulo Sérgio. **Utilização da eletrocoagulação no tratamento de efluentes da indústria galvânica**. 2010. 112 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Química, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, 2010.

APÊNDICE A - Tabelas dos ensaios de eletrocoagulação, ensaios de sólidos totais, fixos e voláteis, e pesagem dos eletrodos, conforme planejamento experimental.

Tabela A.1 - Resultados dos ensaios de eletrocoagulação para amostragem 1, com variação de concentração de NaCl entre 1 e 5 mg.L⁻¹.

Ensaio	Concentração de NaCl (mg.L ⁻¹)	Tempo (min)	Condutividade Elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	Corrente Elétrica (A)	Cor Aparente (uH)	Turbidez (uT)	pH
1	0	20	160	0,08	71	33,7	6,80
	0	40	150	0,08	67	17,3	6,90
	0	60	150	0,08	32	5,30	7,04
	0	80	140	0,08	36	5,51	7,11
2	1	20	160	0,09	73	23,8	7,10
	1	40	150	0,09	64	8,63	7,16
	1	60	150	0,09	35	5,00	7,16
	1	80	150	0,09	31	6,62	7,59
3	2	20	150	0,08	87	20,3	7,11
	2	40	150	0,08	81	11,4	7,13
	2	60	140	0,08	41	7,81	7,40
	2	80	140	0,08	41	5,53	7,68
4	3	20	170	0,06	58	14,2	7,25
	3	40	160	0,06	48	11,9	7,42
	3	60	160	0,06	12	5,76	7,48
	3	80	150	0,06	10	5,19	7,55
5	4	20	170	0,07	66	15,4	7,05
	4	40	160	0,07	42	12,3	7,27
	4	60	160	0,07	35	9,16	7,30
	4	80	160	0,07	31	11,2	7,31
6	5	20	130	0,07	47	15,2	7,01
	5	40	140	0,07	18	10,2	7,23
	5	60	160	0,07	5	5,12	7,27
	5	80	160	0,07	2	3,53	7,36

Tabela A.2 - Resultados dos ensaios de eletrocoagulação para amostragem 2, com variação de concentração de NaCl entre 50 e 250 mg.L⁻¹.

Ensaio	Concentração de NaCl (mg.L ⁻¹)	Tempo (min)	Condutividade Elétrica (μS.cm ⁻¹)	Corrente Elétrica (A)	Cor Aparente (uH)	Turbidez (uT)	pH
1	0	20	150	0,07	101	40	6,73
	0	40	150	0,07	35	14,9	6,3
	0	60	140	0,07	27	12,1	6,15
	0	80	140	0,07	26	10,2	6,03
2	50	20	250	0,23	21	9,42	5,91
	50	40	240	0,23	11	6,11	5,9
	50	60	240	0,23	5	9,47	6,07
	50	80	230	0,23	7	18,4	6,3
3	100	20	340	0,49	19	5,71	5,73
	100	40	330	0,49	5	2,85	5,8
	100	60	340	0,49	4	13	6,03
	100	80	330	0,49	41	32,4	6,1
4	150	20	450	0,74	9	4,9	6
	150	40	450	0,74	2	12,4	6,16
	150	60	430	0,74	69	40,4	6,45
	150	80	440	0,74	174	59,2	6,8
5	200	20	540	0,94	8	5,82	5,9
	200	40	550	0,94	34	50	6
	200	60	550	0,94	150	74,3	6,55
	200	80	550	0,94	208	95,1	6,76
6	250	20	640	1,14	9	6,78	6,27
	250	40	650	1,14	39	60,7	6,7
	250	60	620	1,14	148	92	7,6
	250	80	660	1,14	292	121	7,7

Tabela A.3 – Resultados dos ensaios de sólidos totais, fixos e voláteis para amostragem 1, com variação de concentração de NaCl entre 1 e 5 mg.L⁻¹.

Ensaio	Concentração de NaCl (mg.L ⁻¹)	Tempo (min)	Peso 1 (g)	Peso 2 (g)	Peso 3 (g)	Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)	Sólidos Fixos (mg.L ⁻¹)	Sólidos Voláteis (mg.L ⁻¹)
Bruta	0	0	88,3580	88,3605	88,3581	125	5	120
1	0	80	88,9551	88,9618	88,9587	335	180	155
2	1	80	90,2609	90,2681	90,2650	360	205	155
3	2	80	96,3747	96,3824	96,3793	385	230	155
4	3	80	84,5777	84,5796	84,5783	95	30	65
5	4	80	90,0968	90,1038	90,1008	350	200	150
6	5	80	91,8361	91,8440	91,8410	395	245	150

Tabela A.4 – Resultados dos ensaios de sólidos totais, fixos e voláteis para amostragem 2, com variação de concentração de NaCl entre 50 e 250 mg.L⁻¹.

Ensaio	Concentração de NaCl (mg.L ⁻¹)	Tempo (min)	Peso 1 (g)	Peso 2 (g)	Peso 3 (g)	Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)	Sólidos Fixos (mg.L ⁻¹)	Sólidos Voláteis (mg.L ⁻¹)
Bruta	0	0	88,3586	88,3594	88,3591	40	25	15
1	0	80	88,9592	88,9620	88,9615	140	115	25
2	50	80	90,2633	90,2724	90,2710	455	385	70
3	100	80	96,3799	96,3932	96,3911	665	560	105
4	150	80	84,5788	84,5992	84,5969	1020	905	115
5	200	80	90,0977	90,1248	90,1212	1355	1175	180
6	250	80	91,8379	91,8702	91,8660	1615	1405	210

APÊNDICE B - Tabelas das eficiências de remoção dos parâmetros cor aparente, turbidez, sólidos totais, fixos e voláteis no processo de eletrocoagulação, de acordo com tempo e concentração de NaCl.

Tabela B.1 - Resultados das remoções dos parâmetros cor aparente e turbidez para a amostragem 1, com variação de concentração de NaCl entre 1 e 5 mg.L⁻¹.

Ensaio	Concentração NaCl (mg.L ⁻¹)	Tempo (min)	Condutividade Elétrica (μS.cm ⁻¹)	Corrente elétrica (A)	pH	Cor Aparente (uH)	Remoção de Cor Aparente (%)	Turbidez (uT)	Remoção de Turbidez (%)
1	0	20	160	0,08	6,80	71	44,53125	33,7	28,4501062
	0	40	150	0,08	6,90	67	47,65625	17,3	63,2696391
	0	60	150	0,08	7,04	32	75	5,3	88,7473461
	0	80	140	0,08	7,11	36	71,875	5,51	88,3014862
2	1	20	160	0,09	7,10	73	42,96875	23,8	49,4692144
	1	40	150	0,09	7,16	64	50	8,63	81,6772824
	1	60	150	0,09	7,16	35	72,65625	5	89,3842887
	1	80	150	0,09	7,59	31	75,78125	6,62	85,9447983
3	2	20	150	0,08	7,11	87	32,03125	20,3	56,9002123
	2	40	150	0,08	7,13	81	36,71875	11,4	75,7961783
	2	60	140	0,08	7,40	41	67,96875	7,81	83,418259
	2	80	140	0,08	7,68	41	67,96875	5,53	88,2590234
4	3	20	170	0,06	7,25	58	54,6875	14,2	69,851380
	3	40	160	0,06	7,42	48	62,5	11,9	74,7346072
	3	60	160	0,06	7,48	12	90,625	5,76	87,7707006
	3	80	150	0,06	7,55	10	92,1875	5,19	88,9808917
5	4	20	170	0,07	7,05	66	48,4375	15,4	67,3036093
	4	40	160	0,07	7,27	42	67,1875	12,3	73,8853503
	4	60	160	0,07	7,30	35	72,65625	9,16	80,552017
	4	80	160	0,07	7,31	31	75,78125	11,2	76,2208068
6	5	20	130	0,07	7,01	47	63,28125	15,2	67,7282378
	5	40	140	0,07	7,23	18	85,9375	10,2	78,343949
	5	60	160	0,07	7,27	5	96,09375	5,12	89,1295117
	5	80	160	0,07	7,36	2	98,4375	3,53	92,5053079

Tabela B.2 - Resultados das remoções dos parâmetros cor aparente e turbidez para a amostragem 2, com variação de concentração de NaCl entre 50 e 250 mg.L⁻¹.

Ensaio	Concentração NaCl (mg.L ⁻¹)	Tempo (min)	Condutividade Elétrica (μS.cm ⁻¹)	Corrente Elétrica (A)	pH	Cor aparente (uH)	Remoção de Cor Aparente (%)	Turbidez (uT)	Remoção de Turbidez (%)
1	0	20	150	0,07	6,73	101	-6,315789474	40	-19,760479
	0	40	150	0,07	6,30	35	63,15789474	14,9	55,3892216
	0	60	140	0,07	6,15	27	71,57894737	12,1	63,7724551
	0	80	140	0,07	6,03	26	72,63157895	10,2	69,4610778
2	50	20	250	0,23	5,91	21	77,89473684	9,42	71,7964072
	50	40	240	0,23	5,90	11	88,42105263	6,11	81,7065868
	50	60	240	0,23	6,07	5	94,73684211	9,47	71,6467066
	50	80	230	0,23	6,30	7	92,63157895	18,4	44,9101796
3	100	20	340	0,49	5,73	19	80,00000000	5,71	82,9041916
	100	40	330	0,49	5,80	5	94,73684211	2,85	91,4670659
	100	60	340	0,49	6,03	4	95,78947368	13	61,0778443
	100	80	330	0,49	6,10	41	56,84210526	32,4	2,99401198
4	150	20	450	0,74	6,00	9	90,52631579	4,9	85,3293413
	150	40	450	0,74	6,16	2	97,89473684	12,4	62,8742515
	150	60	430	0,74	6,45	69	27,36842105	40,4	-20,9580838
	150	80	440	0,74	6,80	174	-83,15789474	59,2	-77,245509
5	200	20	540	0,94	5,90	8	91,57894737	5,82	82,5748503
	200	40	550	0,94	6,00	34	64,21052632	50	-49,7005988
	200	60	550	0,94	6,55	150	-57,89473684	74,3	-122,45509
	200	80	550	0,94	6,76	208	-118,9473684	95,1	-184,730539
6	250	20	640	1,14	6,27	9	90,52631579	6,78	79,7005988
	250	40	650	1,14	6,70	39	58,94736842	60,7	-81,7365269
	250	60	620	1,14	7,60	148	-55,78947368	92	-175,449102
	250	80	660	1,14	7,70	292	-207,3684211	121	-262,275449

Tabela B.3 – Resultados das remoções de sólidos totais, fixos e voláteis para a amostragem 1, com variação de concentração de NaCl entre 1 e 5 mg.L⁻¹.

Ensaio	Concentração NaCl (mg.L ⁻¹)	Tempo (min)	Peso 1 (g)	Peso 2 (g)	Peso 3 (g)	Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)	Remoção de Sólidos Totais (%)	Sólidos Fixos (mg.L ⁻¹)	Remoção de Sólidos Fixos (%)	Sólidos Voláteis (mg.L ⁻¹)	Remoção de Sólidos Voláteis (%)
Bruta	0	0	88,3580	88,3605	88,3581	125		5		120	
1	0	80	88,9551	88,9618	88,9587	335	-168	180	-3500	155	-29,16667
2	1	80	90,2609	90,2681	90,265	360	-188	205	-4000	155	-29,16667
3	2	80	96,3747	96,3824	96,3793	385	-208	230	-4500	155	-29,16667
4	3	80	84,5777	84,5796	84,5783	95	24	30	-500	65	45,83333
5	4	80	90,0968	90,1038	90,1008	350	-180	200	-3900	150	-25,00000
6	5	80	91,8361	91,844	91,841	395	-216	245	-4800	150	-25,00000

Tabela B.4 – Resultados das remoções de sólidos totais, fixos e voláteis para a amostragem 2, com variação de concentração de NaCl entre 50 e 250 mg.L⁻¹.

Ensaio	Concentração NaCl (mg.L ⁻¹)	Tempo (min)	Peso 1 (g)	Peso 2 (g)	Peso 3 (g)	Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)	Remoção de Sólidos Totais (%)	Sólidos Fixos (mg.L ⁻¹)	Remoção de Sólidos Fixos (%)	Sólidos Voláteis (mg.L ⁻¹)	Remoção de Sólidos Voláteis (%)
Bruta	0	0	88,3586	88,3594	88,3591	40		25		15	
1	0	80	88,9592	88,9620	88,9615	140	-250	115	-360	25	-66,66667
2	50	80	90,2633	90,2724	90,271	455	-1038	385	-1440	70	-366,66667
3	100	80	96,3799	96,3932	96,3911	665	-1563	560	-2140	105	-600,00000
4	150	80	84,5788	84,5992	84,5969	1020	-2450	905	-3520	115	-666,66667
5	200	80	90,0977	90,1248	90,1212	1355	-3288	1175	-4600	180	-1100,0000
6	250	80	91,8379	91,8702	91,866	1615	-3938	1405	-5520	210	-1300,0000

APÊNDICE C – Tabelas do consumo teórico e experimental dos eletrodos e consumo de energia elétrica no processo de eletrocoagulação, de acordo com corrente elétrica e concentração de NaCl.

Tabela C.1 – Resultados das pesagens e consumo dos eletrodos para amostragem 1, com variação de concentração de NaCl entre 1 e 5 mg.L⁻¹.

Ensaio	Concentração de NaCl (mg.L ⁻¹)	Tempo (min)	Condutividade Elétrica (μS.cm ⁻¹)	Corrente Elétrica (A)	Peso do eletrodo após EC (g)	Consumo teórico (g)	Consumo experimental (g)
1	0	80	140	0,08	624,4019	0,035787	0,0204
2	1	80	150	0,09	624,3471	0,040260	0,0548
3	2	80	140	0,08	624,3797	0,035787	-0,0326
4	3	80	150	0,06	624,4275	0,026840	-0,0478
5	4	80	160	0,07	624,2397	0,031314	0,1878
6	5	80	160	0,08	624,1713	0,035787	0,0684

Tabela C.2 – Resultados das pesagens e consumo dos eletrodos para amostragem 2, com variação de concentração de NaCl entre 50 e 250 mg.L⁻¹.

Ensaio	Concentração de NaCl (mg.L ⁻¹)	Tempo (min)	Condutividade Elétrica (μS.cm ⁻¹)	Corrente Elétrica (A)	Peso do eletrodo após EC (g)	Consumo teórico (g)	Consumo experimental (g)
1	0	80	140	0,07	624,1875	0,031314	-0,0228
2	50	80	230	0,23	623,9935	0,102887	0,194
3	100	80	330	0,49	624,0648	0,219195	-0,0713
4	150	80	440	0,74	623,1752	0,331029	0,8896
5	200	80	550	0,94	622,2987	0,420497	0,8765
6	250	80	660	1,14	621,7314	0,509964	0,5673

Tabela C.3 – Resultados de consumo de energia elétrica para a amostragem 1, com variação de concentração de NaCl entre 1 e 5 mg.L⁻¹.

Ensaio	Concentração de NaCl (mg.L ⁻¹)	Tempo de aplicação da Corrente (min)	Corrente Elétrica (A)	Consumo de Energia Elétrica (kWh.m ⁻³)
1	0	80	0,08	0,64
2	1	80	0,09	0,72
3	2	80	0,08	0,64
4	3	80	0,06	0,48
5	4	80	0,07	0,56
6	5	80	0,08	0,64

Tabela C.4 – Resultados de consumo de energia elétrica para a amostragem 1, com variação de concentração de NaCl entre 50 e 250 mg.L⁻¹.

Ensaio	Concentração de NaCl (mg.L ⁻¹)	Tempo de aplicação da Corrente (min)	Corrente Elétrica (A)	Consumo de Energia Elétrica (kWh.m ⁻³)
1	0	80	0,07	0,56
2	50	80	0,23	1,84
3	100	80	0,49	3,92
4	150	80	0,74	5,92
5	200	80	0,94	7,52