

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA  
CENTRO DE TECNOLOGIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

Cristiane Graepin

**SISTEMA DE ELETROCOAGULAÇÃO-FLOTAÇÃO: UMA UNIDADE  
DE TRATAMENTO DE ÁGUA INOVADORA PARA DEMANDAS  
EVENTUAIS E REMOTAS DO SANEAMENTO BÁSICO**

Santa Maria, RS  
2020



**Cristiane Graepin**

**SISTEMA DE ELETROCOAGULAÇÃO-FLOTAÇÃO: UMA UNIDADE DE TRATAMENTO DE ÁGUA INOVADORA PARA DEMANDAS EVENTUAIS E REMOTAS DO SANEAMENTO BÁSICO**

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Área de concentração em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do título de **Doutora em Engenharia Civil.**

Orientador: Prof. Dr. Elvis Carissimi

Santa Maria, RS  
2020

GRAEPIN, Cristiane

SISTEMA DE ELETROCOAGULAÇÃO-FLOTAÇÃO: UMA UNIDADE DE TRATAMENTO DE ÁGUA INOVADORA PARA DEMANDAS EVENTUAIS E REMOTAS DO SANEAMENTO BÁSICO / Cristiane GRAEPIN.- 2020.

194 p.; 30 cm

Orientador: Elvis Carissimi

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, RS, 2020

1. Tratamento eletroquímico 2. Potabilidade de água 3. Planejamento experimental I. Carissimi, Elvis II. Título.

Sistema de geração automática de ficha catalográfica da UFSM. Dados fornecidos pelo autor(a). Sob supervisão da Direção da Divisão de Processos Técnicos da Biblioteca Central. Bibliotecária responsável Paula Schoenfeldt Patta CRB 10/1728.

---

©2020

Todos os direitos autorais reservados a Cristiane Graepin. A reprodução de partes ou do todo deste trabalho somente poderá ser feita mediante a citação da fonte.

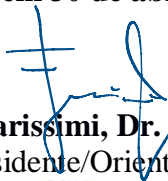
E-mail: [crisgraepin@gmail.com](mailto:crisgraepin@gmail.com)

**Cristiane Graepin**

**SISTEMA DE ELETROCOAGULAÇÃO-FLOTAÇÃO: UMA UNIDADE DE TRATAMENTO DE ÁGUA INOVADORA PARA DEMANDAS EVENTUAIS E REMOTAS DO SANEAMENTO BÁSICO.**

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Área de concentração em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do título de **Doutora em Engenharia Civil.**

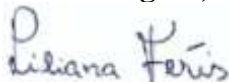
**Aprovado em 30 de abril de 2020:**



**Elvis Carissimi, Dr. (UFSM)**  
(Presidente/Orientador)



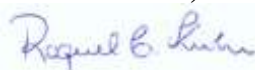
**Cristiane Oliveira Rodrigues, Dr<sup>a</sup>. (UFCSPA)**



**Liliana Amaral Feris, Dr<sup>a</sup>. (UFRGS)**



**Delmira Beatriz Wolff, Dr<sup>a</sup>. (UFSM)**



**Raquel Cristine Kuhn, Dr<sup>a</sup>. (UFSM)**

Santa Maria, RS  
2020



## AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus por ter conseguido concluir mais esta etapa de minha vida.

Á minha família, sobretudo aos meus pais, Alivar e Gilasia, pelo incentivo e compreensão pela minha ausência em momentos muito especiais.

Ao meu esposo, Venicius, que enfrentou comigo os momentos mais difíceis ao longo deste período. Obrigada por esperar comigo esse momento tão sonhado. Com todo amor eu te agradeço, o seu companheirismo foi fundamental para que eu chegasse até aqui. Te amo!

Ao meu irmão, Alessandro, que sempre me ajudou quando precisei nas viagens de carona, nas obras da minha casa, em que eu estava ausente.

Obrigada por tudo família, eu amo vocês!

Ao meu orientador, Prof Dr Elvis Carissimi. Que com todo seu carinho, paciência e otimismo, esteve disposto a me orientar nessa pesquisa. Obrigada por ter me oportunizado experiências muito além de um doutorado.

Ao meu colega de doutorado, Gustavo Holz Bracher. Você foi muito importante na execução dessa pesquisa. Foram muitas discussões e resoluções de problemas, mas conseguimos desenvolver essa tecnologia que é muito promissora! Aprendi muito com você, principalmente a não desistir na primeira derrota (ou melhor no primeiro vazamento). Sou muito grata a você!

Aos meus bolsistas queridos, André e Bárbara, vocês sempre nos acompanharam na execução dessa pesquisa. Muitas vezes além do horário do projeto. Espero sempre encontrar pessoas como vocês em minha vida acadêmica. Obrigada por tudo!

Á minha amiga Gracieli, obrigada pela sua amizade e companheirismo, por sempre me motivar a estudar em casa.

Ás minhas amigas Keila, Elenice e Dhenefer, obrigada pela companhia na universidade e nos finais de semana em Santa Maria.

Aos amigos da “sala rosa”, Manoel, Fernanda, Natalie, Renata, Andressa, Carine e Mariele, foram ótimos momentos vividos no local de trabalho. Obrigada por compartilharem comigo os momentos bons e ruins da pesquisa. A presença de vocês sempre tornou os dias de trabalho mais leves.

Á Companhia Riograndense de Saneamento, pelo financiamento dessa pesquisa e a bolsa de doutorado concedida. Em especial ao Jonas, Matheus, Alexandre, Andrizia e Tainara.

Ao LACHEN, em especial ao Luís, e ao professor Sandro Giacomini, agradeço a parceria na realização de algumas análises laboratoriais.

Ao Núcleo de Pesquisa e Desenvolvimento em Engenharia Elétrica pelas inúmeras ajudas e empréstimos de materiais elétricos.

Aos técnicos do Laboratório de Engenharia e Meio Ambiente, Luís e Fábio, pela ajuda e disponibilidade de materiais durante a execução da pesquisa.

À Universidade Federal de Santa Maria pelo ensino gratuito e de excelente qualidade.

Enfim, obrigada a todos que contribuíram nessa pesquisa.



*Sem sonhos, a vida não tem brilho.  
Sem metas, os sonhos não têm alicerces.  
Sem prioridades, os sonhos não se tornam reais.  
Sonhe, trace metas, estabeleça prioridades e  
corra riscos para executar seus sonhos.  
Melhor é errar por tentar do que errar por se omitir.*

Augusto Cury



## RESUMO

### SISTEMA DE ELETROCOAGULAÇÃO-FLOTAÇÃO: UMA UNIDADE DE TRATAMENTO DE ÁGUA INOVADORA PARA DEMANDAS EVENTUAIS E REMOTAS DO SANEAMENTO BÁSICO

AUTORA: Cristiane Graepin  
ORIENTADOR: Elvis Carissimi

A necessidade de uma tecnologia inovadora, compacta, portátil e automatizada, oriunda do setor operacional das companhias de saneamento, para atender a crescente demanda por tratamento de água, objetivou este estudo a desenvolver uma tecnologia eletroquímica para o tratamento de água de abastecimento público via eletrólise. O estudo foi desenvolvido em duas etapas: na etapa I foi construído o reator de eletrocoagulação-flotação (ECF) batelada, em fluxo descontínuo, para avaliar os efeitos das variáveis que influenciam na ECF, além de ser determinada uma configuração operacional ideal para o reator. Um delineamento experimental fatorial  $2^{6-2}$  foi realizado com 6 variáveis independentes que poderiam influenciar no tratamento por ECF, sendo elas: pH inicial, corrente elétrica, tempo de eletrólise, agitação, distância entre os eletrodos e número de eletrodos, seguido de um delineamento composto central rotacional (DCCR)  $2^4$ , com as variáveis: pH inicial, corrente elétrica, tempo de eletrólise e número de eletrodos, e um DCCR ( $2^2$ ), com as variáveis corrente elétrica e tempo de eletrólise. Na etapa II foi desenvolvido um sistema ECF em fluxo contínuo, por meio de um delineamento composto central, com as variáveis: densidade de corrente, altura dos módulos e vazão. Seguido de um DCCR ( $2^2$ ), em que foram analisadas as variáveis operacionais: vazão de operação e comprimento da tubulação do floculador tubular helicoidal, e um DCCR ( $2^2$ ) em que foram analisados o pH inicial e a concentração de íons alumínio. Nessa etapa também foi realizado o escalonamento do sistema ECF de escala de bancada para escala piloto. A condição ideal de tratamento do reator ECF batelada foi a seguinte: distância entre os eletrodos de 1,0 cm, agitação de 280 rpm, pH inicial 7,0, 4 unidades de eletrodos, corrente elétrica de 0,3 A e tempo de eletrólise de 25 min. Essa condição promoveu uma eficiência de remoção de cor de 82,03 %, pH final de 8,51, consumo de massa dos eletrodos de  $0,05 \text{ kg m}^{-3}$ , produção de lodo de  $0,19 \text{ kg m}^{-3}$ , consumo de energia de  $0,45 \text{ kWh m}^{-3}$  e alumínio residual de  $7,48 \text{ mg L}^{-1}$ . Para o sistema ECF em fluxo contínuo a condição ideal de tratamento foi: densidade de corrente de  $1 \text{ mA cm}^{-2}$ , pH inicial de 6,4, vazão igual ou inferior a  $0,8 \text{ L min}^{-1}$ , comprimento da tubulação maior que 17 m, gradiente de velocidade entre  $250\text{-}350 \text{ s}^{-1}$  e distância entre os eletrodos de 0,3 cm. A eficiência do tratamento de água nessa condição foi satisfatória, apresentando uma remoção de cor superior a 85 %, turbidez superior a 80 % e coliformes totais superior a 90 %, com um consumo energético inferior a  $0,04 \text{ kWh m}^{-3}$ , produção de lodo inferior a  $0,03 \text{ kg m}^{-3}$  e concentração de alumínio residual inferior a  $1 \text{ mg L}^{-1}$ . O sistema ECF foi instalado em escala piloto, sendo iniciado o monitoramento do seu desempenho, com diferentes características de amostras de água bruta. Contudo, foi possível desenvolver nesse estudo um sistema ECF para o tratamento de água de abastecimento, de forma inovadora, compacta, portátil, eficiente e com potencial de automação.

**Palavras-chave:** Tratamento Eletroquímico. Potabilidade de Água. Planejamento Experimental.



## ABSTRACT

### ELECTROCOAGULATION-FLOTATION SYSTEM: AN INNOVATIVE WATER TREATMENT UNIT FOR EVENTUAL AND REMOTE DEMANDS OF BASIC SANITATION

AUTHORA: Cristiane Graepin

ADVISOR: Elvis Carissimi

The need for an innovative, compact, portable and automated technology, originating from the operating sector of the sanitation companies, to meet the growing demand for water treatment, this study aimed to develop an electrochemical technology for the treatment of public water supply via electrolysis. The study was carried out in two stages: in stage I, the batch electrocoagulation-flotation (ECF) reactor was built, in discontinuous flow, to evaluate the effects of the variables that influence the ECF, in addition to determining an ideal operational configuration for the reactor. A  $2^{6-2}$  factorial design was carried out with 6 independent variables that could influence the treatment by ECF, namely: initial pH, electric current, electrolysis time, agitation, distance between electrodes and number of electrodes, followed by a central rotational composite design (DCCR)  $2^4$ , with the variables: initial pH, electric current, electrolysis time and number of electrodes, and a DCCR ( $2^2$ ), with the variables electric current and electrolysis time. In step II, a continuous flow ECF system was developed, through a central composite design  $2^3$ , with the variables: current density, height of modules and flow. Followed by a DCCR ( $2^2$ ), in which the operating flow and length of the helical tubular flocculator tubing variables were analyzed, and a DCCR ( $2^2$ ) in which the initial pH and aluminum concentration were analyzed. In this stage, the ECF system was scaled from bench scale to pilot scale. The ideal treatment condition for the batch ECF reactor was as follows: distance between the electrodes of 1.0 cm, agitation of 280 rpm, initial pH 7.0, 4 units of electrodes, electrical current of 0.3A and time of 25 min electrolysis. This condition promoted a color removal efficiency of 82.03 %, final pH of 8.51, mass consumption of electrodes of  $0.05 \text{ kg m}^{-3}$ , sludge production of  $0.19 \text{ kg m}^{-3}$ , consumption of energy of  $0.45 \text{ kWh m}^{-3}$  and residual aluminum of  $7.48 \text{ mg L}^{-1}$ . For the ECF system continuous flow the ideal treatment condition was: current density of  $1 \text{ mA cm}^{-2}$ , initial pH of 6.4, flow equal to or less than  $0.8 \text{ L min}^{-1}$ , pipe length greater than 17 m, velocity gradient between  $250\text{-}350 \text{ s}^{-1}$  and 0.3 cm distance between the electrodes. The efficiency of water treatment in this condition was satisfactory, with a color removal greater than 85 %, turbidity greater than 80 % and total coliforms greater than 90 %, with an energy consumption of less than  $0.04 \text{ kWh m}^{-3}$ , production of sludge less than  $0.03 \text{ kg m}^{-3}$  and residual aluminum concentration less than  $1 \text{ mg L}^{-1}$ . The ECF system was installed on a pilot scale, and its performance monitoring was started, with different characteristics of raw water samples. However, it was possible to develop in this study an ECF system for the treatment of supply water, in an innovative, compact, portable, efficient and with automation potential.

**Keywords:** Electrochemical Treatment. Drinking Water. Experimental Design.



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Impurezas encontradas na água .....	32
Figura 2 - (a) Carga e variação do potencial nas proximidades de uma partícula coloidal; (b) representação da partícula coloidal e cargas elétricas.....	38
Figura 3 - Principais mecanismos envolvidos na ECF .....	44
Figura 4 - Representação da conexão dos eletrodos no reator: a) monopolar; b) bipolar.....	47
Figura 5 - Arranjo dos eletrodos. a) Monopolar em paralelo; b) Bipolar em série; c) Monopolar em série .....	48
Figura 6 - Distância entre eletrodos .....	49
Figura 7 - (a) Características de projeto do FTH; (b) geração de flocos aerados no FTH.....	63
Figura 8 - Organograma do desenvolvimento das principais etapas e fases da pesquisa. A1: artigo 1; A2: artigo 2; A3: artigo 3; A4: artigo 4.....	68
Figura 9 - Reator ECF batelada em fluxo descontínuo. (a) representação gráfica; (b) real. ....	70
Figura 10 - Reator ECF serpentina em fluxo contínuo. (a) representação gráfica; (b) real. ....	73
Figura 11 - Sistema ECF em fluxo contínuo. (a) representação gráfica; (b) real. ....	75
<b>Artigo 1</b>	
Figure 1 - Reactor ECF on a bench scale with parallel monopolar electrode connection.....	82
Figure 2 - Pareto chart for the responses. EC (Electrical current), NE (Number of electrodes), ET (Electrolysis time), ID (Inter-electrode distance), A (Agitation), pH (initial pH).....	85
Figure 3 - Response surface for the response variables.....	90
<b>Artigo 2</b>	
Figura 1 - Reator ECF em escala de bancada com conexão de eletrodos em monopolar paralelo.....	103
Figura 2 - Gráfico de Pareto para as respostas: (a) remoção de cor (%); (b) consumo de massa dos eletrodos ( $\text{kg m}^{-3}$ ); (c) produção de lodo ( $\text{kg m}^{-3}$ ); (d) consumo de energia ( $\text{kwh m}^{-3}$ ); (e) pH final; (f) alumínio residual ( $\text{mg L}^{-1}$ ).....	107
Figura 3 - Curvas de contorno para: (a) pH final, (b) consumo de massa dos eletrodos ( $\text{kg m}^{-3}$ ), (c) produção de lodo ( $\text{kg m}^{-3}$ ) e (d) consumo energético ( $\text{kwh m}^{-3}$ ), em função das variáveis independentes.....	109
Figura 4 - Curva de contorno para: (a) remoção de cor <i>versus</i> consumo de massa dos eletrodos ( $\text{\%/kg m}^{-3}$ ); (b) remoção de cor <i>versus</i> produção de lodo ( $\text{\%/kg m}^{-3}$ ); (c) remoção de cor <i>versus</i> consumo de energia ( $\text{\%/kwh m}^{-3}$ ).....	113
<b>Artigo 3</b>	
Figura 1 - Reator ECF serpentina. (a) representação gráfica; (b) real.....	122
Figura 2 - Gráfico de Pareto para remoção de cor aparente com intervalo de confiança de 90 %.....	126
Figura 3 - Interação entre densidade de corrente e vazão para a remoção de cor aparente....	127
Figura 4 - Gráfico de Pareto para remoção de turbidez com intervalo de confiança de 90 %.....	128
Figura 5 - Interação entre J e Q (a), J e H (b), e H e Q (c), para a remoção de turbidez.....	129
Figura 6 - Gráfico de Pareto para remoção de coliformes totais com intervalo de confiança de 90 %.....	130
Figura 7 - Interação entre densidade de corrente e vazão para a remoção de coliformes totais.....	131

Figura 8 - Gráfico de Pareto para pH final com intervalo de confiança de 90 %.....	131
Figura 9 - Gráfico de Pareto para alumínio residual total com intervalo de confiança de 90 %.....	132
Figura 10 - Gráfico de Pareto para consumo de energia com intervalo de confiança de 90 %.....	134

#### Artigo 4

Figura 1 - Sistema ECF em escala de bancada.....	143
Figura 2 - Curvas de contorno do planejamento experimental comprimento da tubulação do FTH e vazão: (a) remoção de cor (%); (b) remoção de turbidez (%); (c) remoção de coliformes totais (%); (d) alumínio residual ( $\text{mg L}^{-1}$ ); (e) consumo de energia ( $\text{kWh m}^{-3}$ ).....	149
Figura 3 - Curvas de contorno do planejamento experimental pH inicial e concentração de alumínio: (a) remoção de cor (%); (b) remoção de turbidez (%); (c) remoção de coliformes totais (%); (d) remoção de carbono total (%); (e) remoção de carbono inorgânico (%); (f) remoção de carbono orgânico total (%); (g) consumo de energia ( $\text{kWh m}^{-3}$ ).....	154

#### Escalonamento do sistema ECF

Figura 1 - Espaçadores confeccionados em impressão 3D para manter a distância entre os eletrodos em 0,3 cm.....	163
Figura 2 - Construção do reator ECF.....	163
Figura 3 - Construção do FTH.....	165
Figura 4 - Instalação das caixas de água para correção do pH inicial.....	166
Figura 5 - Instalação do sistema de recalque da água bruta.....	166
Figura 6 - Instalação dos reatores ECF na estrutura metálica.....	167
Figura 7 - Sistema ECF em escala piloto instalado nas dependências da CORSAN, em Santa Maria. Constituído por uma fonte de energia, 2 reatores ECF, 2 módulos FTH, 1 rotâmetro e 1 bomba periférica.....	167
Figura 8 - Flocos formados nas condições de vazão de 25 L/min e gradiente de velocidade de $487 \text{ s}^{-1}$ .....	168
Figura 9 - Resultados de turbidez (a) e cor (b) obtidos para os diferentes gradientes de velocidade estudados em escala piloto.....	168
Figura 10 - Flocos formados no sistema ECF piloto com um gradiente de velocidade de $314,7 \text{ s}^{-1}$ , após 15 min de repouso.....	169
Figura 11 - Separador de fases conectado ao sistema ECF.....	170
Figura 12 - Remoção de cor observada nas diferentes condições estudadas durante o monitoramento realizado entre os meses de janeiro e março.....	171
Figura 13 - Remoção de turbidez observada nas diferentes condições estudadas durante o monitoramento realizado entre os meses de janeiro e março.....	171
Figura 14 - Separação de fases no experimento realizado com a amostra 6.....	172
Figura 15 - Registro dos flocos formados no sistema ECF.....	173

#### Discussão

Figura 1 - Demonstração esquemática do desenvolvimento do sistema ECF nas etapas I e II.....	177
--	-----



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Distribuição de água na Terra.....	31
Tabela 2 - Classes de qualidade do curso de água doce e tratamento exigido para abastecimento público.....	34
Tabela 3 - Vantagens e desvantagens do tratamento eletroquímico.....	44
Tabela 4 - Aplicação de técnicas eletroquímicas no tratamento de água para abastecimento .	59
Tabela 5 - Caracterização da água bruta.....	69
Tabela 6 - Níveis codificados e variáveis reais avaliadas no planejamento experimental fracionado ( $2^{6-2}$ ).....	71
Tabela 7 - Níveis codificados e variáveis reais avaliadas no DCCR ( $2^4$ ).....	71
Tabela 8 - Níveis codificados e variáveis reais avaliadas no DCCR ( $2^2$ ).....	72
Tabela 9 - Níveis codificados e variáveis reais avaliadas no DCC ( $2^3$ ).....	74
Tabela 10 - Corrente elétrica e tempo de eletrólise mantidos nas diferentes alturas dos módulos, para as diferentes densidades de corrente.....	74
Tabela 11 - Níveis codificados e variáveis reais avaliadas no DCCR ( $2^2$ ).....	76
Tabela 12 - Parâmetros e métodos/técnica adotados na análise de qualidade da água.....	77

### Artigo 1

Table 1 - Characteristics of the raw water.....	81
Table 2 - Experimental design ( $2^{6-2}$ ), real variables and coded values (in parentheses) and responses.....	84
Table 3 - Central composite rotatable design, real and coded variables (in parentheses). Experimental condition; agitation of 280 rpm; Inter-electrode distance of 1.0 cm.....	87
Table 4 - ANOVA for the response variables.....	88

### Artigo 2

Tabela 1 - Características da água bruta.....	103
Tabela 2 - Condições experimentais (valores reais e codificados) com respectivos resultados das variáveis respostas. (pH 7,00, 4 eletrodos de alumínio, agitação de 280 rpm, distância entre os eletrodos de 1,0 cm).....	106
Tabela 3 - ANOVA para as variáveis respostas.....	108
Tabela 4 - ANOVA para as variáveis respostas da análise de custo-benefício.....	112
Tabela 5 - Custo benefício do tratamento de água por ECF.....	117

### Artigo 3

Tabela 1 - Características da amostra de água utilizada no estudo.....	122
Tabela 2 - Variáveis reais e codificadas (entre parêntesis) do planejamento experimental ( $2^3$ ).....	123
Tabela 3 - Corrente elétrica e tempo de eletrólise mantidos nas diferentes alturas dos módulos, para as diferentes densidades de corrente avaliadas.....	124
Tabela 4 - Resultados experimentais do DCC.....	126

### Artigo 4

Tabela 1 - Características da água bruta.....	142
Tabela 2 - Valores reais e codificados das variáveis independentes de cada planejamento experimental.....	145
Tabela 3 - Resultado dos experimentos do DCCR $2^2$ – vazão e comprimento da tubulação. Condições experimentais: Diâmetro das unidades anelares de 60 mm, diâmetro da	

tubulação de 9 mm, pH inicial de 6,4, dose de Al de 3,0 mg/L e distância entre os eletrodos de 0,3 cm.....	146
Tabela 4 - Resultado dos experimentos do DCCR 2 <sup>2</sup> – pH inicial e concentração de alumínio. Condições experimentais: vazão de 0,8 L/min, distância entre os eletrodos de 0,3 cm, gradiente de velocidade de 306 s <sup>-1</sup> , tempo de detenção hidráulico de 126 s, comprimento da tubulação de 26,34 m, diâmetro das unidades anelares de 60 mm e diâmetro da tubulação de 9 mm.....	147
Tabela 5 - ANOVA do delineamento experimental da vazão e comprimento da tubulação.....	148
Tabela 6 - ANOVA do delineamento experimental do pH inicial e concentração de alumínio.....	152
Tabela 7 - Condições ideais da configuração do sistema ECF.....	156

### **Escalonamento do sistema ECF**

Tabela 1 - Opções de diâmetro de tubulação para água disponíveis no mercado, seus respectivos raios de curvatura e comprimentos mínimos para obtenção de um TDH mínimo de 2,3 min.....	164
Tabela 2 - Características hidráulicas obtidas para o FTH de escala piloto.....	168
Tabela 3 - Características das amostras de água bruta utilizadas no monitoramento.....	170

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Etapas do tratamento de água convencional.....	36
Quadro 2 - Descrição dos parâmetros de potabilidade analisados pela Corsan .....	64
Quadro 3 - Valores máximos permitidos conforme a PRC nº 5/2017 anexo XX .....	65
Quadro 4 - Descrição da tecnologia patenteada conforme o documento CN108298741 e suas diferenças em relação ao sistema ECF desenvolvido .....	193
Quadro 5 - Descrição da tecnologia patenteada conforme o documento WO201749299 e suas diferenças em relação ao sistema ECF desenvolvido .....	194



## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

A	Superfície ativa do ânodo
a	Agitação
AGITTEC	Agência de Inovação e Transferência de Tecnologia
Al	Alumínio
[Al]	Concentração de alumínio
Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	Sulfato de alumínio
Aq	Aquoso
As	Arsênio
Ca	Cálcio
Ca <sup>2+</sup>	Íons de cálcio
CE	Condutividade elétrica
COD	Carbono orgânico dissolvido
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
Corsan	Companhia Riograndense de Saneamento
Cr	Cromo
CI	Carbono inorgânico
CT	Carbono total
COT	Carbono orgânico total
d	Distância entre os eletrodos
DA	Diâmetro das unidades anelares
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DCC	Delineamento Composto Central
DCCR	Delineamento Composto Central Rotacional
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DT	Diâmetro da tubulação
ECF	Eletrocoagulação-flotação
EMC	Consumo de massa dos eletrodos
EnC	Consumo de Energia
EPA	Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos
ETA	Estação de Tratamento de Água
e <sup>-</sup>	Elétrons
F	Constante de Faraday
F <sup>-</sup>	Íons fluoreto
Fe	Ferro
Fe <sup>2+</sup>	Íons de ferro
FTH	Floculador Tubular Helicoidal
G	Gradiente de velocidade
H	Altura dos módulos
HA	Ácidos húmicos
H <sub>2</sub>	Hidrogênio
H <sub>2</sub> O	Água
IR	Queda do Potencial Ôhmico
<i>i</i>	Corrente elétrica
J	Densidade de corrente
k	Condutividade específica
L	Comprimento da tubulação
LEMA	Laboratório de Engenharia e Meio Ambiente

M	Material do eletrodo
$Mg^{2+}$	Íons de magnésio
$m_{el}$	Massa do eletrodo consumida
$M_m$	Massa molar do elemento predominante do eletrodo (g/mol);
MON	Matéria orgânica natural
N	Nitrogênio
$n$	Número de elétrons
$NO_3^-$	Nitrato
$OH^-$	Hidroxila
P	Potência aplicada à água
pHi	pH inicial
Prod. Lodo	Produção de lodo
R-Cor	Remoção de cor aparente
R-CI	Remoção de carbono inorgânico
R-Coli T	Remoção de coliformes totais
R-COT	Remoção de carbono orgânico total
R-CT	Remoção de carbono total
R-Turb	Remoção de turbidez
s	Sólido
$SiO_2$	Dióxido de silício
SP	Produção de lodo
$t$	Tempo;
Turb	Turbidez
UFSM	Universidade Federal de Santa Maria
$UV_{254}$	Absorbância de UV a 254 nm
VMP	Valor Máximo Permitido
V	Tensão de operação
v	Volume da água
$V_{EB}$	Valor do parâmetro na água bruta
$V_{ET}$	Valor do parâmetro na água tratada
$V_{PC}$	Aumento do potencial celular
Z	Número de elétrons
$\mu$	Coefficiente de viscosidade

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>APRESENTAÇÃO</b> .....	<b>25</b>
1.1	INTRODUÇÃO .....	25
<b>1.1.1</b>	<b>Justificativa</b> .....	<b>26</b>
<b>1.1.2</b>	<b>Hipóteses</b> .....	<b>27</b>
<b>1.1.3</b>	<b>Objetivos</b> .....	<b>28</b>
1.1.3.1	<i>Objetivo geral</i> .....	28
1.1.3.2	<i>Objetivos específicos</i> .....	28
1.2	REFERENCIAL TEÓRICO .....	31
<b>1.2.1</b>	<b>Qualidade da água para abastecimento público</b> .....	<b>31</b>
<b>1.2.2</b>	<b>Tratamento de água para abastecimento público</b> .....	<b>33</b>
1.2.2.1	<i>Tecnologias de tratamento de água de abastecimento no Brasil</i> .....	33
<b>1.2.3</b>	<b>Tratamento convencional</b> .....	<b>35</b>
1.2.3.1	<i>Coagulação e mistura rápida</i> .....	36
1.2.3.2	<i>Floculação</i> .....	39
1.2.3.3	<i>Sedimentação</i> .....	40
<b>1.2.4</b>	<b>Sistema ECF</b> .....	<b>41</b>
1.2.4.1	<i>Tratamento eletroquímico</i> .....	41
1.2.4.1.1	<i>Histórico</i> .....	41
1.2.4.1.2	<i>Técnica ECF</i> .....	42
1.2.4.1.3	<i>Fatores interferentes da técnica ECF</i> .....	45
1.2.4.1.4	<i>Parâmetros operacionais do sistema ECF</i> .....	54
1.2.4.1.5	<i>Presença de alumínio residual</i> .....	57
1.2.4.1.6	<i>Aplicação de técnicas eletroquímicas no tratamento de água</i> .....	58
1.2.4.2	<i>Floculador tubular helicoidal</i> .....	62
<b>1.2.5</b>	<b>Parâmetros de potabilidade da água</b> .....	<b>63</b>
1.3	MATERIAIS E MÉTODOS .....	67
<b>1.3.1</b>	<b>Amostra de água bruta</b> .....	<b>69</b>
<b>1.3.2</b>	<b>Etapa I – Estudos preliminares</b> .....	<b>69</b>
1.3.2.1	<i>Fase I - Estudo de efeitos</i> .....	70
1.3.2.2	<i>Fase II – Delineamento Composto Central Rotacional (2<sup>4</sup>)</i> .....	71
1.3.2.3	<i>Fase III – Delineamento Composto Central Rotacional (2<sup>2</sup>)</i> .....	72
<b>1.3.3</b>	<b>Etapa II – Desenvolvimento do sistema ECF</b> .....	<b>72</b>
1.3.3.1	<i>Fase I – Delineamento Composto Central (2<sup>3</sup>)</i> .....	73
1.3.3.2	<i>Fases II e III – Delineamento Composto Central Rotacional 2<sup>2</sup></i> .....	74
<b>1.3.4</b>	<b>Análises de qualidade da água</b> .....	<b>76</b>
<b>1.3.5</b>	<b>Parâmetros operacionais</b> .....	<b>78</b>
1.3.5.1	<i>Produção de lodo</i> .....	78
1.3.5.2	<i>Consumo de massa dos eletrodos</i> .....	78
1.3.5.3	<i>Consumo de energia</i> .....	78
<b>2</b>	<b>ARTIGO 1 – ELECTROCOAGULATION-FLOTATION: A NOVEL PROPOSAL FOR LATIN-AMERICAN WATER TREATMENT FACILITIES</b> .....	<b>79</b>
<b>3</b>	<b>ARTIGO 2 – TRATAMENTO DE ÁGUA POR ELETROCOAGULAÇÃO-FLOTAÇÃO: PARÂMETROS IDEAIS PARA MINIMIZAR CUSTOS OPERACIONAIS</b> .....	<b>99</b>
<b>4</b>	<b>ARTIGO 3 – ESTUDO DE EFEITOS DE PARÂMETROS DE PROJETO DE UM REATOR DE ELETROCOAGULAÇÃO-FLOTAÇÃO SERPENTINO PARA O TRATAMENTO DE ÁGUA DE ABASTECIMENTO PÚBLICO</b> .....	<b>119</b>

<b>5</b>	<b>ARTIGO 4 – SISTEMA DE ELETROCOAGULAÇÃO-FLOTAÇÃO: UMA UNIDADE DE TRATAMENTO DE ÁGUA INOVADORA PARA DEMANDAS EVENTUAIS E REMOTAS DO SANEAMENTO BÁSICO .....</b>	<b>139</b>
<b>6</b>	<b>ESCALONAMENTO DO SISTEMA ECF .....</b>	<b>161</b>
<b>7</b>	<b>DISCUSSÃO.....</b>	<b>175</b>
<b>8</b>	<b>CONCLUSÕES .....</b>	<b>179</b>
<b>9</b>	<b>RECOMENDAÇÕES.....</b>	<b>181</b>
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>183</b>
	<b>APÊNDICE .....</b>	<b>193</b>



# 1 APRESENTAÇÃO

## 1.1 INTRODUÇÃO

O acesso à água potável é reconhecido como direito humano essencial para manutenção de um padrão de vida adequado, relacionado fortemente com o direito à saúde física e mental, à vida e à dignidade humana (UN, 2011). Por esta razão, faz parte dos objetivos de desenvolvimento sustentável da Organização das Nações Unidas, o objetivo 6 – assegurar o acesso universal e equitativo à água potável segura e com custo acessível para todos (UN, 2015).

A população abastecida por serviços básicos de água potável, passou de 5 bilhões em 2000 para 6,8 bilhões em 2017, abrangendo 90 % da população. Até 2030, a Organização das Nações Unidas estabeleceu que pretende-se chegar a 96 % da população com acesso a água potável, quase ao acesso universal (UNICEF, 2019). O que caracteriza uma grande demanda por tecnologias de tratamento de água, capaz de superar barreiras e desafios enfrentados pelo saneamento básico, que impossibilitam ao acesso universal.

O tratamento de água convencional é normalmente utilizado nas Estações de Tratamento de Água (ETA), baseado na coagulação química com o uso de sais de alumínio, uma das principais etapas do tratamento. Alternativamente, a eletrocoagulação-flotação, técnica já estudada a nível laboratorial para distintos usos (KYZAS e MATIS, 2016), também pode ser aplicada para o tratamento de água. Ambas possuem a finalidade de agregar impurezas, no entanto, o método de dosagem do coagulante é diferenciado. Na coagulação química o coagulante utilizado é um composto químico, enquanto na eletrocoagulação-flotação o coagulante é adicionado por meio da oxidação eletrolítica de eletrodos metálicos (HARIF et al., 2012).

Entretanto, o tratamento convencional pode tornar-se insuficiente, em virtude da qualidade ruim da água dos mananciais superficiais, aumento populacional e restrição de espaço físico para instalação de estações de tratamento. O que torna necessário o desenvolvimento de novas tecnologias de tratamento de água, mais eficientes e práticas, como a eletrocoagulação-flotação.

A eletrocoagulação-flotação pode ser aplicada para o tratamento de água de abastecimento (ALIMOHAMMADI et al., 2017; MCBEATH et al., 2020). O sistema de eletrocoagulação-flotação (ECF), desenvolvido neste estudo, busca atender o tratamento de água de abastecimento: i) em locais de difícil acesso, onde o sistema de abastecimento público

não consegue atender a população; ii) a qualidade da água é inadequada e o processo de coagulação química convencional é insuficiente; iii) em locais com pequena área disponível para instalação de uma ETA convencional; iv) ou como um complemento de estações de tratamento de água com demanda de volume variável, como as cidades litorâneas turísticas, que apresentam uma grande demanda por água de abastecimento nos meses de verão. Ainda, o sistema ECF busca exaltar a imagem de companhias de saneamento, sendo um tratamento de água inovador e moderno, capaz de oferecer a população maior qualidade de vida.

O sistema ECF é composto por reatores ECF modulares combinados com um floculador tubular helicoidal (FTH). O tratamento inicia na eletrocoagulação, na qual ocorre a geração *in situ* de coagulantes por meio da eletrodissolução do ânodo de sacrifício, agregando impurezas em flocos. O FTH usa a energia hidráulica do fluxo para promover a colisão entre os flocos formados na eletrocoagulação, para formar um floco maior (OLIVEIRA e TEIXEIRA, 2017), além de promover a agregação floco-microbolha, produzindo um floco aerado. Concluindo-se o tratamento pela flotação dos flocos aerados para a superfície, em um tanque de separação de fases (BATTULA et al., 2014; SAFARI et al., 2016; ADAMOVIC et al., 2016).

Portanto, o sistema ECF é uma alternativa inovadora para o tratamento de água de abastecimento público, como substituição ao tratamento convencional. Visto que, além de ser capaz de superar muitos desafios do saneamento básico, é uma tecnologia simples e eficiente, que apresenta inúmeras vantagens, como alta eficiência de remoção de poluentes, não utiliza adição de produtos químicos, tem baixa produção de lodo, versatilidade, segurança e praticidade (OZYONAR, 2016; KYZAS e MATIS, 2016).

### **1.1.1 Justificativa**

De acordo com a Organização Mundial da Saúde e o Fundo das Nações Unidas para a Infância (2019), cerca de 2,2 bilhões de pessoas no mundo não têm serviços de água potável gerenciados de forma segura, o que equivale a 1 em cada 3 habitantes do planeta. Essa ausência ou ineficiência de serviços de saneamento básico traz muitos prejuízos ao setor público. Em países onde a oferta de saneamento é baixa ou ineficaz, como o Brasil, tem-se como consequência um elevado índice de propagação de doenças. E, ainda, para piorar a situação, a qualidade da água dos mananciais de abastecimento vem sendo deteriorada por atividades antrópicas, trazendo muitos inconvenientes às companhias de saneamento e a

população abastecida. O que faz com que as companhias de saneamento busquem por novas tecnologias de tratamento de água.

A demanda por tecnologias inovadora e automatizada é oriunda do setor operacional das companhias de saneamento básico, que buscam alternativas tecnológicas para atender a crescente necessidade por tratamento de água. Dessa forma, investimentos em novas tecnologias de tratamento de água inovadoras se tornam necessários. O tratamento de água desenvolvido nessa pesquisa, o sistema ECF, é muito promissor perante as deficiências do saneamento básico. O sistema ECF visa superar algumas limitações do tratamento convencional, apresentando às companhias de saneamento, um tratamento de água inovador e moderno, capaz de oferecer a população brasileira mais qualidade de vida. Além disso, o sistema ECF também pode ser aplicado para o tratamento de efluentes, outra demanda muito grande do setor de saneamento brasileiro.

O sistema ECF foi desenvolvido a partir de uma demanda da Companhia Riograndense de Saneamento (Corsan), por um sistema de tratamento de água portátil e compacto. A partir dessa demanda foi desenvolvido um produto inédito com apoio financeiro dessa instituição (Corsan). Assim, por se tratar de um sistema de tratamento de água inovador, foi solicitado junto à Agência de Inovação e Transferência de Tecnologia (AGITTEC) da UFSM um pedido de patente do sistema. Assim, uma busca de anterioridade foi realizada no Orbit Intelligence para avaliar a originalidade do produto. Somente duas tecnologias apresentaram semelhanças com o sistema ECF. Apesar das semelhanças, o sistema proposto apresenta grandes diferenças em relação às tecnologias existentes (Apêndice 1).

Portanto, os resultados dessa pesquisa poderão representar uma quebra de paradigma no tratamento de água aplicado em ETA brasileiras. Além, de promover um grande avanço para o saneamento básico, por se tratar de uma tecnologia inovadora, moderna, eficiente, portátil, compacta e com um alto potencial de automação.

### **1.1.2 Hipóteses**

A pesquisa está baseada na seguinte hipótese: o tratamento de água de abastecimento público pode ser realizado por uma tecnologia eletroquímica, de forma eficiente, prática e compacta.

A partir desta hipótese surgiram as seguintes questões norteadoras:

- i) Entre as variáveis do tratamento eletroquímico: pH inicial, corrente elétrica, densidade de corrente, tempo de eletrólise, agitação, número de eletrodos e

distância entre os eletrodos, quais delas apresentam influência no tratamento de água por ECF?

- ii) Qual a condição operacional ideal de um reator ECF para o tratamento de água de abastecimento, em fluxo descontínuo?
- iii) A combinação de um reator ECF com agitação serpentina é eficiente para o tratamento de água, em fluxo contínuo?
- iv) A combinação de um reator ECF com um FTH é eficiente para o tratamento de água, em fluxo contínuo?
- v) Qual a condição operacional ideal de um sistema ECF para o tratamento de água de abastecimento, em fluxo contínuo?
- vi) Como se desempenha o sistema ECF quando realizado o seu escalonamento de escala de bancada para a escala piloto?

### **1.1.3 Objetivos**

#### *1.1.3.1 Objetivo geral*

O objetivo geral deste estudo foi desenvolver uma tecnologia eletroquímica inovadora, eficiente, prática e compacta para o tratamento de água de abastecimento público via eletrólise.

#### *1.1.3.2 Objetivos específicos*

Os objetivos específicos foram:

- Determinar a influência das variáveis pH inicial, corrente elétrica, tempo de eletrólise, agitação, número de eletrodos e distância entre os eletrodos no tratamento eletroquímico;
- Analisar a água tratada quanto aos parâmetros de qualidade da água, como alumínio residual, cor aparente, coliformes totais, carbono total, carbono orgânico total, carbono inorgânico, pH final e turbidez;
- Analisar os parâmetros operacionais do tratamento por ECF, como consumo de massa dos eletrodos, produção de lodo e consumo de energia;
- Determinar a condição ideal de tratamento de água pela técnica ECF, em escala de bancada em fluxo descontínuo;

- Analisar o custo-benefício do tratamento de água por ECF, considerando a qualidade da água e os parâmetros operacionais;
- Combinar a ECF com agitação serpentina e FTH, para promover a formação de flocos aerados, em fluxo contínuo;
- Desenvolver um sistema ECF, em fluxo contínuo, para o tratamento de água de abastecimento;
- Realizar o escalonamento do sistema ECF em escala de bancada para escala piloto.



## 1.2 REFERENCIAL TEÓRICO

Neste capítulo serão descritas informações relevantes referentes às condições de potabilidade de água de abastecimento público, o tratamento de água por coagulação convencional e ECF, bem como os fatores interferentes e aplicações do tratamento eletroquímico.

### 1.2.1 Qualidade da água para abastecimento público

A água é uma substância muito complexa, quimicamente sabe-se que a água é a mistura de inúmeras substâncias, mesmo sem impurezas (RICHTER e NETTO, 2013). Na natureza estima-se que existam  $45 \times 10^{45}$  moléculas de água, nos estados líquido, gás (vapor) e sólido (gelo), que corresponde a um volume de 1.360.000 milhões de  $m^3$ . Apesar dessa abundância aparente, somente aproximadamente 0,62 % são aproveitáveis para as atividades humanas (Tabela 1) (RICHTER, 2012; RICHTER e NETTO, 2013).

Tabela 1 - Distribuição de água na Terra

Localção	Volume, $10^{12} m^3$	% do Total
Áreas terrestres		
Lagos de água doce	125	0,009
Lagos salinos e mares interiores	104	0,008
Rios	1,25	0,0001
Umidade do solo	67	0,005
Água subterrânea	8.350	0,61
Geleiras e glaciares de altitude	29.200	2,14
	37.800	2,8
Atmosfera	13	0,001
Oceanos	1.320.000	97,3
Total	1.360.000	100

Fonte: Adaptada de Richter (2012)

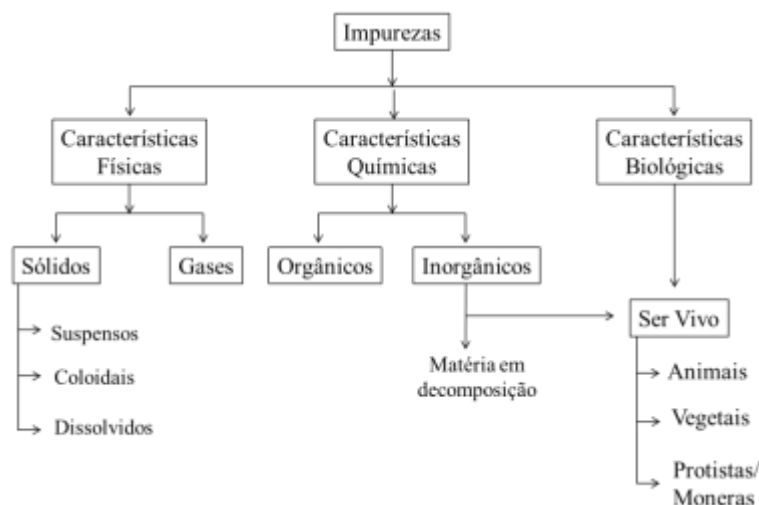
O Brasil possui cerca de 10 % da água doce disponível nos mananciais superficiais do planeta. No entanto, esta quantidade está distribuída de forma heterogênea. A região Sul possui 15,0 % da população do país, e possui 6,5 % dos recursos hídricos, enquanto a região Norte com cerca de 6,98 % da população, possui 68,0 % dos recursos hídricos. A menor proporção de recursos hídricos está no Nordeste e Sudeste, com somente 3,30 % e 6,00 %,

respectivamente, dos recursos hídricos e uma população de 28,0 % e 42,0 %, respectivamente (JUNIOR e MARTINS, 2014).

A água constitui um dos recursos naturais mais importantes, por ser indispensável para a sobrevivência. Porém, a sua qualidade vem sendo deteriorada devido ao seu uso indiscriminado e práticas inadequadas em bacias hidrográficas, que, direta ou indiretamente, promovem alterações na estrutura e funcionamento dos sistemas hídricos, com consequências para o próprio homem (SILVA et al., 2017b). Os mananciais superficiais de abastecimento público incluem-se nessa problemática. São raras as exceções em que as fontes de água não estejam submetidas a condições críticas de poluição hídrica, com poluentes tanto tradicionais como emergentes, que alteram a sua pureza (HESPANHOL, 2015). Assim, a água absolutamente pura não existe na natureza, e, para o consumo humano, esta precisa ser potável e segura, livre de poluentes orgânicos e inorgânicos, bactérias patogênicas, atraente de aspecto e sabor agradável (RICHTER, 2012).

As impurezas acumuladas na água, durante o seu percurso pelo ciclo hidrológico e decorrente de atividades humanas, compreendem matéria mineral e orgânica em três formas, conforme o tamanho das partículas que a água contém, progressivamente das maiores para as mais finas: suspensão, estado coloidal e solução. A avaliação da qualidade de uma água para o uso humano ou industrial, tratada ou *in natura* é feita em termos de suas características físicas, químicas e biológicas (RICHTER, 2012; BEJJANY et al., 2017), a Figura 1 representa as impurezas contidas na água.

Figura 1 - Impurezas encontradas na água





Nas últimas décadas a quantidade de matéria orgânica natural aumentou em fontes de água de abastecimento público. O que tem ocasionado muitos problemas nos processos de tratamento de água potável, incluindo: i) efeito negativo sobre a qualidade da água, referente à cor, sabor e odor; ii) aumento da dosagem de coagulantes e desinfetantes, o que gera um aumento de lodo e formação de subprodutos da desinfecção; iii) crescimento biológico na distribuição do sistema; iv) aumento dos níveis de metais pesados e poluentes orgânicos adsorvidos (MATILAINEN e SILLANPÄÄ, 2010).

A contaminação microbiológica de origem fecal em água de abastecimento também é preocupante. A contaminação por animais e humanos nas bacias hidrográficas representa um risco por meio da introdução de poluentes emergentes (FARKAS et al., 2013). Silva et al. (2016) constataram a presença de contaminação em um manancial de abastecimento público, possivelmente associada ao recebimento de água de escoamento, que conduzem microrganismos de ambientes contaminados até ao manancial.

Dessa forma, pode-se perceber que a qualidade da água de mananciais de abastecimento público vem sendo deteriorada, e torna-se necessário o tratamento da água de abastecimento público, por meio de tecnologias convencionais ou avançadas, que buscam a sua pureza e alcançam os padrões de potabilidade (BEJJANY et al., 2017).

## **1.2.2 Tratamento de água para abastecimento público**

O tratamento de água de abastecimento tem por objetivo oferecer água potável de boa qualidade para os consumidores, promovendo a remoção de impurezas. O tratamento abrange a proteção contra microrganismos, remoção de matéria orgânica natural e substâncias tóxicas (BONTON et al., 2012). A seguir, serão apresentadas algumas tecnologias de tratamento de água.

### *1.2.2.1 Tecnologias de tratamento de água de abastecimento no Brasil*

O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) define por meio da resolução 357/2005 a classificação dos corpos de água doce conforme sua classe de qualidade de água. Essa resolução estabelece o destino da água de acordo com a sua classe, e quando admissível para o abastecimento humano, estabelece os níveis de tratamento de água exigido. A Tabela 2 representa o tratamento requerido para cada classe de qualidade, quando destinadas ao

abastecimento público. Vale ressaltar que corpos de água com classe quatro, não podem ser destinadas ao abastecimento público.

Tabela 2 - Classes de qualidade do curso de água doce e tratamento exigido para abastecimento público

<b>Classificação</b>	<b>Tratamento exigido</b>
Especial	Desinfecção
1	Simplificado
2	Convencional
3	Convencional ou Avançado

Fonte: CONAMA 357/2005

Para produzir a potabilidade da água, a seleção de processos de tratamento deve ser feita de modo a permitir a remoção ou redução de determinados constituintes da água bruta. Dessa forma, as principais condicionantes na escolha dos processos unitários são a natureza da água bruta e a qualidade desejada para a água tratada (RICHTER, 2012).

No Brasil, as estações de tratamento de água atualmente empregam o tratamento convencional, filtração direta e flotação a ar dissolvido (HELLER e PÁDUA, 2010; RICHTER, 2012). O tratamento convencional, destinado às águas com classe 2 e 3, é realizado por meio de uma sequência de operações. Inicia na mistura rápida, onde se aplicam produtos químicos para promover a coagulação, que juntamente com a floculação promove a aglutinação das impurezas contidas na água em partículas maiores, denominados como flocos. Os flocos formados são retidos na operação da sedimentação, havendo a deposição das partículas sólidas suspensas. As partículas que permaneceram em suspensão serão removidas posteriormente na filtração. Por fim, há a desinfecção e a fluoretação (JUNIOR e MARTINS, 2014).

A filtração direta inclui todas as técnicas de tratamento em que filtros rápidos são destinados a remover sólidos presentes na água, incluindo: i) filtração direta descendente, em que a água coagulada percorre a camada filtrante de cima para baixo; ii) filtração direta descendente com floculação, a água coagulada e floculada percorre a camada filtrante de cima para baixo; iii) filtração direta ascendente, a água percorre a camada filtrante de baixo para cima; iv) e dupla filtração, em que a água passa por uma unidade de filtração ascendente e depois passa por outra camada filtrante descendente (HELLER e PÁDUA, 2010).

As aplicações de flotação a ar dissolvido em estações de tratamento de água são relativamente recentes. É uma técnica especialmente adequada para águas de baixos valores

de turbidez, a quaisquer valores de cor e indiferentes à presença de algas, em que se mostram muito eficientes na sua remoção. A cadeia de processos inclui unidades como do pré-tratamento para produzir um floco flutuável, por meio da mistura rápida, floculação reduzida e flotação, e filtração, como polimento para a remoção de flocos residuais (RICHTER, 2012).

Esses tratamentos de água têm por objetivo a potabilidade da água bruta. Após a realização do tratamento, a água tratada deve obedecer aos padrões da PRC nº 5, de 28 de setembro de 2017, Anexo XX, que regulamenta os padrões de potabilidade para água de abastecimento humano. O item 1.2.5 irá abranger esses padrões de potabilidade.

### **1.2.3 Tratamento convencional**

A Corsan fornece água tratada para 98 % da população das cidades abastecidas pela companhia. O tratamento empregado incide no tratamento convencional consistindo nas seguintes etapas: coagulação e mistura rápida, floculação, sedimentação, filtração, desinfecção e fluoretação (Corsan, 2017). Essas etapas são descritas no quadro 3, de acordo com Heller e Pádua (2010).

Na sequência, itens 1.2.3.1, 1.2.3.2, 1.2.3.3, serão apresentadas, de forma detalhada, as etapas da coagulação, floculação e sedimentação/decantação. As quais são equivalentes aos processos de agregação e separação de partículas suspensas, promovidas pelo tratamento de ECF.

Quadro 1 - Etapas do tratamento de água convencional

<b>Etapa</b>	<b>Descrição</b>
Coagulação e mistura rápida	Facilita a remoção de partículas suspensas ou dissolvidas presentes na água. O coagulante comumente empregado nas ETAs, inclusive nas ETAs da Corsan, é o sulfato de alumínio. Em razão da grande variação da natureza das águas brutas, é importante realizar testes em Jar Teste, para definir as condições adequadas de coagulação e mistura rápida.
Floculação	Nessa etapa, não há a remoção de impurezas. O objetivo é acondicionar a água que será posteriormente encaminhada aos decantadores, promovendo a agregação das partículas formadas na etapa anterior e o aumento do tamanho dos flocos.
Sedimentação	Essa etapa provoca a clarificação da água, mediante a ação da força de gravidade sobre as impurezas (flocos formados nas etapas anteriores), propiciando a sedimentação das partículas.
Flotação	Alternativamente a etapa de sedimentação, pode ser aplicada a flotação por ar dissolvido para a elevação das impurezas até a superfície do tanque. O lodo formado na superfície é removido mediante extravasamento ou raspagem e a água clarificada é direcionada para a unidade posterior pela parte inferior do tanque. No Rio Grande do Sul, há duas ETAs que empregam flotação, situadas nos municípios de Farroupilha e Três Coroas.
Filtração	As unidades de filtração consistem em camadas filtrantes, onde o fluxo de água ao passar por essas camadas deixa retidas as partículas que ainda estavam em suspensão.
Desinfecção	Possui caráter corretivo, eliminando organismos patogênicos, incluindo bactérias, vírus e protozoários. Do mesmo modo que é mantido um residual do desinfetante, para atuar preventivamente, caso ocorra alguma contaminação na rede de distribuição. Normalmente, o cloro é empregado como agente desinfetante.
Fluoretação	O flúor é adicionado à água para agir preventivamente contra a deterioração do esmalte do dente e prevenção de cáries.

Fonte: Adaptado de Heller e Pádua (2010).

### *1.2.3.1 Coagulação e mistura rápida*

A coagulação pode ser definida como a alteração físico-química de partículas coloidais de uma água, caracterizada pela cor e turbidez (RICHTER, 2012). Esta etapa envolve a aplicação de produtos químicos para desestabilizar impurezas dissolvidas e coloides, e produzir grandes agregados de flocos que podem ser removidos da água em processos subsequentes (BETANCOURT e ROSE, 2004).

Os sais de alumínio (III) são produtos químicos coagulantes de tratamento de água comuns (BETANCOURT e ROSE, 2004). Em solução aquosa os íons metálicos de alumínio, positivamente carregados, formam fortes ligações com os átomos de oxigênio podendo coordenar até seis moléculas de água ao redor, liberando os átomos de hidrogênio e reduzindo o pH da suspensão. Este processo é denominado hidrólise e os produtos formados constituem-se as espécies hidrolisadas de alumínio, que resultam no precipitado de hidróxido de alumínio. Após, se verifica o transporte dessas espécies para o contato com as impurezas presentes, denominada de mistura rápida, e em seguida, com a aproximação e colisão das partículas desestabilizadas, há formação dos flocos, que podem ser removidos por flotação ou sedimentação (LIBÂNIO, 2010).

Os mecanismos predominantes na coagulação com sulfato de alumínio são a adsorção das espécies hidrolíticas solúveis pelo coloide e desestabilização, e a coagulação por varredura, no qual o coloide é entrelaçado pelo precipitado de hidróxido. A coagulação com sais de alumínio é predominantemente por varredura, este mecanismo é necessário para o processo de separação por sedimentação, que necessita de um floco volumoso. As condições ótimas para a coagulação por varredura são obtidas com pH entre 6 e 8, com doses de alumínio entre 20 e 60 mg.L<sup>-1</sup> (RICHTER, 2012).

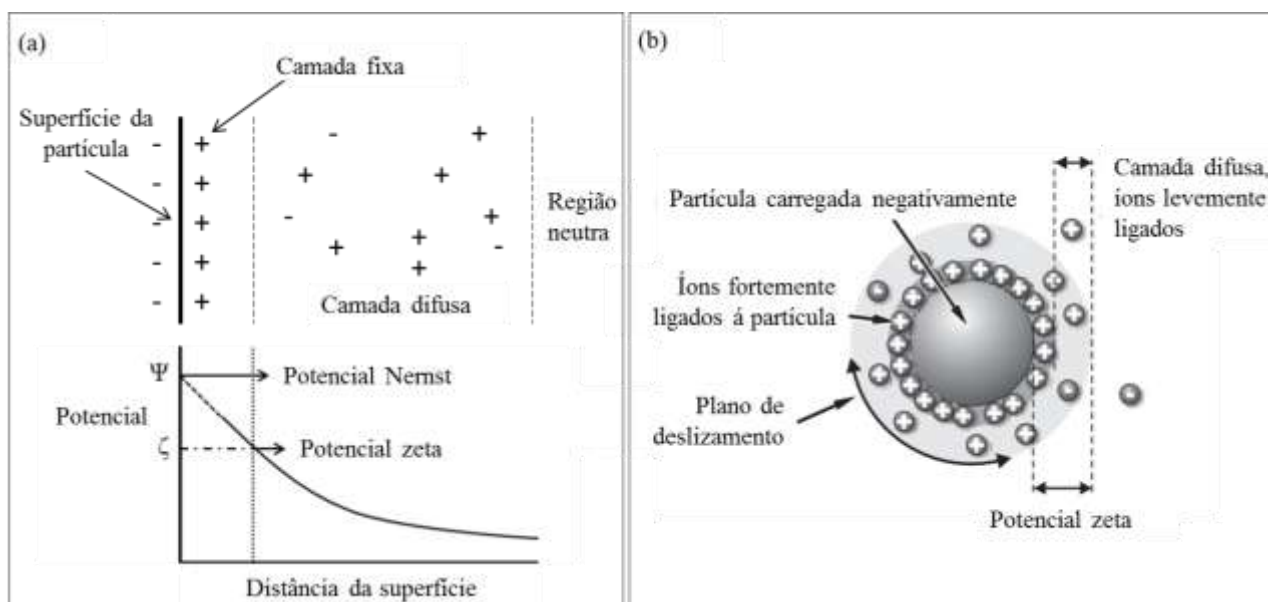
#### 1.2.3.1.1 Estabilidade e desestabilização de partículas coloidais

Todas as partículas coloidais trazem uma carga elétrica. A estabilidade das partículas coloidais pode ser explicada pela presença dessas cargas elétricas repulsivas na superfície das partículas e a estabilidade pode ser estimada considerando as forças de interação entre as partículas. Quando as forças repulsivas são dominantes, o sistema permanecerá em estado de dispersão. Quando se reduz ou neutraliza essas forças, havendo forças de interação, as partículas irão coagular/flocular e as partículas em suspensão irão ser desestabilizadas (MOUSSA et al., 2016).

Os íons de carga oposta (contraíons) são fortemente adsorvidos na superfície da partícula, formando uma camada interna firmemente aderida, e íons de mesma carga (coíons) são repelidos, formando uma camada externa difusa, mantida próxima à superfície da partícula pelas forças eletrostáticas (Figura 2(a)). A diferença de potencial elétrico entre um ponto imediatamente fora da superfície da partícula, até onde a concentração iônica se iguala a da solução, diminuindo gradualmente à medida que se afasta da superfície. O potencial na superfície da partícula não é possível de ser medido, porém é possível medir o potencial na

superfície que separa a camada interna da camada difusa, o chamado potencial zeta (Figura 2(b)) (RICHTER, 2012).

Figura 2 - (a) Carga e variação do potencial nas proximidades de uma partícula coloidal; (b) representação da partícula coloidal e cargas elétricas



Fonte: Adaptada de RICHTER (2012) e Zetasizer Nano Series User Manual (2004)

### 1.2.3.1.2 Coagulantes

Entre a diversidade de agentes de coagulação, em geral são usados sais que geram hidróxidos em reação com a água e compostos orgânicos naturais ou artificiais de longa cadeia molecular, os polieletrólitos. Normalmente, os coagulantes usados para o tratamento de água são os sais inorgânicos de ferro e alumínio (JIANG, 2015).

No entanto, o coagulante mais utilizado é o sulfato de alumínio ( $Al_2SO_4)_3$ . O sulfato de alumínio em solução é um ácido, corrosivo, que deve ser armazenado em tanques de madeira, chumbo, ou com revestimento de borracha, plástico, epóxi, ou aço inoxidável. Pode-se encontrá-lo na forma seca, em pedras ou granular, ou líquido, em solução (RICHTER, 2012).

A solubilidade do sulfato de alumínio é função do pH, sendo mais baixa em pH entre 5 e 7. Fora dessa faixa, é impraticável a coagulação com esse coagulante. Quando dosados em água os íons de alumínio hidrolisam rapidamente, para formar uma gama de espécies de hidrólise de metal (JIANG, 2015). Os produtos de hidrólise combinam-se formando uma série

de espécies de alumínio, sendo essas espécies que promovem a desestabilização dos colóides. O produto final é o hidróxido de alumínio, em uma reação que dura aproximadamente 5 a 7 segundos (RICHTER, 2012).

#### 1.2.3.1.3 Gradiente de velocidade

O agente físico para a realização tanto da coagulação como da floculação é a agitação mais ou menos intensa da água, por meio da mistura rápida, quando aplicada à coagulação, e mistura lenta, quando aplicada à floculação (RICHTER e NETTO, 2013).

O gradiente de velocidade, representado pela letra  $G$ , pode ser calculado pela Equação 1, de Camp e Stein (RICHTER e NETTO, 2013; RICHTER, 2012),

$$G = \sqrt{\frac{P}{\mu v}} \quad (1)$$

sendo:

$G$ : gradiente de velocidade ( $s^{-1}$ );

$P$ : potência aplicada à água ( $kgf.m. s^{-1}$  ou  $W = N.m. s^{-1}$ );

$\mu$ : coeficiente de viscosidade ( $kgf.s. m^{-2}$  ou  $Pa.s = N.s.m^{-2}$ );

$v$ : volume da câmara de mistura ( $m^3$ ).

O valor do gradiente de velocidade é muito importante e variável. Para a mistura rápida, deve ser elevado, entre  $300 s^{-1}$  e  $1000 s^{-1}$ , e para uma floculação satisfatória, normalmente entre  $20 s^{-1}$  a  $75 s^{-1}$  (RICHTER, 2012).

#### 1.2.3.2 Floculação

A desestabilização e agregação inicial das partículas coloidais pela adição de produtos químicos floculantes na água, realiza-se na câmara de mistura rápida. Assim, segue-se o processo de floculação que consiste na aglomeração das partículas já desestabilizadas, pelas colisões induzidas por seu movimento, para formar flocos maiores, de modo a possibilitar sua separação por sedimentação ou flotação (RICHTER e NETTO, 2013; RICHTER, 2012).

O mecanismo de transporte será em função das dimensões das partículas desestabilizadas e da progressiva formação e crescimento dos flocos. Três fenômenos podem

ocorrer no transporte de partículas: i) movimento Browniano - floculação pericinética, as partículas desestabilizadas chocam-se e aglomeram-se formando pequenos flocos; ii) diferenças de velocidade das linhas de corrente do fluido em escoamento - floculação ortocinética, decorre da introdução de energia externa que fomenta a aglutinação das partículas desestabilizadas e dos microflocos, formado por intermédio do movimento Browniano, para a formação de flocos de maior peso; iii) distintas velocidades de sedimentação dos flocos - sedimentação diferencial, os flocos adquirem distintas velocidade de sedimentação, concorrendo para que no movimento descendente na unidade de decantação ocorram os choques e a sequente formação de flocos mais pesados (LIBÂNIO, 2010).

A distinção dos tipos de floculadores fundamenta-se na forma de transferir energia à massa líquida, hidráulica ou mecânica, para que possam ocorrer os choques entre as partículas e a formação dos flocos, podendo citar como exemplos os floculadores hidráulicos, floculadores mecânicos e floculadores pneumáticos. Para quaisquer unidades, a coagulação, o gradiente de velocidade e o tempo de detenção são os principais fatores intervenientes RICHTER e NETTO, 2013; RICHTER, 2012; LIBÂNIO, 2010).

### *1.2.3.3 Sedimentação*

A etapa de sedimentação, que promove a remoção de partículas sólidas em suspensão, é muito comum em estações de tratamento de água. Esse processo consiste na utilização de forças gravitacionais para separar partículas com densidade superior a da água, depositando-as em uma superfície. A sedimentação de partículas floculentas é caracterizada como decantação e, as unidades onde se realiza esse processo de tanques de decantação (RICHTER e NETTO, 2013).

A velocidade de sedimentação pode ser inferida a partir da projeção das forças que agem na direção do movimento. Essas forças são o peso da partícula, o empuxo hidrostático sobre ela e a força de arrasto. A sedimentação pode ser diferenciada, em função da concentração de sólidos e na tendência de interação das partículas, em: (i) discreta, com partículas que não alteram a forma, tamanho e densidade em suspensões diluídas; (ii) floculenta, que pode ocorrer mudança de forma, tamanho e densidade; (iii) interferida, que em suspensões concentradas verifica-se a interação das partículas; (iv) compressão, que aplica-se ao material ou lodo já depositado (RICHTER, 2012).



## 1.2.4 Sistema ECF

O sistema ECF é composto por um reator ECF, onde ocorre a adição de agentes coagulantes e microbolhas, combinado a um FTH, para aglomeração dos flocos e formação de flocos aerados. Os itens 1.2.4.1 e 1.2.4.2 irão abranger informações específicas da composição do sistema.

### 1.2.4.1 Tratamento eletroquímico

A aplicação de novas tecnologias como o mecanismo eletroquímico, pode aumentar a eficiência da purificação de águas de abastecimento, possibilitando a remoção de diversos constituintes, como compostos orgânicos e poluentes, desinfecção das águas, como também a redução da geração de subprodutos no tratamento de águas de abastecimento (EMAMJOMEH e SIVAKUMAR, 2009; MATILAINEN e SILLANPÄÄ, 2010; BRITO et al., 2015).

#### 1.2.4.1.1 Histórico

O tratamento eletroquímico surgiu em Londres no ano de 1889, em uma estação de tratamento de esgoto, que foi operada por dez anos. No mesmo ano surgiu uma ETA de canal em Salford na Inglaterra, em que se utilizaram eletrodos de ferro e foi adicionada água do mar como fonte de cloro para desinfecção. Até ao final do século XX foram pouco notados, e em 1930, todas as estações foram abandonadas devido ao seu alto custo operacional (VIK et al., 1984).

No entanto, nas últimas duas décadas, as tecnologias de tratamento eletroquímico de águas residuárias começaram a possuir maior importância, como uma opção ecológica que gera menos lodo e não requer aditivo químico, sem comprometer a qualidade da água tratada (MOUSSA et al., 2016). Outros fatores, como o aumento dos agravantes ambientais, e das exigências das normas e regulamentações ambientais, para o abastecimento de água e tratamento de águas residuárias, também tornaram o tratamento eletroquímico promissor (JIMÉNEZ et al. 2016).

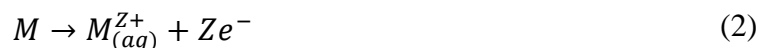
Atualmente as tecnologias eletroquímicas oferecem ferramentas ideais para resolver os problemas ambientais, oriundos do crescimento populacional, agricultura intensiva e da industrialização (GARCIA-GARCIA et al., 2015). A ECF é um exemplo de tratamento

eletroquímico eficiente, que pode ser utilizado no tratamento de águas de abastecimento público.

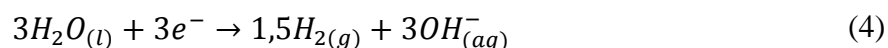
#### 1.2.4.1.2 Técnica ECF

A ECF é uma tecnologia de tratamento de água de abastecimento público e água residuária (MOUSSA et al., 2016; HAKIZIMANA et al., 2017a) que combina os benefícios da coagulação, flotação e eletroquímica (MOUSSA et al., 2016).

No processo de coagulação química convencional, normalmente é utilizado como coagulante o sulfato de alumínio, como também pode ser utilizado os sais metálicos, polímeros ou polieletrólitos. Enquanto na eletrocoagulação, o coagulante é gerado *in situ* pela oxidação eletrolítica de um metal no ânodo de sacrifício (Equação 2), desencadeados pela corrente elétrica aplicada por meio dos eletrodos (HAKIZIMANA et al., 2017a; AVELLAR et al., 2015; MENESES et al., 2012). Na Equação 2, pode-se observar o número de elétrons transferidos na dissolução anódica, representado por Z, e na Equação 3, quando se emprega eletrodos de alumínio, o qual foi utilizado neste estudo (HAKIZIMANA et al., 2017a).

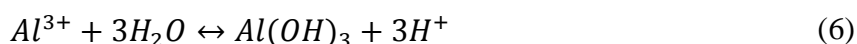


Simultaneamente, no cátodo há a formação do gás hidrogênio e íons hidroxila, por meio da eletrólise da água (Equação 4) (MOTA et al., 2015; KABDAŞLI et al., 2012). No processo de eletrólise quatro mecanismos ocorrem simultaneamente: i) reações eletrolíticas na superfície do eletrodo; ii) formação do agente coagulante na fase aquosa; iii) adsorção de poluentes solúveis ou coloidais por estes agentes; iv) remoção de sedimentos por flotação (CERQUEIRA et al., 2014).



Os íons de alumínio tendem a reagir com os hidróxidos, formando espécies monoméricas de hidróxido de alumínio, como o hidróxido de alumínio (III). A formação dos precipitados de hidróxido de alumínio (III) possuem grandes áreas de superfície específica, o

que propicia uma rápida adsorção de compostos orgânicos e voláteis e captura de partículas coloidais, que são polimerizados conforme a Equação 5 (ELAZZOUZI et al., 2017). Os complexos gerados na dissolução do alumínio na solução dependem do pH do meio (HAKIZIMANA et al., 2017a). Assim, a formação do hidróxido de alumínio (III)  $[Al(OH)_3]$  ocorre em uma faixa de pH entre 5 e 9, sendo esta expressada na Equação 6 (EMAMJOMEH et al., 2011).

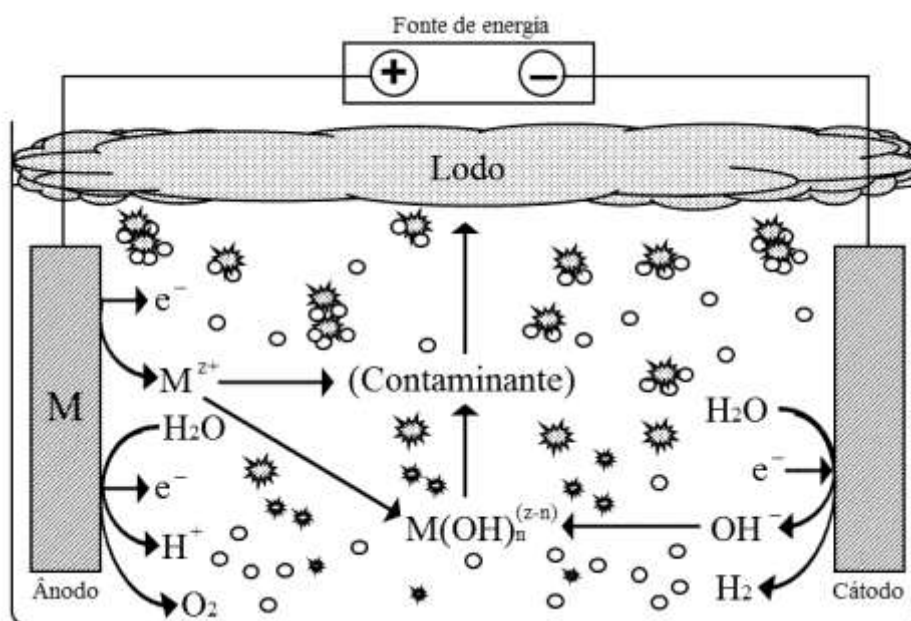


A dissolução do ânodo de sacrifício provoca a formação de produtos de hidrólise, eficazes na desestabilização de poluentes e na formação de partículas com baixa solubilidade que aprisionam os poluentes. Além disso, a redução eletroquímica da água no cátodo produz a formação de bolhas de hidrogênio que promove uma turbulência suave no sistema, e ligação com os poluentes, por adsorção (ELAZZOUZI et al., 2017; BEHBAHANI et al., 2011; HAKIZIMANA et al., 2017a). Assim, com a redução da densidade da bolha-polvente a valores inferiores ao da água, ocorre a flotação para a superfície da água no reator (JIMÉNEZ et al., 2016), formando uma camada de espuma flutuante, contendo bolhas de gás e partículas flotadas, na forma de lodo, finalizando o processo de ECF (KUSHWAHA et al., 2010; MENESES et al. 2012). A camada flutuante pode ser facilmente removida do reator de ECF, por raspagem, sem a necessidade de inserção de uma etapa na sequência do tratamento (GAMAGE et al., 2012), mediante o processo de extravasamento ou raspagem.

No processo de ECF há três mecanismos importantes: i) oxidação do eletrodo; ii) geração de bolha de gás; iii) flotação dos flocos formados (EMAMJOMEH e SIVAKUMAR, 2009). A unidade básica de ECF consiste em uma célula eletrolítica constituída de eletrodos metálicos (cátodo e ânodo), conectado externamente por uma fonte de energia e imersos na solução eletrolítica (MOUSSA et al., 2016). A Figura 3 mostra a representação de uma célula eletrolítica de ECF em escala de bancada.

O tratamento de água pela técnica da ECF é vantajoso comparado ao tratamento convencional, possuindo várias vantagens, no entanto, as técnicas eletroquímicas também possuem desvantagens. A Tabela 3 mostra as vantagens e desvantagens das técnicas eletroquímicas.

Figura 3 - Principais mecanismos envolvidos na ECF



Fonte: Adaptada de Mollah et al. (2004); Moussa et al. (2016).

Tabela 3 - Vantagens e desvantagens do tratamento eletroquímico

(continua)

Vantagens	Desvantagens
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Exige equipamentos simples, de fácil operação e manutenção;</li> <li>- Remove partículas coloidais pequenas, porque o campo elétrico aplicado coloca-as em movimento mais rápido, facilitando a coagulação.</li> <li>- Fácil remoção dos poluentes, devido as bolhas de gás produzidas durante a eletrólise, transportá-los para o topo da solução eletrolítica;</li> <li>- Aplicabilidade no tratamento de água de abastecimento e águas residuárias;</li> <li>- Redução da necessidade de reagentes químicos;</li> <li>- Custo operacional reduzido;</li> <li>- Possibilidade de captação do gás hidrogênio e transformação em energia.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Necessidade de manutenção;</li> <li>- Passivação de eletrodos ao longo do tempo;</li> <li>- Necessidade de reposição de eletrodos, principalmente os de sacrifício;</li> <li>- Uso de eletricidade pode ser caro em alguns lugares;</li> <li>- Necessidade de alta condutividade elétrica da água;</li> <li>- Risco de choque elétrico aos operadores.</li> </ul>

Tabela 3 - Vantagens e desvantagens do tratamento eletroquímico

(conclusão)

Vantagens	Desvantagens
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Risco reduzido de poluição secundária;</li> <li>- Possui baixa produção de lodo, e o lodo produzido é fácil de desaguar.</li> <li>- Energia solar pode ser usada.</li> </ul>	

Fonte: MOLLAH, et al. 2001.

A técnica eletroquímica possui vários fatores que influenciam na execução do tratamento e devem ser monitorados, na busca de maiores eficiências no tratamento de água de abastecimento. O item a seguir, 1.2.4.1.3, expõe os fatores interferentes no tratamento de ECF.

#### *1.2.4.1.3 Fatores interferentes da técnica ECF*

O tratamento de ECF possui vários fatores que influenciam na eficiência do tratamento. Fatores referentes à condição de funcionamento e as particularidades dos eletrodos (HAKIZIMANA et al., 2017a). Os fatores interferentes da ECF são os seguintes:

##### a) Material do eletrodo

A escolha do material do eletrodo, principalmente o anódico, desempenha um papel fundamental quanto à eficiência do tratamento (LIU et al., 2017; KHANDEGAR e SAROHA, 2013; ADAMOVIC et al., 2016), uma vez que, é a partir do ânodo que será formado o coagulante.

Dentre os vários tipos de materiais que podem ser utilizados em eletrodos, o ferro e o alumínio são os mais utilizados no tratamento eletroquímico, devido as seguintes vantagens: sua disponibilidade, ou seja, abundância e baixo preço; não são tóxicos, pois os hidróxidos de alumínio e ferro formados por precipitação são relativamente não tóxicos; e suas altas valências promovem uma eficiente remoção de poluentes (HAKIZIMANA et al., 2017a; LIU et al., 2017; ADAMOVIC et al., 2016).

O alumínio é um dos mais indicados (LIU et al., 2017; MENESES et al., 2012; ADAMOVIĆ et al., 2016). Na maioria dos casos, o alumínio se mostra melhor que o ferro, quando comparada a eficiência do tratamento. Porém, normalmente o alumínio apresenta um custo mais caro que o ferro (VEPSÄLÄINEN, 2012).

Demirci et al. (2015) estudaram o efeito do material do eletrodo no tratamento eletroquímico, com eletrodos de ferro e alumínio. A eficiência de remoção de turbidez, cor e Demanda Química de Oxigênio (DQO) foram melhores no tratamento com eletrodos de alumínio, comparado ao tratamento com eletrodos de ferro. No tratamento com eletrodos de alumínio a remoção de turbidez, cor e DQO foi de 88,6 %, 90,9 % e 69,3 %, respectivamente. Enquanto no tratamento com eletrodos de ferro, a remoção foi de 84,1 %, 80,0 % e 64,1 %, respectivamente.

Adamovic et al. (2016) estudaram quatro combinações diferentes de eletrodos de alumínio e ferro, ligados em modo paralelo (bipolar), sendo as combinações: (i) quatro eletrodos de ferro; (ii) quatro eletrodos de alumínio; (iii) dois eletrodos de alumínio (um ligado no ânodo) e dois eletrodos de ferro; (iv) dois eletrodos de ferro (um ligado no ânodo) e dois eletrodos de alumínio. A eficiência de remoção de substâncias orgânicas foi melhor na combinação de dois eletrodos de ferro (um ligado no ânodo) e dois eletrodos de alumínio, e quanto à eficiência de remoção de turbidez foi na combinação de quatro eletrodos de alumínio. Nota-se que o alumínio prevaleceu nas combinações com maiores eficiências.

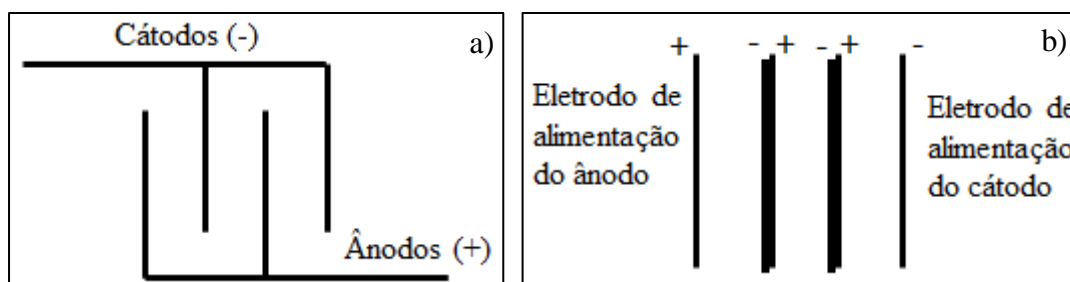
#### b) Arranjo dos eletrodos

O material do eletrodo possui uma considerável importância no tratamento da ECF, porém, o arranjo dos eletrodos também desempenha um papel importante no tratamento eletroquímico, e pode influenciar no processo (KHANDEGAR e SAROHA, 2013; HAKIZIMANA et al., 2017a). O arranjo dos eletrodos da célula eletrolítica pode abranger diferentes tipologias de configurações, como: i) monopolar ou bipolar; ii) paralelo ou série.

Na configuração monopolar (Figura 4a), cada eletrodo está ligado ao ânodo ou ao cátodo (BRAHMI et al., 2015; SAHU et al., 2014). Enquanto, na configuração bipolar (Figura 4b) os eletrodos mais externos estão conectados a uma fonte de energia e a corrente passa nos outros eletrodos, polarizando-os. Nos sistemas bipolares o lado do eletrodo voltado para o ânodo é polarizado negativamente e para o cátodo positivamente (SAHU et al., 2014). A configuração em paralelo divide entre todos os eletrodos a corrente elétrica, sendo a diferença

de potencial necessária por uma célula. Na configuração em série a intensidade da corrente igual passa por todos os eletrodos (FERNANDES et al., 2015).

Figura 4 - Representação da conexão dos eletrodos no reator: a) monopolar; b) bipolar



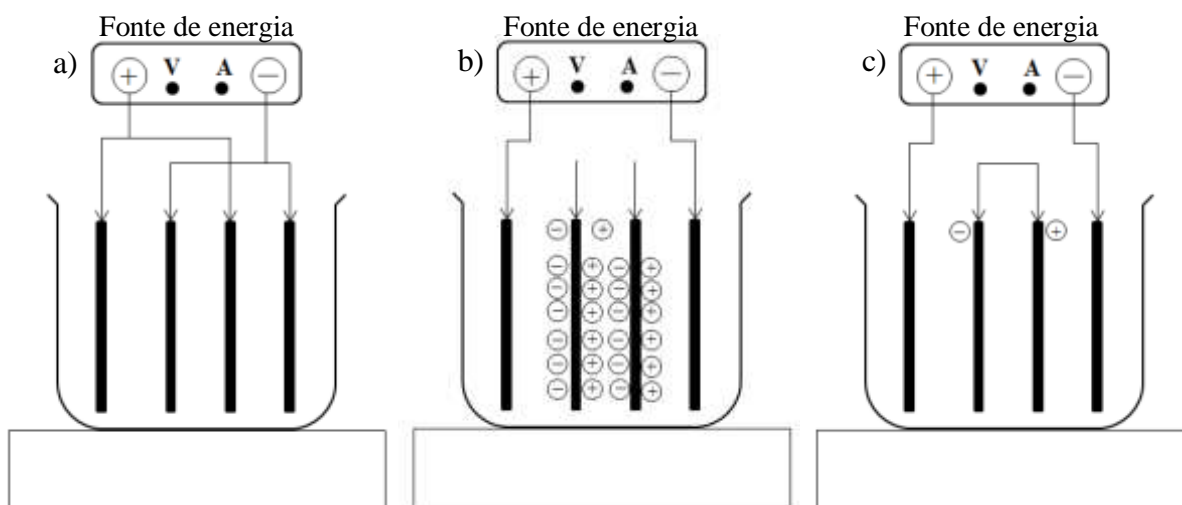
Fonte: Adaptada de Brahmi et al. (2015).

Essas configurações podem ser combinadas distintamente formando os arranjos dos eletrodos nos reatores de ECF. Alguns exemplos podem ser citados, como (KHANDEGAR e SAROHA, 2013; HAKIZIMANA et al., 2017a):

- i) a configuração monopolar em paralelo, na qual os ânodos e cátodos são conectados em paralelo alternadamente no mesmo potencial anódico ou catódico, assim a corrente é dividida entre todos os eletrodos, e cada par de ânodos/cátodos a tensão é a mesma (Figura 5a);
- ii) a conexão bipolar em série, na qual os eletrodos externos (monopolares) estão conectados à fonte de energia e os eletrodos internos (bipolares) são colocados entre os dois eletrodos externos (Figura 5b). Os eletrodos bipolares não estão interconectados e cada um de seus lados atua simultaneamente como um ânodo e um cátodo;
- iii) conexão monopolar em série, na qual um par de eletrodos de sacrifício estão conectados entre si e não há conexão com os eletrodos externos (Figura 5c).

A configuração do arranjo dos eletrodos não interfere no consumo de eletrodos, mas influencia no consumo energético, no custo operacional e na eficiência do tratamento. A configuração bipolar é a mais eficiente, porém demanda uma grande quantidade de energia, e consequentemente um alto custo, comparada com a configuração monopolar (BRAHMI et al., 2015). O uso de eletrodos bipolares em série apresenta a vantagem de eliminar a interconexão entre os eletrodos, desde que apenas dois eletrodos monopolares estão conectados à fonte de energia elétrica (FERNANDES et al., 2015).

Figura 5 - Arranjo dos eletrodos. a) Monopolar em paralelo; b) Bipolar em série; c) Monopolar em série



Fonte: Adaptada de Khandegar e Saroha (2013); Kobya et al. (2011); Demirci et al. (2015); Hakizimana et al. (2017a); Moussa et al. (2016).

Em contrapartida, levando em consideração o custo-benefício para o tratamento de água, a configuração monopolar se destaca, pois apresenta uma elevada remoção de poluentes e possui um baixo consumo energético (KOBYA et al., 2011). Quando configurada em paralelo é mais viável economicamente do que as conexões em série, devido a possuir um menor consumo de energia elétrica e geração de lodo, além de apresentar boas eficiências de remoção de DQO e turbidez (KOBYA et al., 2007).

#### c) Número de eletrodos no reator

O arranjo dos eletrodos pode ser composto por um ânodo e um cátodo ou ser composto por vários ânodos e vários cátodos (HAKIZIMANA et al., 2017a). A literatura não apresenta um consenso em relação ao número de eletrodos utilizados nos reatores, alguns trabalhos sugerem a utilização de dois eletrodos (Attour et al., 2014), 4 eletrodos (Adamovic et al., 2016; Kobya et al., 2011; Barişçi e Turkay, 2016 e Lutterbeck et al., 2014), cinco eletrodos (Sánchez et al., 2014; Vasudevan e Lakshmi, 2011), e seis eletrodos (Akbal e Camci, 2011).

A distância entre os eletrodos irá determinar o número de eletrodos que serão utilizados no reator (ZHANG et al., 2013). Vale ressaltar, que o aumento do número de



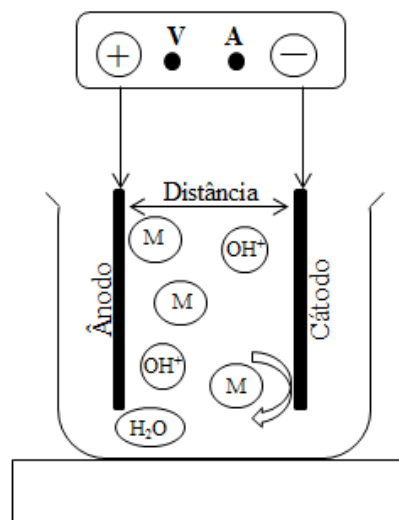
eletrodos torna o tratamento mais rápido e aumenta a eficiência de remoção do poluente (BRAHMI et al., 2015).

#### d) Distância entre os eletrodos

A distância dos eletrodos (Figura 6) pode influenciar o tratamento da água de abastecimento por ECF em relação à distribuição das bolhas de hidrogênio na etapa da flotação, ao custo operacional e eficiência na remoção de poluentes (VALENTE et al., 2015; ZHANG et al., 2013; HAKIZIMANA et al., 2017a).

O consumo de energia durante o tratamento eletroquímico é um parâmetro fundamental a ser avaliado, quanto aos custos do tratamento. A distância entre os eletrodos influencia consideravelmente no consumo de energia, e a redução do espaço entre as placas de eletrodo tornou-se uma das maneiras de economia (HERNÁNDEZ et al., 2012). Cerqueira et al. (2014) avaliaram a eficiência do tratamento eletroquímico quanto a distância entre os eletrodos, variando de 0,5 a 2,0 cm. A distância do eletrodo não influenciou quanto à eficiência do tratamento, no entanto grandes distâncias entre os eletrodos acarretam em maior custo de energia. Nasrullah et al. (2014) observaram a melhor eficiência de remoção de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), DQO e sólidos suspensos com uma distância de 1,0 cm entre os eletrodos.

Figura 6 - Distância entre eletrodos



Fonte: Sahu et al. (2014)

A distância entre os eletrodos pode influenciar quanto à remoção de poluentes no tratamento eletroquímico. Como afirmam os estudos encontrados na literatura: Nasrullah et al. (2014), não observaram resultados significativos quanto a remoção de poluentes, porém o aumento da distância entre os eletrodos provocou um decréscimo na eficiência de remoção de DQO, DBO e sólidos suspensos, devido a taxa de transferência de elétrons tornar-se mais baixa; Zhang et al. (2013) observaram que o aumento da distância entre os eletrodos ocasionou diminuição da eficiência de remoção do poluente, entretanto essa diminuição não foi muito elevada; já Valente et al. (2015) não obterem resultados significativos quanto a remoção de matéria orgânica, quando avaliado a distância entre os eletrodos.

O aumento da distância entre os eletrodos provoca um aumento do potencial celular ( $V_{PC}$ ) e afeta negativamente o tratamento de água. De acordo com a Lei de Ohm a quantidade de corrente elétrica através de um condutor de metal em um circuito é diretamente proporcional a voltagem imposta sobre ele, para qualquer temperatura, conforme a relação expressada na Equação 7 (NASRULLAH et al., 2014).

$$V_{PC} = IR \quad (7)$$

A queda do potencial ôhmico ou queda IR, se caracteriza como a diferença de potencial necessária para mover íons por meio da solução (SAHU et al., 2014). A queda IR pode ser restringida por meio da redução da distância dos eletrodos, aumento da superfície ativa do ânodo e condutividade específica da água, sendo determinada pela Equação 8 (VIK et al., 1984),

$$\eta_{IR} = i \cdot \frac{d}{A \cdot k} \quad (8)$$

sendo,

$i$ : corrente elétrica (A);

$d$ : distância entre os eletrodos (m);

$A$ : superfície ativa do ânodo (m<sup>2</sup>);

$k$ : condutividade específica (10<sup>3</sup> mS.m<sup>-1</sup>).

De acordo com a Equação 8, a queda IR aumenta na medida que aumenta a distância entre os eletrodos. Durante um experimento realizado por Nasrullah et al. (2014) a corrente diminui após algum tempo, assim a tensão foi elevada para manter a corrente constante. Esta

situação ocorre, possivelmente, devido ao aumento da queda IR, que conduz a taxa de oxidação anódica inibida. Dessa forma, o aumento da queda IR não é recomendada no processo de ECF.

#### e) Potencial hidrogeniônico - pH

Um dos fatores determinantes do processo eletroquímico é o potencial hidrogeniônico, também chamado de pH, pelo fato de afetar todos os equilíbrios de hidrólise resultantes da adição do cátion metal (BARRERA-DÍAZ et al., 2012). O pH representa a concentração de íons hidrogênio, que indica a condição de acidez ( $\text{pH} < 7$ ), neutralidade ( $\text{pH} = 7$ ) ou alcalinidade ( $\text{pH} > 7$ ) da água (VON SPERLING, 2014).

O pH inicial é um parâmetro importante na determinação do desempenho do tratamento eletroquímico (CERQUEIRA et al., 2014). Dependendo do material do eletrodo e do pH inicial, durante o tratamento pode haver mudança do seu valor. Quando utilizados eletrodos de alumínio no processo, o pH final é sempre superior ao pH inicial. Principalmente, devido a uma grande quantidade de íon hidroxila (OH), liberada na reação eletrolítica da hidrólise da água no cátodo (ELAZZOUI et al., 2017).

Em tratamentos com pH inicial ácido, pode ocorrer um aumento no pH final, e em pH inicial alcalino, o valor do pH final diminui (BARIŞCI e TURKAY, 2016; MOUEDHEN et al., 2008). Isto indica um efeito de tamponamento do pH durante o tratamento. Essa capacidade pode ser atribuída ao equilíbrio entre a produção e o consumo de íons hidroxila, e na necessidade de neutralização de carga antes da transformação final de compostos de alumínio solúveis em hidróxidos de alumínio (KABDAŞLI et al., 2012).

A presença de pH alcalino, com valores elevados ( $7 \leq \text{pH} \leq 9$ ), promovem uma maior eficiência de remoção de DQO (HERNÁNDEZ-ORTEGA et al., 2010; KUSHWAHA et al., 2010). No entanto, em valores de pH mais baixos ( $5 \leq \text{pH} \leq 7$ ) a eficiência de remoção diminui (KUSHWAHA et al., 2010). A baixa eficiência de remoção de DQO é em grande parte devido a mudança do pH com o tempo. Visto que, dependendo das atividades do ânodo e do cátodo, o pH pode aumentar gradualmente devido à dominância da atividade do cátodo. Dessa forma, o aumento do pH é consequência da reação catódica (BARRERA-DÍAZ et al., 2012).

Na literatura são encontrados diferentes valores de pH, com seu valor variando de 3 – 9 (AKBAL e CAMCI, 2011; BARRERA-DÍAZ, 2012; BARIŞCI e TURKAY, 2016). Silva et al. (2017a), Barişçi e Turkay (2016) e Nasrullah et al. (2014) realizaram tratamentos testando

valores de pH ácido, básico e neutro. O tratamento mais eficiente, em ambos os trabalhos, indicou um valor de pH neutro, em torno de 7. Cerqueira et al. (2014) também observaram que as melhores eficiências do tratamento eletrolítico foram em pH acima de 6, havendo uma boa redução com pH neutro. O pH neutro além de ser eficiente para a remoção de poluentes, também oferece a vantagem de eliminar o uso de produtos químicos adicionais, reduzindo os riscos ambientais e operacionais (BARRERA-DIAZ et al., 2012).

#### f) Condutividade elétrica

O tratamento eletroquímico é muito eficiente, porém a sua utilização efetiva é muito dependente da capacidade condutora da solução (LIU et al., 2017). Essa capacidade condutora pode ser definida por meio da condutividade elétrica, caracterizada como a capacidade que um material, nesse caso a água, possui em conduzir corrente elétrica (MOLIN e RABELLO, 2011).

Assim, a condutividade elétrica da água influencia no tratamento por ECF. Valores elevados favorecem a condução da corrente elétrica, o que reduz a tensão entre os eletrodos, e conseqüentemente demanda menos energia no tratamento eletrolítico (CERQUEIRA et al, 2014; MERZOUK et al., 2009). A água quando apresenta um valor elevado de condutividade elétrica, satisfaz as condições de funcionamento do tratamento, não havendo a necessidade de inserção de produtos químicos adicionais (LIU et al., 2017). Merzouk et al. (2009) analisaram a eficiência de remoção da turbidez com diferentes valores de condutividade, variando de 1.200 – 3.000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . O aumento da remoção de turbidez foi proporcional ao aumento da condutividade elétrica. No entanto, na variação de 2.100 – 3.000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  a remoção de turbidez foi constante.

Por outro lado, uma solução com baixa condutividade aumenta o consumo elétrico e diminui a vida útil do equipamento (LIU et al., 2017). Além de ser necessário realizar a adição de produtos químicos, como o cloreto de sódio (NaCl), para aumentar a condutividade elétrica da água a ser tratada (KABDAŞLI et al., 2012).

#### g) Tipo e densidade de corrente elétrica

O tipo de corrente elétrica aplicada ao tratamento eletroquímico pode ser contínua ou alternada. Na corrente contínua as cargas constituintes da corrente elétrica mantêm sua

intensidade, direção e sentido. Enquanto na corrente alternada os sentidos dos elétrons, direção e intensidade variam periodicamente (BONJORNO et al., 2016).

Normalmente, a corrente contínua é utilizada nos tratamentos eletroquímicos. Neste caso, uma camada de óxido impermeável pode ser formada no cátodo e haver formação de corrosão no ânodo devido à oxidação. Como discutido no item 4.4.3.1.5, a corrente contínua consome rapidamente o eletrodo. No entanto, este inconveniente pode ser superado na adoção da corrente alternada, a qual não apresenta essas desvantagens. Todavia, a corrente alternada apresenta um custo energético maior do que a corrente contínua (VASUDEVAN e LAKSHMI, 2011).

Além do tipo da corrente elétrica, a densidade da corrente também é um parâmetro muito importante, pelo fato de determinar a produção, taxa de dosagem de coagulantes *in situ*, consumo de energia elétrica (LIU et al., 2017; CHOU, 2010) e a densidade de produção de bolhas eletrolíticas, sendo esta muito importante para a flotação dos flocos (KABDAŞLI et al., 2012; RINCÓN e MOTTA, 2014).

A quantidade de alumínio dissolvido na solução eletrolítica é proporcional à corrente aplicada e ao tempo de reação. De modo que, a obtenção de certa quantidade de metal dissolvido pode ser obtida por meio do incremento de tempo sob uma pequena corrente, ou aumento da corrente aplicada em um tempo reduzido (LIU et al., 2017). Dessa forma, a remoção de poluentes da água depende da quantidade de geração do agente coagulante, o hidróxido de alumínio, que está relacionada com o tempo da eletrólise e a densidade de corrente (CERQUEIRA et al., 2014).

Normalmente, o aumento da densidade de corrente eleva a eficiência de tratamento, quanto à remoção de poluentes. Há na literatura uma ampla gama de densidades de corrente, variando entre 1 – 100 mA.cm<sup>-2</sup> (KABDAŞLI et al., 2012). Adamovic et al. (2016) observaram um aumento substancial na eficiência de remoção da turbidez no processo de ECF, quando houve um aumento da densidade da corrente. Barrera-Díaz et al. (2012), na presença de pH 7 na solução eletrolítica, alteraram a densidade de corrente de 16 para 66 mA cm<sup>-2</sup>, ocasionando um aumento de 35 % para 43 % de remoção de DQO.

A remoção de DQO também está relacionada com a tensão aplicada no tratamento eletrolítico, quanto maior o valor da tensão, maior será a remoção de matéria orgânica. O percentual de remoção de DQO após um tempo de 50 minutos pode chegar à 95,7 %, à uma tensão de 5,5 v. O aumento da tensão eleva a corrente, o que promove um aumento nas taxas de oxidação eletroquímica, dessa forma, há maior oxidação da matéria orgânica (CUNHA e DUTRA, 2014).

#### h) Tempo de eletrólise

À medida que a densidade da corrente aumenta o tempo de eletrólise requerido para o tratamento da água diminui (CHOU, 2010). Ammar e Akbar (2017) relatam que o tempo requerido para uma remoção de aproximadamente 90 % de óleo em água, foi diminuído de 46 para 15 min, quando a densidade de corrente foi aumentada de 6,8 para 45,5 mA.cm<sup>-2</sup>.

Baierle et al. (2015) analisaram a separação da biomassa da microalga *Desmodesmus subspicatus* em três tempos diferentes, 10, 15 e 20 min, com eletrodos de alumínio e diferentes valores de densidade de corrente, 1,9, 3,7 e 5,6 mA.cm<sup>-2</sup>. As condições mais eficazes foram com densidade de 5,6 mA.cm<sup>-2</sup> e tempo de 20 min, ou seja, com a maior densidade de corrente e o maior tempo.

A eficiência do tratamento aumenta com o decorrer do tempo de eletrólise, em razão de haver uma produção maior de hidroxilas e íons de metais produzidos nos eletrodos (NASRULLAH et al., 2014). Baseando-se na Lei de Faraday, a quantidade de coagulantes liberado pelos eletrodos tende a aumentar com o tempo de eletrólise (DROUICHE et al., 2009). Elazzouzi et al. (2017) analisaram a eficiência do tratamento quanto a remoção de poluentes em um tempo de 50 minutos. Aproximadamente 10 minutos após o início do tratamento, a remoção de DQO foi de 70 %, DBO de 66 %, sólidos totais de 77 %, fosfato de 90 %, nitrato de 45 % e coliformes fecais de 99 %. Com o passar do tempo de eletrólise, continuou havendo remoção de poluentes, porém de forma mais lenta. Ao completar os 50 minutos, a remoção de DQO foi de 84 %, DBO 83 %, sólidos totais 90 %, fosfato 97 % e nitrato 67 %.

#### 1.2.4.1.4 Parâmetros operacionais do sistema ECF

As variáveis operacionais do tratamento de água pelo sistema ECF são importantes de serem analisadas, uma vez que influenciam no custo operacional. Um parâmetro importante do tratamento eletroquímico (MOUSSA et al., 2016), que inclui o custo do material (eletrodos), custo do consumo energético, manutenção e disposição do lodo. Os custos de energia e do material são considerados como os custos principais do tratamento (PALAHOUANE et al, 2015). Os custos operacionais do sistema ECF são os seguintes:

### a) Consumo de energia

O consumo de energia do processo de ECF em um reator de batelada pode ser calculado por meio da Equação 9 (CERQUEIRA et al., 2014),

$$EnC = \frac{V \cdot i \cdot t}{v} \quad (9)$$

sendo,

EnC; consumo de energia (Wh/m<sup>3</sup>);

V: tensão de operação (Volt);

i: corrente elétrica (A);

t: tempo de aplicação da corrente (hora);

v: volume de água.

A energia necessária para desenvolver o tratamento eletroquímico é altamente dependente da densidade de corrente aplicada (SILVA et al., 2017a). O custo de energia aumenta com o aumento da densidade de corrente e, conseqüentemente melhores eficiências de tratamento são alcançadas (PALAHOUANE et al., 2015). O consumo de energia em densidades de corrente superiores a três amperes é menor no tratamento eletrolítico com a corrente alternada, comparado ao tratamento com corrente direta (CERQUEIRA et al., 2014).

Em um estudo realizado por Hashim et al. (2017a) a eficiência de remoção de ferro aumentou, com o aumento da densidade da corrente. No entanto, o aumento da densidade da corrente de 1,0 para 2,0 mA.cm<sup>-2</sup>, ocasionou um aumento do consumo de energia de 1,32 kWh.m<sup>-3</sup> para 6,65 kWh.m<sup>-3</sup>, respectivamente.

### b) Consumo de massa dos eletrodos

No tratamento eletroquímico ocorre a corrosão dos eletrodos, havendo um desgaste do material. O desgaste dos eletrodos pode estar relacionado a fatores como: pH; tempo de eletrólise; densidade da corrente aplicada; e tipo de corrente (CERQUEIRA et al., 2014; MENESES et al., 2012). A configuração do eletrodo não possui efeito no consumo dos eletrodos (BRAHMI et al., 2015).

Elevados valores de pH, no caso de pH alcalino, conduzem um aumento no consumo do eletrodo no cátodo, devido ao ataque dos íons hidroxila. O aumento do tempo de eletrólise também ocasiona um maior desgaste dos eletrodos (MENESES et al., 2012).

Os fatores relacionados à corrente elétrica possuem uma grande influência no desgaste de eletrodos. O aumento da densidade de corrente ocasiona um aumento do consumo dos eletrodos (CERQUEIRA et al. 2014; MENESES et al., 2012). O tipo de corrente empregada, que pode ser contínua ou alternada, também influencia no desgaste dos eletrodos. Cerqueira et al. (2014) avaliaram o consumo do eletrodo, em um tempo de eletrólise de 60 minutos. O consumo em corrente alternada foi de 1,6 g, à medida que em corrente contínua foi de 3,4 g. Portanto, a corrente contínua consome mais rapidamente o eletrodo. Pelo fato da corrente contínua fluir em uma direção, podendo causar desgaste irregular nas placas de eletrodo, devido à oxidação nos mesmos pontos preferenciais do eletrodo. Enquanto na corrente alternada a inversão de corrente utiliza os eletrodos de forma mais uniforme.

De fato, a determinação do desgaste do eletrodo durante a eletrólise é de suma importância no processo da ECF, devido a todos esses fatores de influência. Essa determinação pode ser realizada teoricamente, por meio da Lei de Faraday (BRAHMI et al., 2015; MENESES et al., 2012), ou experimentalmente pela diferença de peso do eletrodo antes e após a realização do experimento (MENESES et al., 2012).

A Lei de Faraday afirma que o consumo de elétrons está associado à quantidade total de substâncias reagentes, relacionada ao desgaste de eletrodos no processo de produção do agente coagulante. A geração de alumínio, em solução está ligada à carga, que pode ser controlada pela corrente obtida. Dessa forma, a corrente é proporcional à quantidade de alumínio gerado em solução. A Equação 10 determina a massa de eletrodo consumida durante o processo da ECF (CRESPILHO e REZENDE, 2004),

$$m_{el} = \frac{i \cdot t \cdot M_m}{F \cdot n} \quad (10)$$

sendo,

$m_{el}$  : massa do eletrodo consumida (g);

$i$  : corrente elétrica (A);

$t$  : tempo de aplicação da corrente (s);

$M_m$  : massa molar do elemento predominante do eletrodo (g/mol);

$F$  : constante de Faraday ( $9,65 \times 10^4$  C/mol);

$n$  : número de elétrons envolvidos na reação de oxidação do elemento do anodo ( $n_{Al} = 3$ ).

Meneses et al. (2012) determinaram a quantidade de alumínio liberada de eletrodos, durante a execução de um experimento eletroquímico. O valor foi determinado por meio da Lei de Faraday (teórico), e por meio da diferença dos pesos dos eletrodos antes e após cada



experimento (experimental). Os autores observaram que o valor experimental do alumínio liberado dos eletrodos foi maior que o valor teórico. Pelo fato, do alumínio total consumido ser a soma do alumínio dissolvido eletricamente (Faraday) e quimicamente, pela dissolução do cátodo.

### c) Produção de lodo

A técnica de ECF apresenta como uma de suas vantagens a baixa produção de lodo (BAZRAFSHAN et al., 2013). O lodo produzido é fácil de desidratar, pois é composto principalmente de óxidos e hidróxidos metálicos. Os flocos são similares aos flocos químicos, exceto que os flocos da ECF são maiores, contêm menos água ligada e são mais estáveis. Assim, podem ser separados facilmente por flotação (KUMAR e GOEL, 2010).

Ghosh et al. (2008) avaliaram a remoção de fluoreto em água de abastecimento em conexão monopolar e bipolar. Os autores verificaram maior produção de lodo em conexão bipolar. Han, Song e Kwon (2002) compararam a eletrocoagulação com a coagulação química convencional para a remoção de turbidez da água, e obtiveram eficiências de remoção 5 % maiores na eletrocoagulação para as mesmas dosagens de alumínio. Assim, houve menor requisição de adição de alumínio pela eletrocoagulação através do desgaste dos eletrodos, o que poderia implicar também em uma menor produção de lodo. Além disso, Essadki et al. (2009) concluíram que a produção de lodo na técnica de ECF pode ser minimizada a partir da faixa de pH adotada no tratamento. Os autores verificaram que, em pH 4, houve produção de lodo cerca de 2,5 vezes menor que o observado em pH 7, sendo que abaixo de pH 4 houve produção de hidróxidos solúveis de alumínio, diminuindo a eficiência de remoção de fluoreto.

#### *1.2.4.1.5 Presença de alumínio residual*

No tratamento convencional de água é utilizado o sulfato de alumínio, na etapa da coagulação química. Assim como, no tratamento eletroquímico é gerado, in situ, íons de alumínio, que atuarão como coagulante. Entretanto, nesses tratamentos pode haver a presença de alumínio residual, e a exposição a esse elemento, tem sido associada a inúmeros efeitos adversos ao ser humano, tendo como exemplo as lesões cerebrais (FREITAS et al., 2016; CHEN et al., 2016).

Nos últimos anos, surgiram hipóteses de que a ingestão de alumínio residual a partir do consumo de água potável fosse uma das causas da doença de Alzheimer (BAIRD, 2011). A

Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) recomenda um nível de poluente máximo secundário de alumínio na água potável de 0,05 – 0,2 mg L<sup>-1</sup> (ATSDR, 2008). No Brasil, a PRC nº 5/2017 (anexo XX) estabelece o valor máximo provável de presença de alumínio na água de 0,2 mg L<sup>-1</sup>. O que torna de suma importância a sua avaliação no final do tratamento de potabilidade da água.

Hakizimana et al. (2017b) avaliaram a presença de alumínio residual no tratamento eletroquímico com eletrodos de alumínio. A concentração de alumínio residual variou de 0 – 12,93 mg L<sup>-1</sup>. Os autores observaram que a concentração decresce quando a densidade de corrente é diminuída e a vazão elevada.

#### *1.2.4.1.6 Aplicação de técnicas eletroquímicas no tratamento de água*

O tratamento eletroquímico pode ser aplicado para o tratamento de águas de abastecimento, promovendo a remoção de muitos poluentes. Estudos demonstram que as técnicas eletroquímicas podem ser eficientes na remoção de ácidos húmicos, algas, arsênio, boro, cálcio, cor, cromo, ferro, fluoreto, matéria orgânica, nitrogênio, sílica, turbidez e UV254. A Tabela 4 apresenta eficiências de remoção de poluentes, em estudos que aplicaram técnicas eletroquímicas no tratamento de água de abastecimento.

Tabela 4 – Aplicação de técnicas eletroquímicas no tratamento de água para abastecimento

(continua)

Referência	Amostra	Técnica	J (mA cm <sup>-2</sup> )	i (A)	t (min)	d (cm)	a (rpm)	Material	Arranjo dos eletrodos	pH	CE (uS cm <sup>-1</sup> )	Modo	Volume (L)	Remoção (%)	Lodo (kg m <sup>-3</sup> )	Energia (kwh m <sup>-3</sup> )	Consumo eletrodos (kg m <sup>-3</sup> )
Han, Song e Kwon (2002)	Água sintética	EC + floc. + clarif.	-	4 mg Al L <sup>-1</sup>		-	-	Al	MP	8	196	Batelada	2	Turb: 90	-	-	0,004
Jiang et al. (2002)	Água de superfície	EC	-	5 mg Al L <sup>-1</sup>		-	-	Al	MP	6,5	800	Contínuo	1,67 L min <sup>-1</sup>	Cor: 41,8 COD: 27,1 UV <sub>254</sub> : 28,6	-	-	-
Kumar et al. (2004)	Água sintética	EC	1,53	0,05	60	0,5	-	Fe	MP	6 - 8	-	Batelada	1	As: 99	-	-	-
Golder et al. (2007)	Água sintética	EC	32,52	1	50	0,22	450	Fe	BS	3,4	9940	Batelada	0,8	Cr: 99,9	-	-	-
Lee et al. (2007)	Água de reservatório	EC + clarif.	-	0,2	2,13	-	-	Al	-	6,4	6	Contínuo	0,19 L min <sup>-1</sup>	Turb: 72	-	-	-
Ghosh et al. (2008)	Água sintética	EC	25	2	35	0,5	-	Al	MP	6,4	-	Batelada	3	F: 75	0,014	-	0,0048
Zuo et al. (2008)	Água sintética	EC + EF	EC: 2,2 EF: 7,5	-	30	EC: 0,4 EF: 0,5	-	EC: Al EF: Ti	EC: BS EF: MP	6 - 7	200	Batelada	1,75	F: 78,25	-	1,2	-
Bennajah et al. (2009)	Água sintética	ECF	6	1,05	35	0,2	-	Al	MP	5	2100	Batelada	20	F: > 92	-	-	-
Essadki et al. (2009)	Água sintética	ECF	17,1	3	18	0,2	200	Al	MP	4	-	Batelada	20	F: > 90	~ 0,6	-	-
Martínez-Villafañe et al., (2009)	Água subterrânea	EC	3	-	0,33	0,3	-	Fe	BS	7,22	1067	Batelada	1,2	As: > 92,4	-	0,05878	0,00959
Gao et al. (2010)	Água sintética	ECF	1	0,06	45	1	200	Al	MP	4 - 7	-	Batelada	1	Algas: 100	-	0,3	-

Tabela 4 – Aplicação de técnicas eletroquímicas no tratamento de água para abastecimento

(continuação)

Referência	Amostra	Técnica	J (mA cm <sup>-2</sup> )	i (A)	t (min)	d (cm)	a (rpm)	Material	Arranjo dos eletrodos	pH	CE (uS cm <sup>-1</sup> )	Modo	Volume (L)	Remoção (%)	Lodo (kg m <sup>-3</sup> )	Energia (kwh m <sup>-3</sup> )	Consumo eletrodos (kg m <sup>-3</sup> )
Kumar e Goel (2010)	Água sintética	EC + filtração	-	25V	120	7	-	Fe	MP	9,5	-	Contínuo	0,03 L min <sup>-1</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> : 84	0,35	-	0,036
				20V										As: 75	0,30		0,032
Malakootian, Mansoorian e Moosazadeh (2010)	Água da torneira	EC	-	12V	60	2	400	Fe	MP	10	1612	Batelada	1,3	Ca: 98,2	-	-	-
Emamjomeh et al. (2011)	Água sintética	ECF	1,87	2,34	60	0,5	-	Al	MP	6 - 8	10000	Batelada	3,6	F: 92	-	-	-
Koby et al. (2011)	Água sintética	EC	0,25	0,05	2,5	1,3	200	Fe	MS	6,5	1700	Batelada	0,65	As: 94,1	0,021	0,0140	0,0042
Wan et al. (2011)	Água sintética	EC	0,19	0,022	120	2	200	Fe	MP	7	-	Batelada	1	As: 99,9	-	0,5	-
Gamage et al. (2012)	Água de superfície	ECF	20	0,345	140	-	-	Al	MP	6,4	328	Batelada	0,45	CT: 47,1 N: 67,4	-	-	-
Babu e Goel (2013)	Água sintética	EC + filtração	-	25V	180	3	-	Fe	MP	6,4	0.4-0.5	Batelada	1	F: 84,9	0,34	-	0,12
Dubrawski et al. (2013)	Água de superfície	EC	2,43	0,5	1	0,2	-	Fe	MP	7	990	Batelada	0,06	COD: 83 UV <sub>254</sub> : 86,3	-	-	-
Koby et al. (2013)	Água da torneira	EC	0,564	0,016	5	0,13	300	Fe	MP	7 - 8	-	Batelada	0,8	As: 93,9	-	-	-
Mólgora et al. (2013)	Água sintética	EC + microfiltra- ção	-	4 mg Fe L <sup>-1</sup>		0,4	9000 G	Fe	MP	7	-	Contínuo	0,015 L min <sup>-1</sup>	As: 90,6	-	-	-
Ucar et al. (2013)	Água da torneira	EC + filtração	4,5	1,20	5	1,2	-	Fe	MP	7	463	Batelada	2	As: 99,8	-	0,45	-
Ghanim (2014)	Água sintética	EC	15	5,25	30	0,5	500	Al	BS	8,03	-	Batelada	4	F: 95,3	-	-	-
Mohora et al. (2014)	Água subter- rânea	ECF	8,86	17 V	50-60	1,2	-	Al	BS	5,03	1310	Contínuo	0,12 L min <sup>-1</sup>	As: 93 MON: 89	0,059	3,03	-

Tabela 4 – Aplicação de técnicas eletroquímicas no tratamento de água para abastecimento

(conclusão)

Referência	Amostra	Técnica	J (mA cm <sup>-2</sup> )	i (A)	t (min)	d (cm)	a (rpm)	Material	Arranjo dos eletrodos	pH	CE (uS cm <sup>-1</sup> )	Modo	Volume (L)	Remoção (%)	Lodo (kg m <sup>-3</sup> )	Energia (kwh m <sup>-3</sup> )	Consumo eletrodos (kg m <sup>-3</sup> )
Sandoval et al. (2014)	Água sintética	EC + floc + clarif.	5,0	0,12	0,9	0,6	-	Al	MP	7,7	410	Contínuo	0,1 – 0,4 L min <sup>-1</sup>	F: 90	-	0,37	0,019
Santiago et al. (2014)	Água da torneira	EC + floc. + clarif.	0,55	26,19 mg Al L <sup>-1</sup>		1	-	Al	MP	7	729	Contínuo	2,5 L min <sup>-1</sup>	SiO <sub>2</sub> : 89,81	-	-	-
Seid-Mohammadi et al. (2015)	Água sintética	ECF	-	30 V	30	-	-	Fe	MP	5 - 8	-	Batelada	6	Turb: 97	-	-	-
								Al						HA: 67			
Banerji e Chaudhari (2016)	Água sintética	EC	0,07	0,015	-	1	-	Fe	MP	7	-	Batelada	2	As: 95	-	-	-
Koby et al. (2016)	Água sintética	EC	0,25	0,28	7,5	4,8	-	Fe	MS	7	70	Batelada	16	As: 95,1	-	0,0033	0,00042
Wiley e Trent (2016)	Água sintética	EC + EF	EC: 28-62 EF: 21-48	2,8 – 6,28	20	0,5	-	EC: Al EF: Ti	MP	8	2,5	Contínuo	3,5 L min <sup>-1</sup>	Algas: 95	-	1,25	-
Dolati et al. (2017)	Água sintética	EC	5,5	0,74	60	1	-	Al	MP	8	-	Batelada	0,25	B: 70	-	-	-
Hashim et al. (2017a)	Água sintética	EC	1,50	-	20	0,5	-	Al	-	6	-	Batelada	-	Fe: 98,5	-	3	-
Hashim et al. (2017b)	Água sintética	EC	2,0	-	25	0,5	-	Al	-	6	320	Batelada	-	F: 98	-	5,1	0,15
Alimohammadi et al. (2017)	Água sintética	ECF	0,25	0,055	20	0,5	100	Al	BS	7	1141	Batelada	1,25	MON: 100	-	0,092	0,0062
McBeath et al. (2018)	Água de superfície	EC	-	60,8 mg Fe L <sup>-1</sup>		0,1	-	Fe	MP	7,87	236	Contínuo	10 L min <sup>-1</sup>	COD: 37,2 UV <sub>254</sub> : 54,7	-	0,532	-
López-Guzmán et al. (2019)	Água sintética	EC	4,5	15	0,5	150	Al e Fe	MP	5	1200	Batelada	1,5	F: 85,7 As: 100	-	-	-	
Das e Nandi (2020)	Água sintética	ECF	0,43	60	1,0	-	Al	MP	7	685	Batelada	3 L	F: 96 Fe: 98,9	-	1,7	-	

Legenda: a: agitação; BS: bipolar em série; CE: condutividade elétrica; COD: carbono orgânico dissolvido; d: distância entre os eletrodos; EC: eletrocoagulação; EF: eletroflotação; ECF: eletrocoagulação-flotação; i: corrente elétrica; J: densidade de corrente elétrica; MON: matéria orgânica natural; MP: monopolar paralelo; t: tempo de eletrólise; Turb: turbidez; UV<sub>254</sub>: absorvância de UV a 254 nm.

#### 1.2.4.2 Floculador tubular helicoidal

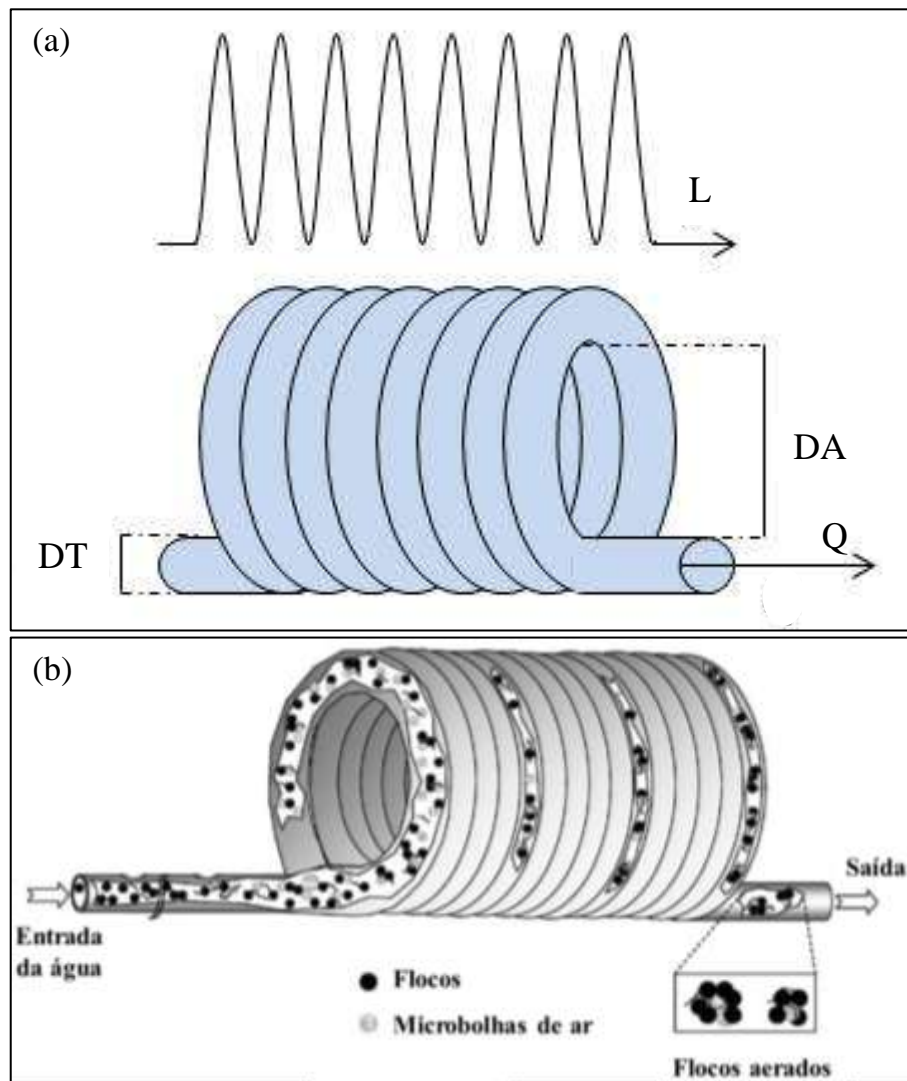
A combinação do FTH com o reator ECF visa aumentar a eficiência do tratamento e reduzir os insumos utilizados no tratamento de água (OLIVEIRA e TEIXEIRA, 2017). Além disso, o FTH tem também como vantagens: aproveitar a transferência de energia cinética do fluido hidráulico para promover a agitação necessária para dispersar um agente desestabilizador e para a geração de agregados ao longo da unidade; dispensa o uso de agitadores; possui menos curto-circuito ou zonas mortas; baixos custos de instalação; design simples; e reduzido consumo de energia mecânica e elétrica (CARISSIMI e RUBIO, 2005).

O FTH é uma tecnologia que usa a energia hidráulica do fluxo para promover a colisão entre os flocos formados na eletrocoagulação, e posteriormente formar um floco maior (OLIVEIRA e TEIXEIRA, 2017). Além da floculação, no sistema ECF o FTH também atuará na formação de flocos aerados. Este fenômeno pode ser observado nas Figuras 7(a) e 7(b), em que o FTH serve com um floculador e agregador floco-bolha, ou seja, as bolhas e os flocos gerados no reator ECF serão agrupados no FTH, favorecendo a separação de fases pela flotação (CARISSIMI e RUBIO, 2005).

A eficiência da floculação depende das características hidrodinâmicas do meio. Deve-se garantir uma agitação na massa líquida suficiente para promover a interação entre as partículas, para que flocos maiores sejam formados, capazes de serem removidos na separação de fases. A agitação inadequada pode causar a desintegração dos flocos formados, consequentemente reduzindo a eficiência do tratamento. Para esse controle, o grau de agitação nos FTH deve ser definido por meio do gradiente de velocidade ( $G$ ) (OLIVEIRA e TEIXEIRA, 2017), Equação 1.

Além do gradiente de velocidade, o número de Reynolds ( $Re$ ) e o número de Camp ( $Ca$ ) são parâmetros importantes de avaliação, já que indicam o regime de escoamento e a probabilidade de choque entre as partículas no FTH, respectivamente. Em FTHs, todos estes parâmetros dependem basicamente das características do FTH, sendo estas: comprimento da tubulação (quantidade de unidades anelares) ( $L$ ), diâmetro da tubulação ( $DT$ ), diâmetro das unidades anelares ( $DA$ ) e vazão de operação do FTH ( $Q$ ). A Figura 7 ilustra as características de FTHs citadas (CARISSIMI, 2007).

Figura 7 - (a) Características de projeto do FTH; (b) geração de flocos aerados no FTH



Fonte: Adaptada de Carissimi e Rubio (2005). L: comprimento da tubulação; DT: diâmetro da tubulação; DA: diâmetro anelar; Q: vazão.

### 1.2.5 Parâmetros de potabilidade da água

Os tratamentos de água têm por objetivo a potabilidade da água bruta. Após o tratamento, a água tratada deve obedecer aos padrões de potabilidade presentes na PRC nº 5/2017 (anexo XX) (BRASIL, 2017), que regulamenta os padrões de potabilidade para água de abastecimento humano. Essa portaria regulamenta os valores máximos permitidos quanto a parâmetros de potabilidade. No quadro 4 são descritos alguns parâmetros analisados pela Corsan, e que serão analisados nesse estudo. O quadro 5 mostra os valores máximos

permitidos para cada parâmetro que deve ser avaliado, antes da água tratada ser destinada a população.

Uma das principais prioridades da população é o atendimento de suas casas por um sistema de abastecimento de água em quantidade e qualidade, pertinente a sua importância na saúde (TSUTIYA, 2006). Por consequência, os tratamentos de água no Brasil devem atender e cumprir rigidamente aos valores máximos permitidos, exigidos pela legislação brasileira, para satisfazer a necessidade da população brasileira.

Quadro 2 - Descrição dos parâmetros de potabilidade analisados pela Corsan

(continua)

Parâmetro	Descrição
Alcalinidade total	Quantidade de íons na água que reagirão para neutralizar os íons hidrogênio. É uma medição da capacidade da água neutralizar os ácidos. Os principais constituintes são os bicarbonatos, carbonatos e os hidróxidos.
Cloretos	As águas naturais contêm íons resultantes da dissolução de minerais. Os cloretos são advindos da dissolução de sais.
Coliformes totais	Constitui-se um grupo de bactérias que têm sido isoladas de amostras de água poluída. Os coliformes totais não devem ser utilizados como indicadores de contaminação fecal em águas superficiais, porém a água potável não deve conter coliformes totais.
Cor	Responsável pela coloração da água.
DBO	Associada a fração biodegradável dos componentes orgânicos carbonáceos, sendo uma medida do oxigênio consumido pelos microrganismos na oxidação bioquímica da matéria orgânica.
DQO	Representa a quantidade de oxigênio requerida para estabilizar quimicamente a matéria orgânica carbonácea
Dureza total	Refere-se a concentração de cátions multimetálicos em solução. Os cátions mais frequentes são os bivalentes $\text{Ca}^{2+}$ e $\text{Mg}^{2+}$ .
<i>Escherichia coli</i>	Principal bactéria do grupo de coliformes termotolerantes, sendo abundante nas fezes dos seres humanos e animais. É a única que dá garantia da contaminação exclusivamente fecal.
Ferro e Manganês	Podem se oxidar às suas formas insolúveis, caso a água contenha as formas reduzidas ( $\text{Fe}^{2+}$ e $\text{Mn}^{2+}$ ) e sejam expostas ao ar atmosférico, causando cor na água.



Quadro 4 - Descrição dos parâmetros de potabilidade analisados pela Corsan

(conclusão)

<b>Parâmetro</b>	<b>Descrição</b>
Fluoretos	Presente nas águas naturais superficiais e subterrâneas, quando condições naturais favorecem a sua dissolução ou por despejos de efluentes.
Nitrogênio total	No meio aquático, o nitrogênio pode ser encontrado nas seguintes formas: nitrogênio orgânico (dissolvido e em suspensão); amônia; nitrito; e nitrato.
Oxigênio Dissolvido	Durante a estabilização da matéria orgânica, as bactérias consomem o oxigênio nos seus processos respiratórios, podendo causar uma redução da concentração do meio.
Sólidos totais	Podem ser orgânicos e inorgânicos; suspensos e dissolvidos; sedimentáveis. Os sólidos em suspensão (fixos e voláteis) são retidos em filtros de papel. Os sólidos dissolvidos (fixos e voláteis) é a fração de sólidos que não ficou retida no papel filtro. Os sólidos sedimentáveis é a fração de sólidos que sedimenta em uma hora no cone Imhoff.
Turbidez	Representa o grau de interferência para a passagem da luz através da água, conferindo uma aparência turva à água.

Fonte: Von Sperling (2014).

Quadro 3 - Valores máximos permitidos conforme a PRC nº 5/2017 anexo XX

<b>Parâmetro</b>	<b>Condição</b>	<b>Valor Máximo Permitido (VMP)</b>
Alumínio	-	0,2 mg/L
Cloreto	-	250,0 mg/L
Coliformes totais	Saída do tratamento	Ausência em 100 mL
Cor aparente	-	15,0 uH
<i>Escherichia coli</i>	Sistema de distribuição	Ausência em 100 mL
Dureza Total	-	500,0 mg/L
Ferro	-	0,3 mg/L
Fluoreto	-	1,5 mg/L
Manganês	-	0,1 mg/L
pH	Sistema de distribuição	6,0 – 9,5
Turbidez	Tratamento completo ou filtração direta	0,5 uT em 95 % das amostras
	Filtração lenta	1,0 uT em 95 % das amostras
Sólidos dissolvidos totais	-	1.000,0 mg/L



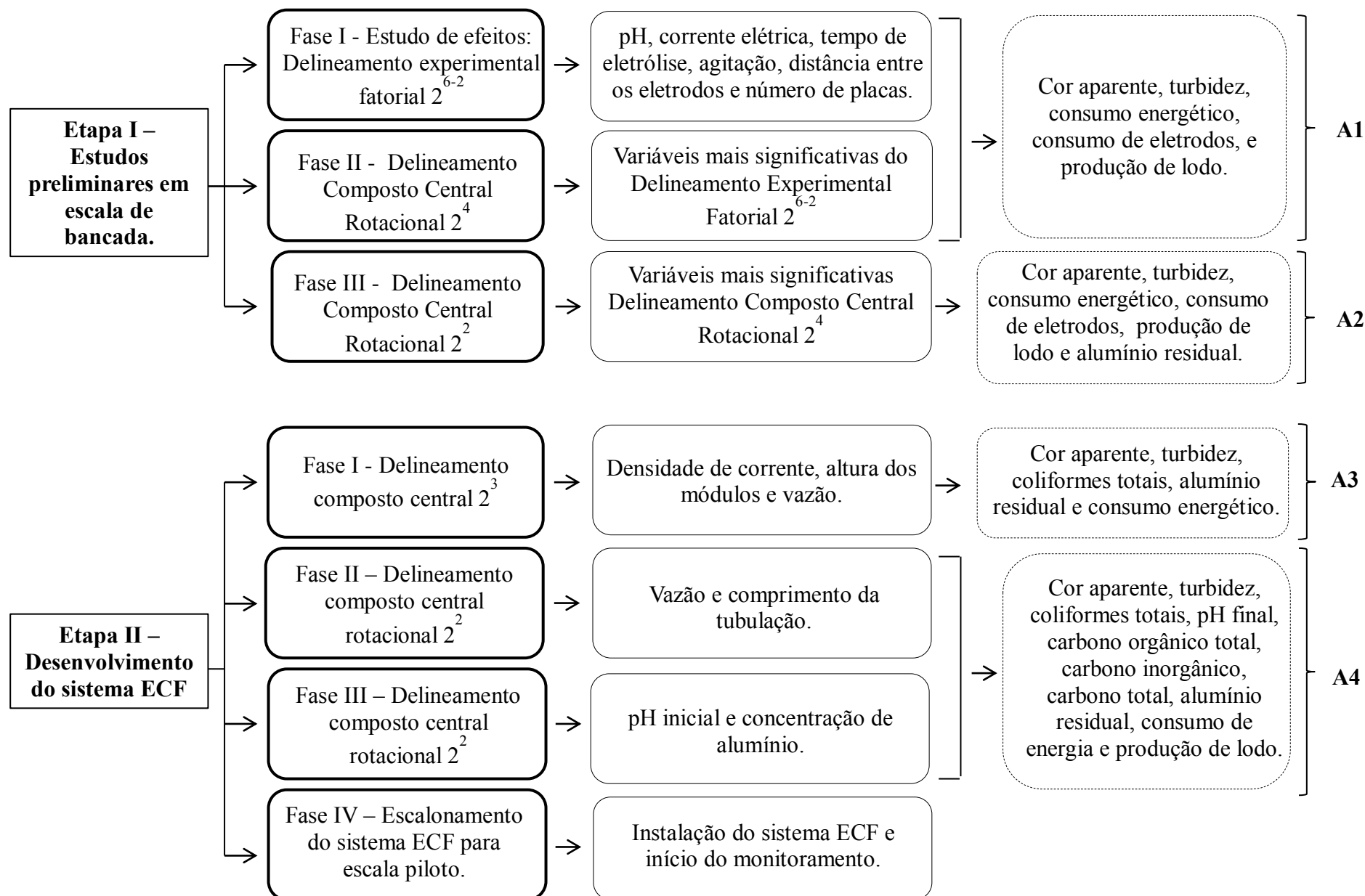
### 1.3 MATERIAIS E MÉTODOS

Nesse estudo foi desenvolvida uma tecnologia de tratamento de água de abastecimento público por ECF, sendo avaliada a sua eficiência de tratamento em termos de qualidade da água e parâmetros operacionais. O estudo foi composto por duas etapas (Figura 8): Etapa I – Estudos preliminares de ECF em fluxo descontínuo; Etapa II – Desenvolvimento de um sistema ECF em fluxo contínuo.

Na etapa I foi construído um reator ECF em fluxo descontínuo, para avaliar os efeitos das variáveis que influenciam na ECF, além de ser determinada uma configuração operacional ideal para o reator de fluxo descontínuo. Foi realizado um delineamento experimental fatorial  $2^{6-2}$ , com 6 variáveis independentes que poderiam influenciar no tratamento por ECF, seguido de dois DCCR,  $2^4$  e  $2^2$ , respectivamente, com as variáveis de influência. Na etapa II foi desenvolvido um sistema ECF em fluxo contínuo, por meio de um delineamento composto central (DCC), seguido de dois DCCR  $2^2$ . Nessa etapa também foi realizado o escalonamento do sistema ECF de escala de bancada para escala piloto. Todas as análises estatísticas deste estudo foram feitas a partir da metodologia de Rodrigues e Iemma (2014), utilizando o software Statistica ® 7.0 (Statsoft Inc., Tulsa, OK, EUA).

Os experimentos em escala de bancada foram realizados no Laboratório de Engenharia e Meio Ambiente-LEMA, setor de análises físico-químicas da UFSM. Enquanto o escalonamento do sistema ECF em escala de bancada para escala piloto foi realizado na unidade de tratamento de água da Corsan, no município de Santa Maria. Este estudo originou 4 artigos científicos, apresentados nos itens 2, 3, 4 e 5 que estão/serão submetidos à periódicos científicos.

Figura 8 - Organograma do desenvolvimento das principais etapas e fases da pesquisa. A1: artigo 1; A2: artigo 2; A3: artigo 3; A4: artigo 4.



### 1.3.1 Amostra de água bruta

Todos os experimentos foram realizados com amostras de água bruta provenientes dos mananciais superficiais dos rios Vacacaí-Mirim e Ibicuí-Mirim. As amostras foram coletadas na entrada da ETA da Corsan, antes de ser adicionado qualquer produto utilizado na ETA para o tratamento de água, localizada no município de Santa Maria-RS.

As amostras foram coletadas, por amostragem simples, em épocas diferentes e suas características eram semelhantes. A Tabela 5 apresenta uma caracterização média da qualidade da água bruta, feita com todas as amostras coletadas.

Tabela 5 - Caracterização da água bruta

<b>Parâmetro</b>	<b>Valor</b>
Cor (uC)	75,16
Turbidez (NTU)	6,40
pH	6,95
Coliformes totais (NMP 100 mL <sup>-1</sup> )	1.530,0
Alumínio (mg L <sup>-1</sup> )	0,65
Carbono total (mg L <sup>-1</sup> )	7,96
Carbono orgânico total (mg L <sup>-1</sup> )	4,21
Condutividade elétrica (µS cm <sup>-1</sup> )	70,0

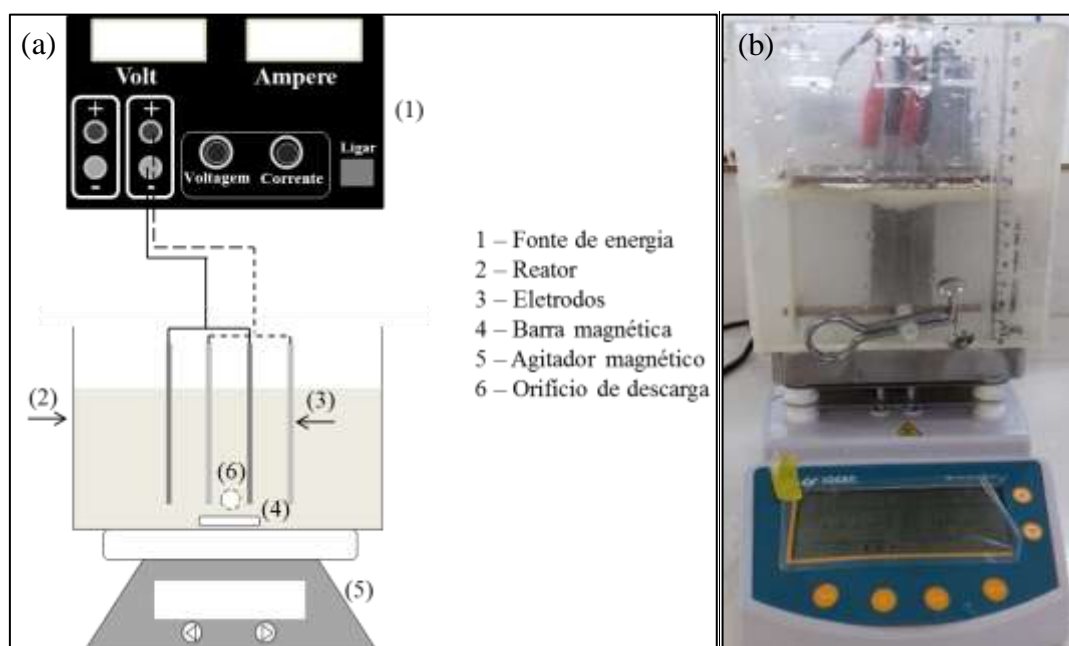
### 1.3.2 Etapa I – Estudos preliminares

Na etapa de estudos preliminares foram realizadas três fases de experimentos. Na primeira fase, foi realizado um estudo de efeitos das variáveis avaliadas sobre as respostas com o objetivo de identificar os fatores que exercem maior influência no processo de tratamento de água pela ECF. Na segunda e terceira fases, os fatores que demonstraram maior influência no tratamento foram estudados mais detalhadamente, para determinar a condição ideal de tratamento.

Os experimentos da etapa I foram realizados em um reator ECF em fluxo descontínuo, denominado reator ECF batelada. O reator foi desenvolvido com um recipiente cúbico de acrílico, com volume de trabalho de 1,5 L (Figura 9). Na célula do reator foram utilizados eletrodos de alumínio (dimensão de 6,0 cm (altura) x 10,5 cm (largura) x 0,05 cm (espessura)), área ativa de 63 cm<sup>2</sup>, como ânodos e cátodos, conectados à uma fonte de alimentação de corrente contínua, com valor de tensão e corrente elétrica ajustáveis. Os eletrodos foram arranjados em configuração monopolar em paralelo. De acordo com Kobya et

al. (2007) a configuração monopolar em paralelo é mais viável economicamente do que as conexões em série, devido ao menor consumo de energia elétrica, desgaste de eletrodos e produção de lodo, além de apresentar boas eficiências de remoção de poluentes. Os experimentos foram conduzidos em temperatura ambiente ( $\pm 25^{\circ}\text{C}$ ), com agitação conforme planejamento experimental.

Figura 9 - Reator ECF batelada em fluxo descontínuo. (a) representação gráfica; (b) real.



### 1.3.2.1 Fase I - Estudo de efeitos

Dentre os fatores que podem influenciar na eficiência do processo de ECF, foram avaliados os efeitos do pH inicial, da corrente elétrica, do tempo de eletrólise, da agitação, da distância entre os eletrodos e do número de eletrodos. Foi realizado um delineamento experimental fatorial ( $2^{6-2}$ ), em que foram estudados diferentes tratamentos combinando as 6 variáveis independentes, citadas anteriormente, em 2 níveis de variação, com 4 repetições do ponto central, resultando em um total de 20 experimentos.

Os experimentos foram conduzidos conforme os níveis de variação apresentados na Tabela 6. Como variáveis respostas foram avaliadas: a eficiência de remoção de cor aparente, pH final, consumo de massa dos eletrodos, produção de lodo e consumo energético.

Tabela 6 - Níveis codificados e variáveis reais avaliadas no planejamento experimental fracionado ( $2^{6-2}$ )

<b>Variável independente</b>	<b>-1</b>	<b>0</b>	<b>+1</b>
pH inicial	4,00	7,00	10,00
Corrente elétrica (A)	0,15	0,42	0,7
Tempo de eletrólise (min)	10,00	20,00	30,00
Agitação (rpm)	220,00	325,00	430,00
Distância do eletrodo (cm)	0,50	1,00	1,50
Número de eletrodos (unid)	2,00	4,00	6,00

Os valores de pH iniciais foram ajustados a cada experimento, com adição de hidróxido sódio e ácido clorídrico. A verificação do valor do pH foi pelo método eletrométrico (protocolo 4500 –H\* B) por um pHmetro – Tecnoyon (AC 200).

A partir dos resultados obtidos, foi realizada uma análise de efeitos, para determinar as variáveis que foram estatisticamente significativas ao nível de significância de 90 % ( $p < 0,10$ ), considerando as variáveis respostas estudadas.

#### 1.3.2.2 Fase II – Delineamento Composto Central Rotacional ( $2^4$ )

Para a determinação da condição ideal de tratamento em fluxo descontínuo, estudos foram realizados seguindo dois DCCR. As variáveis independentes que apresentaram maior influência nas variáveis respostas analisadas no estudo de efeitos (item 1.3.2.1) foram consideradas no DCCR. No primeiro delineamento foi realizado um DCCR ( $2^4$ ), com as variáveis de maior influência do estudo de efeitos: pH inicial, corrente elétrica, tempo de eletrólise e número de eletrodos. O delineamento incluiu 8 pontos axiais e 4 repetições do ponto central, totalizando 28 experimentos. Os experimentos foram realizados com agitação de 280 rpm e distância entre os eletrodos de 1 cm. Essas condições foram determinadas por meio do estudo de efeitos, baseadas nas melhores eficiências de tratamento. Os experimentos foram conduzidos conforme os níveis de variação apresentados na Tabela 7.

Tabela 7 - Níveis codificados e variáveis reais avaliadas no DCCR ( $2^4$ )

<b>Variável</b>	<b>-2</b>	<b>-1</b>	<b>0</b>	<b>+1</b>	<b>+2</b>
pH inicial	4,00	5,50	7,00	8,50	10,0
Corrente elétrica (A)	0,10	0,25	0,40	0,55	0,70
Tempo de eletrólise (min)	5,00	12,50	20,00	27,50	35,00
Número de eletrodos (unid)	2,00	3,00	4,00	5,00	6,00

As diferentes condições de tratamento foram avaliadas com base nas seguintes variáveis respostas: remoção de cor aparente, pH final, produção de lodo, consumo energético e consumo de massa dos eletrodos. Os resultados foram analisados com um nível de significância de 95 % ( $p < 0,05$ ).

### 1.3.2.3 Fase III – Delineamento Composto Central Rotacional ( $2^2$ )

A partir dos resultados obtidos no DCCR ( $2^4$ ), foi realizado um DCCR ( $2^2$ ) com as variáveis que apresentaram maior influência – corrente elétrica e tempo de eletrólise – para finalizar a determinação da condição ideal do tratamento de água em fluxo descontínuo. O DCCR ( $2^2$ ) incluiu 4 pontos axiais e 4 repetições do ponto central, totalizando 12 experimentos. Os experimentos foram conduzidos em agitação de 280 rpm, com 4 eletrodos e distância dos eletrodos de 1cm e pH inicial natural. Essas condições e os níveis de variação foram determinados por meio do estudo de efeitos e do DCCR ( $2^4$ ), baseadas nas melhores eficiências de tratamento. Os experimentos foram realizados conforme os níveis de variação apresentados na Tabela 8.

Tabela 8 - Níveis codificados e variáveis reais avaliadas no DCCR ( $2^2$ )

<b>Variável independente</b>	<b>-1,41</b>	<b>-1</b>	<b>0</b>	<b>+1</b>	<b>+1,41</b>
Corrente elétrica (A)	0,30	0,36	0,50	0,64	0,70
Tempo de eletrólise (min)	15,00	17,91	25,00	32,09	35,00

As variáveis respostas analisadas foram: remoção de cor aparente, pH final, produção de lodo, consumo energético, consumo de massa do eletrodo e alumínio residual. Os resultados foram analisados com um nível de significância de 95 % ( $p < 0,05$ ).

### 1.3.3 Etapa II – Desenvolvimento do sistema ECF

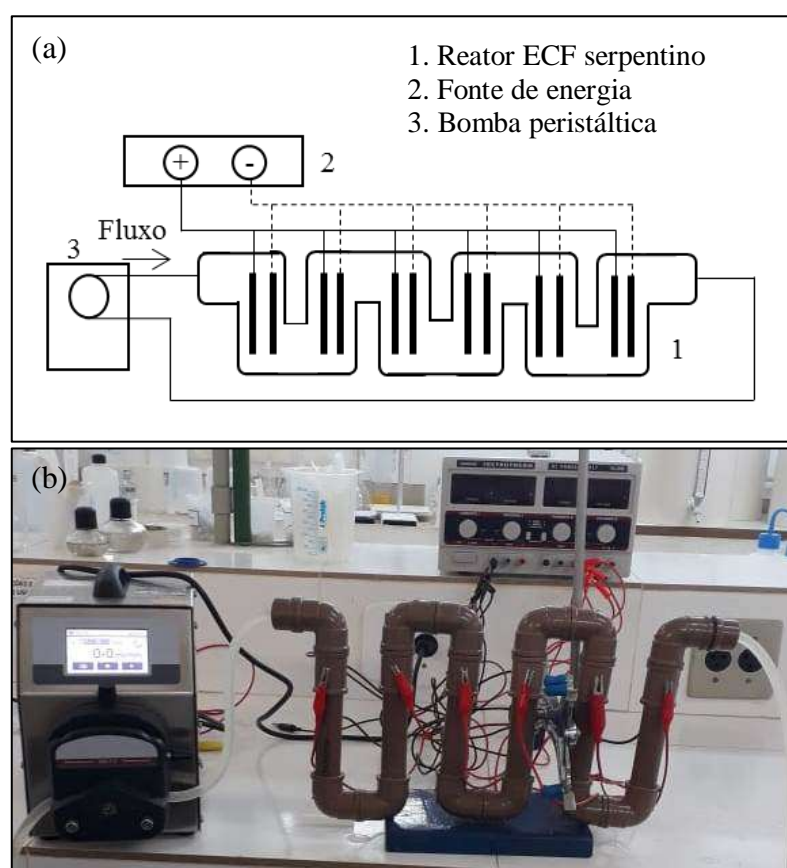
A etapa II do desenvolvimento do sistema ECF foi composta por 3 fases. Na fase I foi realizado um DCC ( $2^3$ ) no reator ECF serpentina. Na fase II e III foram realizados dois DCCR ( $2^2$ ) com o sistema ECF. Em ambas as fases foram analisadas as eficiências do tratamento de água quanto aos parâmetros de qualidade da água e operacionais.



### 1.3.3.1 Fase I – Delineamento Composto Central ( $2^3$ )

O reator ECF serpentino de fluxo contínuo (Figura 10) foi construído com tubulação de policloreto de vinila (PVC), com diâmetro interno de 26 mm, montado em uma configuração de fluxo serpentinado, com seis módulos. O reator foi equipado com dois eletrodos de alumínio em cada módulo, os quais foram distanciados em 0,3 cm e conectados à uma fonte de alimentação de corrente contínua. O reator foi operado com recirculação através de uma bomba peristáltica.

Figura 10 - Reator ECF serpentino em fluxo contínuo. (a) representação gráfica; (b) real.



As variáveis independentes avaliadas no DCC ( $2^3$ ) foram: vazão, altura dos módulos e densidade de corrente elétrica. As variáveis foram estudadas em três diferentes níveis de aplicação (Tabela 9) e 12 experimentos foram realizados. As condições de todos os experimentos foram definidas de forma a manter a concentração de alumínio em  $10,5 \text{ mg L}^{-1}$ .

Tabela 9 - Níveis codificados e variáveis reais avaliadas no DCC (2<sup>3</sup>)

<b>Variável independente</b>	<b>-1</b>	<b>0</b>	<b>+1</b>
Densidade de corrente (mA cm <sup>-2</sup> )	0,76	2,29	3,81
Altura dos módulos (cm)	8,5	12,5	16,5
Vazão (L min <sup>-1</sup> )	0,3	1,15	2,0

Para manter as condições de densidade de corrente nas diferentes alturas dos módulos, foram realizadas compensações na corrente elétrica e tempo de eletrólise aplicada ao tratamento. As compensações de corrente elétrica e tempo de eletrólise estão expressas na Tabela 10.

Tabela 10 - Corrente elétrica e tempo de eletrólise mantidos nas diferentes alturas dos módulos, para as diferentes densidades de corrente

<b>Densidade de corrente (mA cm<sup>-2</sup>)</b>	<b>Altura dos módulos (cm)</b>	<b>Altura dos eletrodos (cm)</b>	<b>Corrente elétrica (A)</b>	<b>Tempo de eletrólise (min)</b>
0,76	8,5	9	0,06	15,15
	16,5	17	0,11	8,40
2,29	12,5	13	0,25	3,57
	8,5	9	0,29	3,02
3,81	16,5	17	0,54	1,68

As variáveis respostas analisadas foram as seguintes: remoção de cor aparente, remoção de turbidez, remoção de coliformes totais, pH final, alumínio residual e o consumo de energia. Os resultados foram analisados com um nível de significância de 90 % ( $p < 0,10$ ).

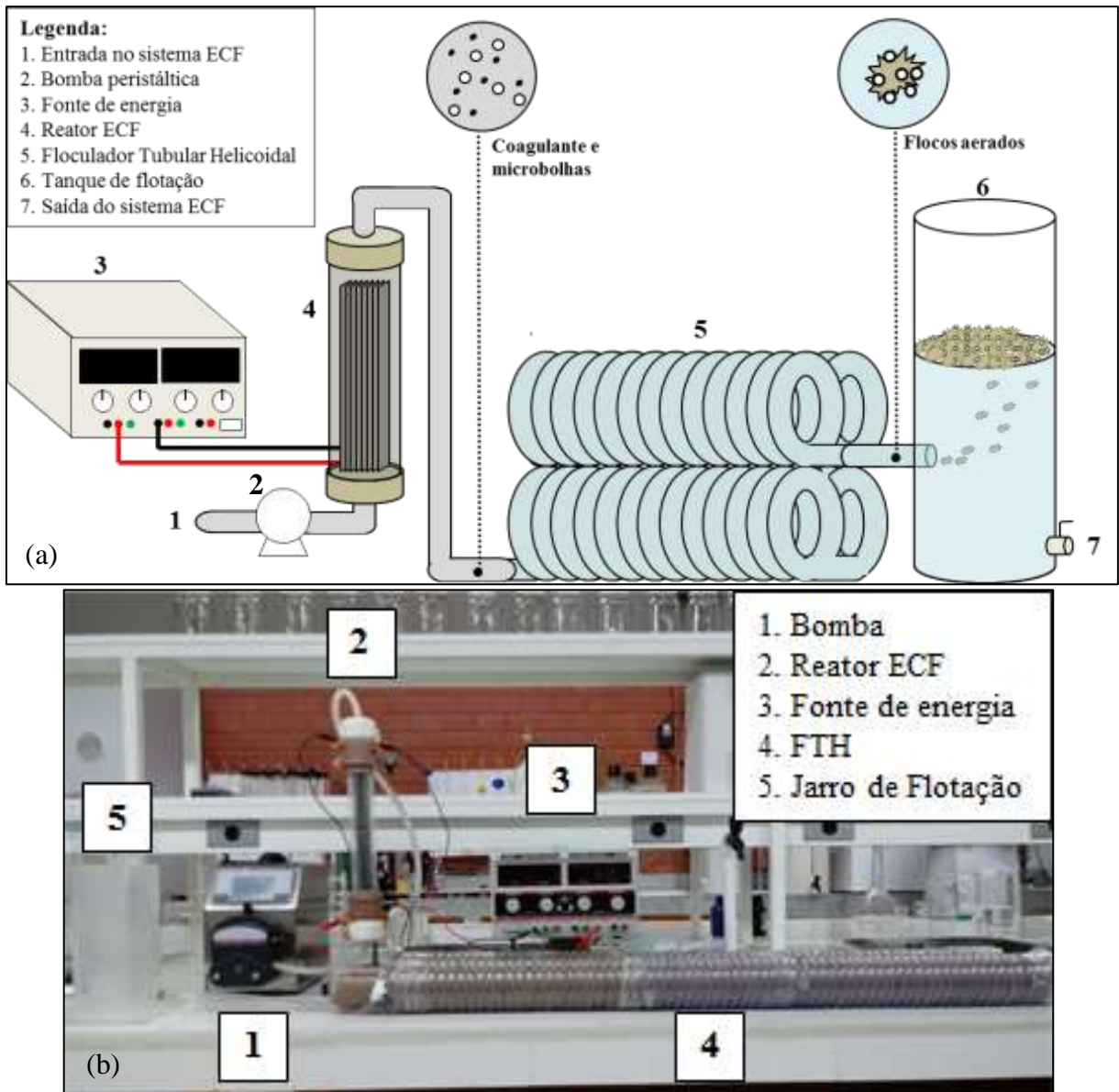
### 1.3.3.2 Fases II e III – Delineamento Composto Central Rotacional 2<sup>2</sup>

Nas fases II e III os experimentos foram conduzidos em um reator ECF combinado a um FTH, caracterizado como sistema ECF, em fluxo contínuo (Figura 11). O reator ECF tem diâmetro de 3,6 cm, e altura de 35,5 cm. Os eletrodos de alumínio, 8 unidades, foram conectados em uma fonte de energia contínua, em configuração monopolar paralelo, com distância entre os eletrodos de 0,3 cm e densidade de corrente elétrica de 1 mA cm<sup>-2</sup>.

O diâmetro das unidades anelares utilizada no FTH foi 60 mm, visto que com menores diâmetros houve deformação da tubulação do FTH, e o diâmetro da tubulação do FTH foi 9 mm, tendo em vista as condições limitantes da estrutura de equipamentos disponíveis, como a

vazão da bomba peristáltica. Os experimentos foram conduzidos em temperatura ambiente ( $\pm 25^\circ\text{C}$ ). A separação de fases foi feita em um tanque de flotação, em modo batelada (Figura 11).

Figura 11 - Sistema ECF em fluxo contínuo. (a) representação gráfica; (b) real.



Inicialmente, um DCCR ( $2^2$ ) foi realizado para determinar o comprimento da tubulação e a vazão de operação do sistema ECF. Foram avaliados comprimentos de 5 a 30 m e vazões de  $0,53$  a  $2,35 \text{ L min}^{-1}$ . Enquanto o segundo DCCR ( $2^2$ ) avaliou o comportamento do pH inicial e a concentração de alumínio, equivalente a dosagem de coagulante imposta ao tratamento. Os valores de pH inicial variaram de  $5,8$  a  $7,0$  e a concentração de alumínio de

1,50 a 4,50 mg L<sup>-1</sup>. Esses valores foram determinados baseando-se em testes preliminares e em condições operacionais da ETA da Corsan de Santa Maria, em escala real.

As variáveis respostas analisadas para o DCCR (2<sup>2</sup>) - comprimento da tubulação e vazão – foram: remoção de cor aparente, remoção de turbidez, remoção de coliformes totais, pH final, alumínio residual, consumo de energia e produção de lodo.

As variáveis respostas analisadas para o DCCR (2<sup>2</sup>) – pH inicial e concentração de alumínio – foram: remoção de cor aparente, remoção de turbidez, remoção de coliformes totais, pH final, carbono orgânico total, carbono inorgânico, carbono total, alumínio residual, consumo de energia e produção de lodo.

Para cada DCCR (2<sup>2</sup>) foram realizados 12 experimentos, a Tabela 11 apresenta os valores codificados e reais. Os resultados foram analisados utilizando um nível de significância de 95 % (p<0,05).

Tabela 11 - Níveis codificados e variáveis reais avaliadas no DCCR (2<sup>2</sup>)

	<b>Parâmetro</b>	<b>-1,41</b>	<b>-1</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>1,41</b>
<b>DCCR 2<sup>2</sup></b>	Vazão-Q (L min <sup>-1</sup> )	0,53	0,80	1,44	2,08	2,35
<b>Q e L</b>	Comprimento tubulação-L (m)	5,0	8,7	17,5	26,3	30,0
<b>DCCR 2<sup>2</sup></b>	pH inicial-pHi	5,8	5,98	6,4	6,82	7,0
<b>pHi e [Al]</b>	Concentração alumínio-[Al](mg L <sup>-1</sup> )	1,50	1,94	3,0	4,06	4,50

Legenda: Q: vazão; L: comprimento da tubulação; pHi: pH inicial; [Al]: concentração de alumínio;

#### 1.3.4 Análises de qualidade da água

A qualidade da água das amostras bruta e tratada foi analisada por análises físico-químicas. Depois de transcorrido o tempo de eletrólise, as amostras de água tratada foram deixadas em repouso por 15 minutos para a flotação dos flocos formados. As amostras foram analisadas conforme os parâmetros da Tabela 12.

Tabela 12 – Parâmetros e métodos/técnica adotados na análise de qualidade da água

<b>Parâmetro</b>	<b>Método/técnica</b>	<b>Equipamento</b>	<b>Código (APHA, 2012)</b>
Alumínio residual	Espectroscopia de absorção atômica	Modelo novAA 300, marca Analytikjena. Modelo ZEEnit 600, marca Analytikjena.	-
Carbono inorgânico	-	Analizador de carbono orgânico total (TOC-L), marca Shimadzu	-
Carbono orgânico total	-	Analizador de carbono orgânico total (TOC-L), marca Shimadzu	-
Carbono total	-	Analizador de carbono orgânico total (TOC-L), marca Shimadzu	-
Coliformes totais	Substrato enzimático	-	9223 B. 2.b
Condutividade elétrica	Condutimétrico	Condutivímetro MS Tecnopon AC200	2510B
Cor aparente	Espectrofotométrico	Colorímetro Quimis Q406COR	2120C
pH	Eletrométrico	pHmeter – Thermo Scientific Orion Star A211 pHmetro – Tecnopon AC 200	4500 –H* B
Turbidez	Nefelométrico	Turbidímetro Thermo Scientific Orion (AQ 4500)	2130B

A eficiência de remoção dos parâmetros de qualidade da água foi determinada pela Equação 11 (HASHIM et al., 2017b),

$$Eficiência\ de\ Remoção\ (\%) = \frac{V_{AB} - V_{AT}}{V_{AB}} \times 100 \quad (11)$$

sendo:

$V_{AB}$  = valor do parâmetro na água bruta;

$V_{AT}$  = valor do parâmetro na água tratada.

### **1.3.5 Parâmetros operacionais**

#### *1.3.5.1 Produção de lodo*

A quantidade de lodo produzida durante o tratamento de água por ECF foi determinada a cada experimento. A produção de lodo foi determinada por meio da metodologia de determinação de sólidos totais secos, método gravimétrico (código 2540B) (APHA, 2012).

#### *1.3.5.2 Consumo de massa dos eletrodos*

O consumo de massa dos eletrodos foi determinado de forma experimental. Foi realizada a limpeza dos eletrodos com água destilada, depois foi realizada a secagem em estufa (105°C) e pesagem em balança analítica, antes e após cada experimento (CERQUEIRA et al., 2014; MENESES et al., 2012). A diferença de pesos foi considerada como o consumo de massa dos eletrodos.

#### *1.3.5.3 Consumo de energia*

O consumo de energia foi determinado pela Equação 9 (PALAHOUANE, et al, 2015; CERQUEIRA et al., 2014; BOUHEZILA et al., 2011):

## 2 ARTIGO 1 – ELECTROCOAGULATION-FLOTATION: A NOVEL PROPOSAL FOR LATIN-AMERICAN WATER TREATMENT FACILITIES

### Abstract

Electrocoagulation-flotation is a technique that combines the benefits of coagulation, flotation, and electrochemistry and can be very efficient in removing contaminants present in drinking water. Thus, the objective of this study was to determine an ideal configuration for an electrocoagulation-flotation (ECF) reactor for the treatment of drinking water. A fractional factorial experimental design ( $2^{6-2}$ ) was performed using the initial pH, electric current, electrolysis time, agitation, inter-electrodes distance, and the number of electrodes as variables. Subsequently, a Central Composite Rotatable Design (CCRD) was conducted using the most statistically significant variables of the fractional design, which were the initial pH, electrical current, electrolysis time, and the number of electrodes. The response variables analysed were color removal, electrode mass consumption, sludge production, and energy consumption. The ECF experiment was performed in a batch system with aluminum electrodes in a monopolar parallel configuration. The ECF technique was adequate for treating drinking water, presenting the best treatment conditions at an initial pH of 8.5, electrical current of 0.25 A, electrolysis time of 12.5 min, and 3 electrodes. Under these conditions, the color removal efficiency was of 86.42 %, electrode mass consumption of  $0.019 \text{ kg m}^{-3}$ , sludge production of  $0.087 \text{ kg m}^{-3}$ , and energy consumption of  $0.21 \text{ kWh m}^{-3}$ .

**Keywords:** drinking water treatment; electrochemical treatment; aluminum electrodes; central composite rotatable design.

### 1 Introduction

Water is one of the most important natural resources since it is indispensable for human survival. Access to drinking water is recognized as an essential human right to maintain an adequate life standard and is highly related to the right to physical and mental health, life, and human dignity [1,2]. This is reflected in the new UN Sustainable Development Goals (UN-SDGs). Goal 6 aims to achieve universal and equitable access to safe and affordable drinking water for all [3].

For public supply purposes, surface water must be treated by conventional or advanced technologies. Chemical coagulation techniques are the most used in Latin-American water treatment facilities [4]. These facilities correspond to slightly modified copies of those used in the most industrialized countries since their notable commercial development stimulates the use of their equipment and technology abroad. Because of the poor water

quality of surface water sources [5], the increase in population, and physical space restrictions for installation, treatment facilities must be modernized for more efficient loading rates, smaller footprint areas, and practical technologies.

Chemical coagulation with aluminum salts is one of the main steps of the conventional treatment. Alternatively, electrocoagulation-flotation (ECF) is promising for water treatment. Both techniques aggregate impurities, however, the coagulant dosage method is differentiated. In chemical coagulation, the coagulant comes from the addition of chemical compounds, while in the ECF it is generated by the electrolytic oxidation of metal electrodes.

The ECF technique is a technology for the treatment of public water that combines the benefits of coagulation, flotation, and electrochemistry [6]. In the electrocoagulation process, the coagulant is generated *in situ* by the electrolytic oxidation of a metal at the sacrificial anode, caused by the electrical current maintained between the electrodes [7,8]. At the same time, the formation of hydrogen gas and hydroxyl ions occur at the cathode through water electrolysis [9,10]. The electrochemical reduction of the water at the cathode produces hydrogen microbubbles that promote a smooth turbulence in the system, as well as the connection between pollutants and coagulants by adsorption [11,12,7]. Thus, given the lower density of the pollutant-bubble association with respect to water density, the impurities float to the surface of the water in the reactor [13], forming a layer of floating foam containing gas bubbles and particles in the form of sludge [14,8]. Hydrogen bubble fluctuation is an important component of this technique since it increases the efficiency in the removal of pollutants [15].

The electrode materials has a fundamental role in the treatment, especially the anodic electrode [16-18] since the metal which will form the coagulant derives from it. Iron and aluminum are the materials most used as electrodes, due to its availability, low toxicity, and high valences that promote an efficient removal of pollutants [7,16,18]. Aluminum is one of the most indicated materials because it is more efficient than iron in most cases [8,16,18,19].

When using aluminum electrodes, the ions react with the hydroxides and form monomeric species of aluminum hydroxide such as aluminum hydroxide (III). The formation of aluminum hydroxide (III) precipitates (with large specific area), provides fast adsorption of organic and volatile compounds and captures colloidal particles [11]. The complexes generated in the aluminum dissolution depend on the pH of the solution [7]. Thus, the formation of aluminum hydroxide (III) occurs in a pH ranging from 5 and 9 [20].

The ECF have many advantages, such as the need for simple equipment, easy operation, low retention time, no additional chemical inputs, and low sludge production [21-



23]. In addition, studies have demonstrated that the use of ECF can be efficient in the water treatment for the removal of specific contaminants present in water, such as boron [24], iron [25], fluoride [26-30], arsenic [31-34], chrome [35], algae [36-37], calcium [38] as well as some water characteristics, such as: color, turbidity, biochemical oxygen demand, chemical oxygen demand, and total solids [39-40]. However, this technology has not been studied for the treatment of public water supplies, in water treatment plants. Thus, this study determined an ideal configuration of an ECF system for the treatment of drinking water. The operational efficiency and water quality were used to analyze the technical feasibility of applying this technology for the treatment of supply water.

Considering the efficiency of the ECF treatment in removing water contaminants and its operational advantages, the main goal of this study was to determine an ideal configuration for an ECF reactor for the treatment drinking water. The response variables (color removal, electrode mass consumption, sludge production, and energy consumption) were analyzed as a function of the initial pH, electrical current, electrolysis time, agitation, inter-electrodes distance, and the number of electrodes.

## 2 Materials and Methods

### 2.1 Drinking water sample

The water sample were obtained in the Ibicuí-Mirim and Vacacaí-Mirim rivers, which supply the municipality of Santa Maria-RS, Brazil. Table 1 shows the characteristics of the raw water. A mass of 0.3 g of sodium chloride (NaCl) was added to 1.5 L of the sample to increase its electrical conductivity to approximately 430.0  $\mu\text{S cm}^{-1}$ .

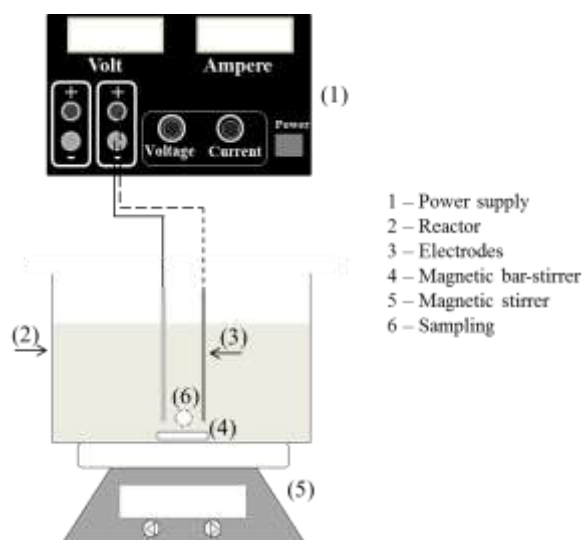
Table 1 - Characteristics of the raw water

<b>Parameter</b>	<b>Value</b>
Color (uC)	74.5
pH	6.8
Electrical conductivity ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	70.0

## 2.2 Electrocoagulation-flotation reactor

The ECF experiments were conducted on a bench scale system, with 1.5 L volume. Aluminum electrodes of 6.00 cm (height) x 10.5 cm (width) x 0.05 cm (thickness), submerged area of 63.0 cm<sup>2</sup> were used as anode and cathode in the reactor cell, connected to a DC power supply, with adjustable voltage and electrical current. The electrodes were arranged in parallel monopolar configuration, with agitation during the treatment, as presented in the Figure 1.

Figure 1 – Reactor ECF on a bench scale with parallel monopolar electrode connection



## 2.3 Analytical measurements

After the electrolysis time, the water stood still for 10 minutes to allow for the total flotation of the flocs recently produced. The treated water sample was collected by a sampling point, present in the lower portion of the reactor (Figure 1 (6)).

The apparent color was determined by a colorimeter, Quimis (Q406COR), the pH by a pHmeter, Tecnozon (AC 200), and the electrical conductivity by a conductivimeter, Tecnozon (Luca 210).

## 2.4 Determination of the color removal efficiency

The color removal efficiency was evaluated using Equation 1 [41,18]. Where,  $V_{RW}$  is the value of the parameter in the raw water, and  $V_{TW}$  is the value of the parameter in the treated water.

$$\text{Removal efficiency (\%)} = \frac{V_{RW} - V_{TW}}{V_{RW}} \times 100 \quad (1)$$

## 2.5 Energy consumption, electrode mass consumption, and sludge production

The energy consumption was calculated using equation 2 [42-44]:

$$\text{EnC (Wh m}^{-3}\text{)} = \frac{V \cdot i \cdot t}{v} \quad (2)$$

Where: EnC is the energy consumption (Whm<sup>-3</sup>),  $V$  is the voltage (V),  $i$  is the electrical current (A),  $t$  is the electrolysis time (h), and  $v$  is the volume of water (m<sup>3</sup>).

The production of sludge was calculated using the methodology to determine total solids [45].

The electrode mass consumption was determined experimentally. The electrodes were cleaned with distilled water, dried in an oven (105°C), and weighed using an analytical scale before and after each experiment [43,8].

## 2.6 Experimental design

Factorial designs and response surface analysis are important tools for determining optimal treatment conditions while allowing a simultaneous analysis of each variable effects and interactions [46].

A fractional factorial design was performed using variables that could influence the ECF process, according to the literature. The initial pH, electrical current, electrolysis time, agitation, inter-electrodes distance, and number of electrodes were evaluated in a fractional design ( $2^{6-2}$ ) with 3 replicates of the central point, resulting in a total of 19 experiments. The levels of the evaluated variables were determined based on preliminary tests and data obtained from the literature. After a fractional factorial design, a central composite rotatable design was set up with the variables that influenced the treatment.

The responses variables were: color removal, electrode mass consumption, sludge production, and energy consumption. The results were analyzed using the Statistica<sup>®</sup> 7.0 software (Statsoft Inc., Tulsa, OK, USA), with a significance level of 90 % ( $p < 0.10$ ) for

fractional experimental design and 95 % ( $p < 0.05$ ) for the central composite rotatable design [47].

### 3 Results and discussion

#### 3.1 Fractional factorial design

Table 2 shows the results of the fractional experimental design ( $2^{6-2}$ ) where the variables color removal, electrode mass consumption, sludge production, and energy consumption were evaluated as functions of the independent variables which were the initial pH, electrical current, electrolysis time, agitation, inter-electrode distance, and number of electrodes.

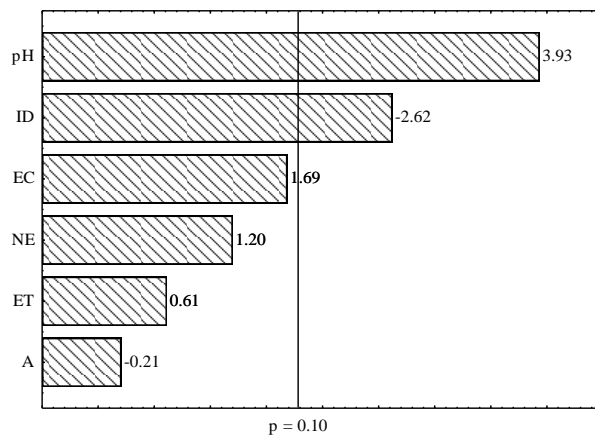
Table 2 - Experimental design ( $2^{6-2}$ ), real variables and coded values (in parentheses) and responses

Exp.	pH	EC (A)	ET (min)	Agit. (rpm)	ID (cm)	NE (unit)	pH <sub>f</sub>	CR (%)	EMC (kg m <sup>-3</sup> )	SP (kg m <sup>-3</sup> )	CE (kWh m <sup>-3</sup> )
1	4 (-1)	0.15 (-1)	10 (-1)	220 (-1)	0.5 (-1)	2 (-1)	4.80	-31.46	0.01	0.00	0.05
2	10 (+1)	0.15 (-1)	10 (-1)	220 (-1)	1.5 (+1)	2 (-1)	9.29	-38.99	0.01	0.00	0.09
3	4 (-1)	0.7 (+1)	10 (-1)	220 (-1)	1.5 (+1)	6 (+1)	5.19	-31.86	0.05	0.19	0.47
4	10 (+1)	0.7 (+1)	10 (-1)	220 (-1)	0.5 (-1)	6 (+1)	8.85	76.25	0.06	0.23	0.23
5	4 (-1)	0.15 (-1)	30 (+1)	220 (-1)	1.5 (+1)	6 (+1)	5.63	-151.75	0.05	0.14	0.12
6	10 (+1)	0.15 (-1)	30 (+1)	220 (-1)	0.5 (-1)	6 (+1)	8.78	86.84	0.05	0.21	0.12
7	4 (-1)	0.7 (+1)	30 (+1)	220 (-1)	0.5 (-1)	2 (-1)	6.23	-63.00	0.12	0.29	2.46
8	10 (+1)	0.7 (+1)	30 (+1)	220 (-1)	1.5 (+1)	2 (-1)	9.07	82.63	0.13	0.39	5.01
9	4 (-1)	0.15 (-1)	10 (-1)	430 (+1)	0.5 (-1)	6 (+1)	5.26	-25.48	0.02	0.00	0.02
10	10 (+1)	0.15 (-1)	10 (-1)	430 (+1)	1.5 (+1)	6 (+1)	9.13	-37.00	0.01	0.00	0.04
11	4 (-1)	0.7 (+1)	10 (-1)	430 (+1)	1.5 (+1)	2 (-1)	5.77	-158.04	0.04	0.00	1.75
12	10 (+1)	0.7 (+1)	10 (-1)	430 (+1)	0.5 (-1)	2 (-1)	8.91	72.22	0.04	0.15	0.73
13	4 (-1)	0.15 (-1)	30 (+1)	430 (+1)	1.5 (+1)	2 (-1)	5.70	-179.62	0.03	0.00	0.34
14	10 (+1)	0.15 (-1)	30 (+1)	430 (+1)	0.5 (-1)	2 (-1)	8.86	68.10	0.02	0.15	0.16
15	4 (-1)	0.7 (+1)	30 (+1)	430 (+1)	0.5 (-1)	6 (+1)	7.60	49.05	0.15	0.49	0.70
16	10 (+1)	0.7 (+1)	30 (+1)	430 (+1)	1.5 (+1)	6 (+1)	9.05	87.51	0.15	0.47	1.45
17	7 (0)	0.42 (0)	20 (0)	325 (0)	1 (0)	4 (0)	8.40	88.40	0.06	0.27	0.43
18	7 (0)	0.42 (0)	20 (0)	325 (0)	1 (0)	4 (0)	8.58	92.62	0.07	0.25	0.43
19	7 (0)	0.42 (0)	20 (0)	325 (0)	1 (0)	4 (0)	8.32	92.26	0.07	0.23	0.43

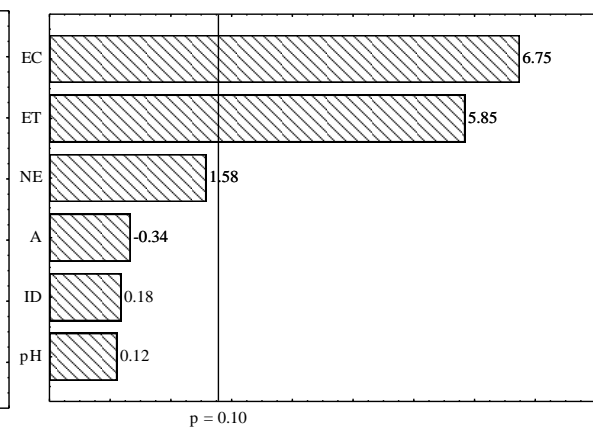
Legend: pH – initial pH; EC (A) – Electrical current; ET (min) – Electrolysis time; Agit. (rpm) – Agitation; ID(cm) – Inter-electrode distance; NE (unit) – Number of electrodes; pH<sub>f</sub> – final pH; CR (%) – Color removal; EMC (g) – electrode mass consumption; SP (g) – Sludge production; CE (kWh m<sup>-3</sup>) – Energy consumption.

Figure 2 (a) shows the effects estimated for color removal. Only the initial pH and the inter-electrode distance had statistically significant effects ( $p < 0.10$ ). The initial pH had a positive effect, which indicates that higher initial pH values favor color removal. Also, the inter-electrodes distance presented a negative effect, which indicates that greater color removal is obtained with smaller distances. The electrode mass consumption was positively influenced by the electrical current and the electrolysis time (Figure 2 (c)). The variables electrical current, electrolysis time, and number of electrodes had a positive effect for sludge production (Figure 2 (d)). For energy consumption (Figure 2 (e)), the variables electrical current and electrolysis time had positive effects while the number of electrodes had a negative effect over the evaluated response variable.

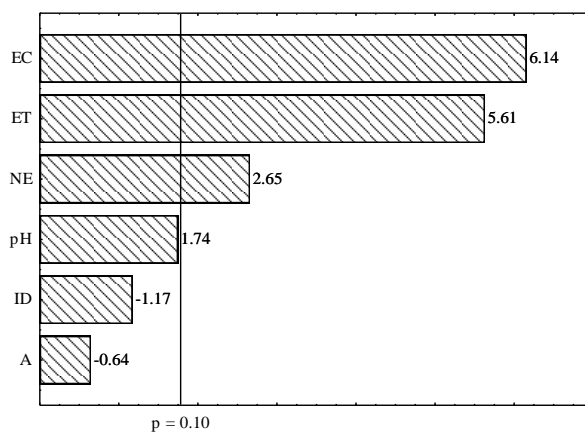
Figure 2 - Pareto chart for the responses. EC (Electrical current), NE (Number of electrodes), ET (Electrolysis time), ID (Inter-electrode distance), A (Agitation), pH (initial pH)



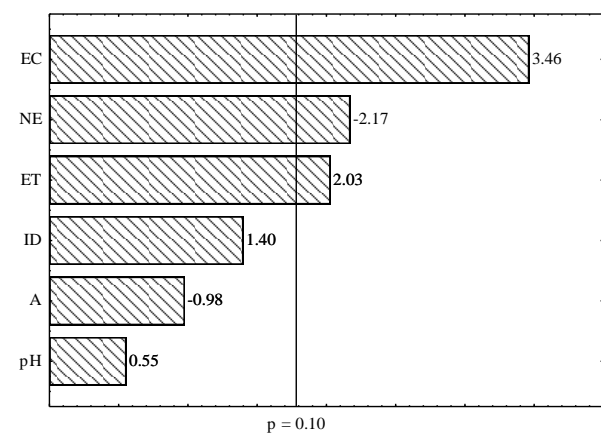
(a) Color removal (%).



(b) Electrode mass consumption ( $\text{kg m}^{-3}$ )



(c) Sludge production ( $\text{kg m}^{-3}$ ).



(d) Energy consumption ( $\text{kWh m}^{-3}$ )

It is important to consider the operational efficiency and quality of the treated water when analyzing the feasibility of using the ECF technique in water treatment plants. The indicator used to evaluate the quality of the treated water was color removal. The indicators used to evaluate the operational efficiency were sludge production, electrode mass consumption, and energy consumption. The variables that most affected the results were electrical current, electrolysis time, and number of electrodes. Bracher et al. [48] also evaluated the effect of electrical current, electrolysis time, agitation, and inter-electrodes distance in an ECF system and verified that the most influent factors were the electrical current and the electrolysis time. The high influence of these factors is due the coagulant dosage and the rate of microbubbles generation during the ECF. Jose et al. [49] observed a high influence of the number of electrodes over sludge production and energy consumption during the treatment of effluent generated by the production of coconut fibre by electrocoagulation. The authors attributed the higher influence of these factors to the effect of reacting surface area in the electrolysis bath. The initial pH was added to these influence variables since it presented the greatest effect on color removal, which is a relevant aspect in the quality efficiency of treated water, and because it has a considerable influence in the process [50-51].

Therefore, the initial pH, electrical current, electrolysis time, and number of electrodes were evaluated in a central composite rotatable design ( $2^4$ ) with 8 axial points (experiments 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23 and 24, in the table 3) and 4 central points (experiments 25, 26, 27 and 28, in the table 3), totalizing 28 experiments.

### **3.2 Central composite rotatable design**

Considering the results of the fractional factorial design, a CCRD ( $2^4$ ) was performed to find the ideal operating conditions for the ECF reactor. The variables responses for color removal, electrode mass consumption, sludge production, and energy consumption were evaluated according to the initial pH, electrical current, electrolysis time, and number of electrodes. The experimental conditions and the results are presented in Table 3. The levels of the independent variables were established according to the results obtained in the fractional factorial design.

Table 3 - Central composite rotatable design, real and coded variables (in parentheses).  
Experimental condition; agitation of 280 rpm; Inter-electrode distance of 1.0 cm

Exp.	pH	EC (A)	ET (min)	NE (unit)	pH <sub>f</sub>	R-Cor (%)	EMC (kg m <sup>-3</sup> )	SP (kg m <sup>-3</sup> )	EnC (kWh m <sup>-3</sup> )
1	-1 (5.5)	-1 (0.25)	-1 (12.5)	-1 (3.0)	6.08	-44.70	0.018	0.000	0.23
2	1 (8.5)	-1 (0.25)	-1 (12.5)	-1 (3.0)	7.96	86.42	0.019	0.087	0.21
3	-1 (5.5)	1 (0.55)	-1 (12.5)	-1 (3.0)	6.45	-14.43	0.049	0.127	0.90
4	1 (8.5)	1 (0.55)	-1 (12.5)	-1 (3.0)	8.11	89.45	0.042	0.153	0.95
5	-1 (5.5)	-1 (0.25)	1 (27.5)	-1 (3.0)	6.54	-149.67	0.056	0.147	0.46
6	1 (8.5)	-1 (0.25)	1 (27.5)	-1 (3.0)	8.46	90.63	0.054	0.187	0.44
7	-1 (5.5)	1 (0.55)	1 (27.5)	-1 (3.0)	7.39	32.61	0.107	0.287	2.08
8	1 (8.5)	1 (0.55)	1 (27.5)	-1 (3.0)	8.79	85.61	0.117	0.333	1.99
9	-1 (5.5)	-1 (0.25)	-1 (12.5)	1 (5.0)	6.09	-26.83	0.020	0.073	0.14
10	1 (8.5)	-1 (0.25)	-1 (12.5)	1 (5.0)	7.75	74.59	0.020	0.080	0.14
11	-1 (5.5)	1 (0.55)	-1 (12.5)	1 (5.0)	6.15	-28.16	0.031	0.080	0.84
12	1 (8.5)	1 (0.55)	-1 (12.5)	1 (5.0)	8.26	79.65	0.040	0.153	0.47
13	-1 (5.5)	-1 (0.25)	1 (27.5)	1 (5.0)	6.42	-214.26	0.049	0.100	0.28
14	1 (8.5)	-1 (0.25)	1 (27.5)	1 (5.0)	8.26	86.89	0.039	0.133	0.53
15	-1 (5.5)	1 (0.55)	1 (27.5)	1 (5.0)	7.95	70.73	0.097	0.287	1.10
16	1 (8.5)	1 (0.55)	1 (27.5)	1 (5.0)	8.70	85.59	0.106	0.313	1.11
17	-2 (4.0)	0 (0.4)	0 (20.0)	0 (4.0)	5.59	-119.63	0.056	0.073	0.56
18	2 (10.0)	0 (0.4)	0 (20.0)	0 (4.0)	8.93	80.37	0.061	0.193	0.56
19	0 (7.0)	-2 (0.1)	0 (20.0)	0 (4.0)	7.29	71.90	0.017	0.087	0.06
20	0 (7.0)	2 (0.7)	0 (20.0)	0 (4.0)	8.49	77.04	0.103	0.293	1.52
21	0 (7.0)	0 (0.4)	-2 (5.0)	0 (4.0)	7.08	66.37	0.015	0.073	0.13
22	0 (7.0)	0 (0.4)	2 (35.0)	0 (4.0)	8.75	88.25	0.120	0.373	0.97
23	0 (7.0)	0 (0.4)	0 (20.0)	-2 (2.0)	8.22	84.19	0.046	0.193	1.32
24	0 (7.0)	0 (0.4)	0 (20.0)	2 (6.0)	8.39	83.93	0.074	0.227	0.38
25	0 (7.0)	0 (0.4)	0 (20.0)	0 (4.0)	8.04	80.50	0.047	0.153	0.63
26	0 (7.0)	0 (0.4)	0 (20.0)	0 (4.0)	8.27	86.59	0.059	0.187	0.58
27	0 (7.0)	0 (0.4)	0 (20.0)	0 (4.0)	8.16	86.09	0.059	0.193	0.60
28	0 (7.0)	0 (0.4)	0 (20.0)	0 (4.0)	8.32	87.35	0.063	0.227	0.56

Legend: pH – initial pH; EC (A) – Electrical current; ET (min) – Electrolysis time; NE (unit) – Number of electrodes; pH<sub>f</sub> – final pH; R-cor (%) – Color removal; EMC (g) – Electrode mass consumption; SP (g) – Sludge production; EnC (kWh m<sup>-3</sup>) – Energy consumption.

The analysis of variance (ANOVA) (Table 4) was used to evaluate whether the experimental results were adequate for the model generation. Values for the calculated F ( $F_{cal}$ ) were superior to those of tabulated F ( $F_{tab}$ ), which indicated that the models were statistically significant. Furthermore,  $R^2$  values indicated that the models presented a good adjustment to the obtained data. Based on the ANOVA, second order models were determined describing the color removal, electrode mass consumption, sludge production, and energy consumption (Eq. 3-6).

$$\text{Color removal (\%)} = 62.72 + 60.56 \text{ pH} - 28.30 \text{ pH}^2 + 21.18 \text{ EC} - 30.90 \text{ pH EC} + 26.49 \text{ EC ET} \quad (3)$$

$$\text{Electrodes mass consumption (kg m}^{-3}\text{)} = 0.06 + 0.02 \text{ EC} + 0.02 \text{ ET} + 0.01 \text{ EC ET} \quad (4)$$

$$\text{Sludge production (kg m}^{-3}\text{)} = 0.19 + 0.02 \text{ pH} - 0.02 \text{ pH}^2 + 0.06 \text{ EC} + 0.07 \text{ ET} + 0.02 \text{ EC ET} \quad (5)$$

$$\text{Energy consumption (kWh m}^{-3}\text{)} = 0.65 + 0.41 \text{ EC} + 0.24 \text{ ET} - 0.19 \text{ NE} + 0.06 \text{ NE}^2 + 0.13 \text{ EC ET} - 0.13 \text{ EC NE} - 0.08 \text{ ET NE} \quad (6)$$

Table 4 - ANOVA for the response variables

	SS	df	MS	F <sub>cal</sub>	F <sub>tab</sub>	R <sup>2</sup>
<b>Color removal (%)</b>						
Regression	147,270.0	5	29,454.0			
Residue	34,411.4	22	1,564.2	18.8	2.66	
Total	181,681.4	27				0.81
<b>Electrode mass consumption(kg m<sup>-3</sup>)</b>						
Regression	0.025953	3	0.009			
Residue	0.001482	24	0.000	140.0	3.01	
Total	0.027435	27				0.95
<b>Sludge production (kg m<sup>-3</sup>)</b>						
Regression	0.218838	5	0.044			
Residue	0.017194	22	0.000	56.0	2.66	
Total	0.236032	27				0.93
<b>Energy consumption (kWh m<sup>-3</sup>)</b>						
Regression	7.155948	7	1.022			
Residue	0.396919	20	0.020	51.5	2.51	
Total	7.552865	27				0.95

Legend: SS - sum of square; df - degrees of freedom; MS - mean square; F<sub>cal</sub> - calculated F value (MS<sub>regression</sub>/MS<sub>residual</sub>); F<sub>tab</sub> - tabulated F value (F-test); R<sup>2</sup> - (R-squared).

Response surface approaches were constructed based on the second order models to verify the optimal range for each response variable (Figure 3a-d). These response surfaces were developed according to the independent variables that were statistically significant for the response variable.

Figure 3a shows that the best pH values for good color removal were higher than 7.0, and the best electrical current values were less than or equal to 0.4 A.

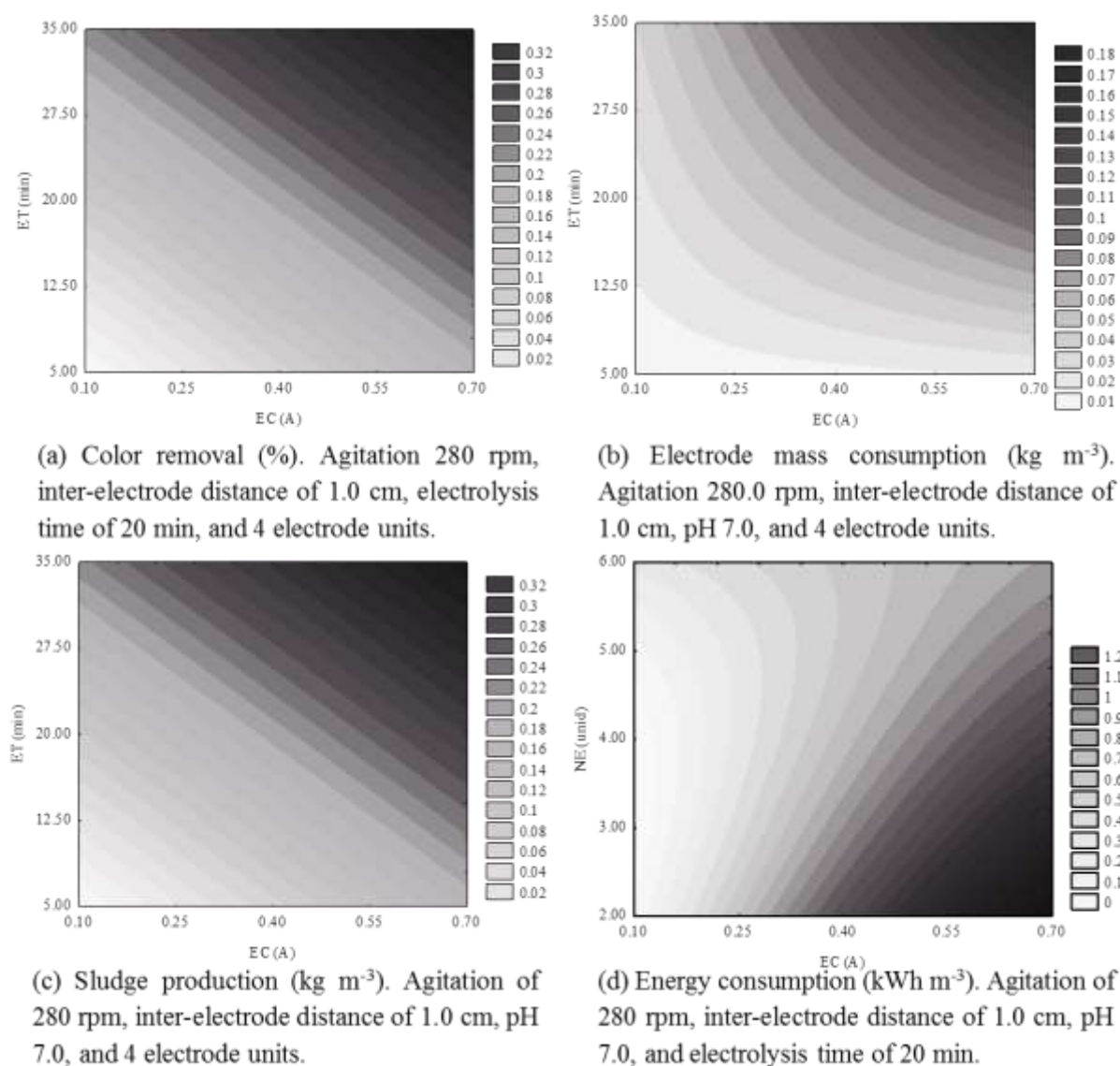
For low values of electrode mass consumption (Figure 3b) and sludge production (Figure 3c), the best conditions were observed with electrolysis time and electrical current inferior or equal to 12.5 min and 0.25 A, respectively.



Figure 3d shows that low energy consumption can be obtained with low electrical current values. The influence of the number of electrodes was small when compared to the electrical current. Higher number of electrodes promotes lower energy consumption. In the experiments 23 and 24 (Table 3), with the same conditions of pH, electrical current and electrolysis time, the energy consumption for 2 unit electrodes was higher ( $1.32 \text{ kWh m}^{-3}$ ) than using 6 unit electrodes ( $0.38 \text{ kWh m}^{-3}$ ). Jose et al. [49] also reported that higher number of electrodes promote less energy consumption. With 6 electrode units, the authors observed an energy consumption of  $0.0057 \text{ kWh L}^{-1}$ , while using 2 electrode units, there was an energy consumption of  $0.0809 \text{ kWh L}^{-1}$ . Therefore, the consumption was lower as higher the number of electrode used, since the current density is lower in these conditions [52].

Considering all response variables, the ideal treatment condition occurs with a pH higher than or equal to 7, electrical current adjusted to less than or equal to 0.4 A, electrolysis time inferior or equal to 12.5 min, and number of electrodes inferior to 5 for this current range. Thus, the experiment 2 would be the most adequate for the optimal treatment conditions, which corresponded to pH of 8.5, electrical current of 0.25 A, electrolysis time of 12.5 min, and 3 units of electrodes. Under these conditions, a color removal of 86.42 %, electrode mass consumption of  $0.019 \text{ kg m}^{-3}$ , sludge production of  $0.087 \text{ kg m}^{-3}$ , and energy consumption of  $0.21 \text{ kWh m}^{-3}$  were obtained. The electrode mass consumption was low when compared with the results obtained by Kumar and Goel [53], Babu and Goel [54], and Hashim et al [26], who found values from 0.036 to  $0.15 \text{ kg m}^{-3}$ . There was also a low sludge production, since Essadki et al [30], Kumar and Goel [53], and Babu and Goel [54] found values from 0.34 to  $0.6 \text{ kg m}^{-3}$ . The reactor presented also a low energy consumption when compared with those observed by Zuo et al [28], Gao et al [37], Wan et al [55], Ucar et al [32], Mohora et al [56], Sandoval et al [57], Wiley and Trent [36], Hashim et al [25], Hashim et al [26] and McBeath et al [58], who found values from 0.3 to  $5.1 \text{ kWh m}^{-3}$ . All these studies were applied for water treatment.

Figure 3 - Response surface for the response variables



### 3.3 Effect of the initial pH

The pH can influence the efficiency of the ECF treatment [51]. To analyze its influence, experiments were done with acid (4.0 and 5.5), neutral (7.0), and alkaline pH (8.5 and 10.0). The presence of neutral and alkaline pH promotes higher treatment efficiency [59,14], while it decreases at lower pH values (acid) [14].

According to Figure 2, the pH presented a high influence on the treatment of color removal. The experiments conducted with acid pH presented no satisfactory results, that is, no color removal in most of them. An acid pH did not allow the aggregation of particles, which results in many suspended precipitates in the clarified water and an increase in water color.

The experiments with neutral and alkaline pH resulted in good color removal efficiency; optimal conditions for sweep coagulation are obtained with pH between 6 and 8 [60]. The increase from neutral to alkaline pH did not reach better results, which was a positive aspect for the water treatment. In other words, the increase in pH is unnecessary, allowing the use of water in its natural pH. Thus, besides being efficient in removing pollutants, a neutral pH has the advantage of eliminating the use of additional chemicals for pH adjustment, which reduces environmental risks and treatment costs [51].

Silva et al. [46], Barişçi and Turkay [61] and Nasrullah et al. [62] performed treatments using acid, alkaline, and neutral pH values, finding the most efficient treatment when using a neutral pH value of approximately 7. Cerqueira et al. [43] also observed greater efficiencies of the electrolytic treatment at pH higher than 6, with satisfactory results at neutral pH.

Table 3 shows that there was an increase in the final pH in treatments with acidic initial pH, while the final pH decreased with an initial alkaline pH. This indicates a buffering effect during the treatment. This ability can be attributed to the balance between the production and consumption of hydroxyl ions and the need for charge neutralization before the final transformation of aluminum compounds soluble in aluminum hydroxides [10,61,63]. This behavior occurred in all experiments aside from experiments 8 and 16, possibly due to a higher amount of hydroxyl ion (OH) released in the electrolytic reaction of water hydrolysis at the cathode [11].

### **3.4 Effect of the electrical current**

The electrical current is a very important variable for the treatment since it determines the production of *in situ* coagulants, energy consumption [16,64] and the density production of electrolytic bubbles, an important factor for the flotation [10,15]. In the CCRD (2<sup>4</sup>), the experiments were carried out in different values of electrical current, such as 0.10, 0.25, 0.40, 0.55, and 0.70 A. A statistically significant influence of the electrical current on the mass consumption of the electrodes, sludge production, and energy consumption was observed (Figure 2).

The electrical current had a statistically significant effect on all the CCRD (2<sup>4</sup>) responses. The increase of the electrical current caused an increase of electrode mass consumption, sludge production, and energy consumption, which is not desirable for the treatment [43,8]. Analogously, an increase of color removal efficiency resulted in an increase

of electrical current. However, low electrical current values, such as 0.25 A, have already provided satisfactory color removals.

### **3.5 Effect of the electrolysis time**

The increase in treatment efficiency is proportional to the electrolysis time due to higher production of hydroxyls and metal ions in the electrodes [62]. Based on Faraday's Law, the amount of coagulants released by the electrodes tends to increase with electrolysis time [65]. The electrolysis times of 5.0, 12.5, 20.0, 27.5, and 35.0 minutes were included in the CCRD ( $2^4$ ). According to Table 3, electrolysis time significantly influenced mass consumption of the electrodes, sludge production, and energy consumption. The increase in electrolysis time, experiment 21 and 22 (Table 3), caused an increase in color removal, which is important for treatment efficiency. However, it, causes an increase in electrode mass consumption, sludge production and energy consumption, which are unfavorable for operational efficiency. In order to determine the most adequate electrolysis time, it is important to find equilibrium between these response variables. In other words, to find the condition that promotes adequate color removal with low electrodes mass consumption, sludge production and energy consumption.

### **3.6 Effect of the number of electrodes**

The electrodes are arranged with an anode and a cathode or by several anodes and several cathodes [7]. The experiments were performed with 2, 3, 4, 5, and 6 electrodes. The number of electrodes influenced only the energy consumption. In general, higher numbers of electrodes led to less energy consumption. However, Figure 3 (d) shows that the electrical current influences the energy consumption most, and for electrical currents up to 0.4 A, the number of electrodes does not significantly change energy consumption.

## **4 Conclusion**

The ECF technique was efficient for treating drinking water, showing satisfactory results. Considering all the response variables, the optimal treatment conditions were those applied in experiment 2 (pH 8.5, electrical current 0,25A, electrolysis time 12.5 and 3 electrodes), which presented color removal efficiency of 86.42 %, electrode mass

consumption of  $0.019 \text{ kg m}^{-3}$ , sludge production of  $0.087 \text{ kg m}^{-3}$ , and energy consumption of  $0.21 \text{ kWh m}^{-3}$ . The agitation and inter-electrode distance were not the most statistically significant independent variables when considering all response variables analyzed. The initial pH was statistically significant over color removal. Higher efficiencies were obtained whenever the initial pH had neutral or alkaline values; acidic pH was not adequate. The electrical current had important effect on all response variables. High electrical current values caused high sludge production, and electrode mass and energy consumption. Electrical current values smaller than or equal to  $0.4 \text{ A}$  are more appropriate for water treatment. The number of electrodes particularly influenced energy consumption; a higher number of electrodes promoted a lower energy consumption, aside from electrical currents below of  $0.4 \text{ A}$ .

### **Acknowledgment**

We thank the Southern Brazil Sanitation Company (CORSAN) for the financial support, and the Federal University of Santa Maria (UFSM) for the infrastructure and the friendly atmosphere.

### **References:**

- [1] United Nations (UN). Resolution adopted by the General Assembly on 28 July 2010. United Nations, 2010.
- [2] A C C Fortes, P R G Barrocas, D C Kligerman, Water quality surveillance and the role of information to ensure access, *Saúde Debate*, 43 (2019) 20-34.
- [3] Progress on household drinking water, sanitation and hygiene 2000-2017. Special focus on inequalities. New York: United Nations Children's Fund (UNICEF) and World Health Organization, 2019.
- [4] J. Arboleda, *Teoría y práctica de la purificación del agua*. Tercera Edición. Mc Graw Hill. Santa Fe de Bogotá: Rodrigo Pertuz Malina, 2000.
- [5] LJ Silva, LG Lopes and LA Amaral, Qualidade da Água de Abastecimento público do município de Jaboticabal, *Eng. Sanit. Ambient*, 21(3) (2016) 615-622.
- [6] DT Moussa, MH El-Naas, M Nasser and Al-Marri, MJ, A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: Potentials and challenges, *J. Environ. Manage.*, (2016) 1-18.
- [7] JN Hakizimana, B Gourich, M Chafi, Y Stiriba, C Vial, P Drogui and J Naja, Electrocoagulation process in water treatment: A review of electrocoagulation modeling approaches. *Desalination*, 404 (2017) 1-21.

- [8] JM Meneses, RF Vasconcelos, TF Fernandes and GT Araújo, Tratamento do efluente do biodiesel utilizando a eletrocoagulação/flotação: investigação dos parâmetros operacionais, *Quím. Nova*, 2, (2012) 235-240.
- [9] IO Mota, JA Castro, RG Casqueira and AG Oliveira Junior, Study of electroflotation method for treatment of wastewater from washing soil contaminated by heavy metals, *J Mater Res Technol*, 4 (2015) 103-113.
- [10] I Kabdaşlı, I Arslan-Alaton, T Ölmez-Hancı and O Tünay, Electrocoagulation applications for industrial wastewaters: a critical review, *Environ. Technol. Rev.*, 1 (2012) 2-45.
- [11] M. Elazzouzi, Kh Haboubi and MS Elyoubi, Electrocoagulation-flocculation as a low-cost process for pollutants removal from urban wastewater, *Chem Eng Res Des*, 117 (2017) 614-626.
- [12] M Behbahani, MRA Moghaddam and M Arami, Thechno-economical evaluation of fluoride removal by electrocoagulation process: optimization through response surface methodology, *Desalination*, 271 (2011) 209-218.
- [13] C Jiménez, C Sáez, C Cañizares and MA Rodrigo, Optimization of a combined electrocoagulation – electroflotation reactor, *Environ Sci Pollut Res*, 23 (2016) 9700-9711.
- [14] JP Kushwaha, VC Srivastava and ID Mall, Organics removal from dairy wastewater by electrochemical treatment and residue disposal, *Sep. Purif. Technol*, 76 (2010) 198-205.
- [15] GJ Rincón and EJM Motta, Simultaneous removal of oil and grease, and heavy metals from artificial bilge water using electro-coagulation/flotation, *J. Environ. Manage*, 144 (2014) 42-50.
- [16] S Liu, X Ye, K He, Y Chen and Y Hu, Simultaneous removal of Ni(II) and fluoride from a real flue gas desulfurization wastewater by electrocoagulation using Fe/C/Al electrode, *J Water Reuse Desal*, (2016) 288-297.
- [17] V Khandegar and AK Saroha, Electrocoagulation for the treatment of textile industry effluent – A review, *J. Environ. Manage*, 128, (2013) 949-963.
- [18] S Adamovic, M Prica, B Dalmacija, S Rapajic, D Novakovic, Z Pavlovic and Maletic, Feasibility of electrocoagulation/flotation treatment of waste offset printing developer based on the response surface analysis, *Arab J Chem*, 9 (2016) 152-162.
- [19] M Vepsäläinen, Electrocoagulation in the treatment of industrial waters and wastewaters, 154 p. Thesis (Doctor of Science) - Lappeenranta University of Technology, Finland, 2012.
- [20] MM Emanjomeh, M Sivakumar and AS Varyani, Analysis and the understanding of fluoride removal mechanisms by an electrocoagulation/flotation (ECF) process, *Desalination*, 275 (2011) 102-106.

- [21] F Ozyonar, Treatment of Train Industry Oily Wastewater by Electrocoagulation with Hybrid Electrode Pairs and Different Electrode Connection Modes, *Int. J. Electrochem. Sci*, 11 (2016) 1456-1471.
- [22] GZ Kyzas and KA Matis, Electroflotation process: A review, *J. Mol. Liq.*, 220 (2016) 657-664.
- [23] S Bayar, YS Yildiz, AE Yilmaz and S Irdemez, The effect of stirring speed and current density on removal efficiency of poultry slaughterhouse wastewater by electrocoagulation method, *Desalination*, 280 (2011) 103-107.
- [24] M Dolati, AA Aghapour, H Khorsandi and Karimzade, Boron removal from aqueous solutions by electrocoagulation at low concentrations, *J. Environ. Chem. Eng*, 5 (2017) 5150-5156.
- [25] KS Hashim, A Shaw, RA Khaddar, MO Pedrola and D Phipps, Iron removal, energy consumption and operating cost of electrocoagulation of drinking water using a new flow column reactor, *J. Environ. Manage*, 189 (2017a) 98-108.
- [26] KS Hashim, A Shaw, RA Khaddar, MO Pedrola and D Phipps, Defluoridation of drinking water using a new flow column electrocoagulation reactor (FCER) – Experimental, statistical, and economic approach, *J. Environ. Manage*, 197 (2017b) 80-88.
- [27] D Das and B K Nandi, Defluoridization of drinking water by electrocoagulation (EC): process optimization and kinetic study, *J Disper Sci Technol*, 40 (2019) 1136-1146.
- [28] Q Zuo, X Chen, W Li and G Chen, Combined electrocoagulation and electroflotation for removal of fluoride from drinking water, *J Hazard Mater*, 159 (2008) 452-457.
- [29] A Betancor-Abreu, V F Mena, S González, S Delgado, R M Souto and J J Santana, Design and optimization of an electrocoagulation reactor for fluoride remediation in underground water sources for human consumption, *J Water Process Eng*, 31 (2019) 100865.
- [30] A H Essadki, B Gourich, C Vial, H Delmas and M Bennajah, Defluoridation of drinking water by electrocoagulation/electroflotation in a stirred tank reactor with a comparative performance to an external-loop airlift reactor, *J. Hazard. Mater.*, 168(2-3) (2009) 1325-1333.
- [31] M Kobya, E Demirbas and F Ulu, Evaluation of operating parameters with respect to charge loading on the removal efficiency of arsenic from potable water by electrocoagulation, *J. Hazard. Mater.*, 4 (2016) 1484-1494.
- [32] C Ucar, MB Baskan, A Pala, Arsenic removal from drinking water by electrocoagulation using iron electrodes, *Korean J Chem Eng*, 30(10) (2013) 1889-1895.
- [33] C C Mólgora, Removal of arsenic from drinking water: A comparative study between electrocoagulation-microfiltration and chemical coagulation-microfiltration processes, *Sep Purif Technol*, 118 (2013) 645-651.

- [34] M Kobya, E Demirbas, U Gebologlu, M S Oncel and Y Yildirim, Optimization of arsenic removal from drinking water by electrocoagulation batch process using response surface methodology. *Desalination Water Treat*, 51 (2013) 6676-6687.
- [35] A K Golder, A N Samanta and S Ray, Removal of  $\text{Cr}^{3+}$  by electrocoagulation with multiple electrodes: Bipolar and monopolar configurations, *J Hazard Mater.*, 141 (2007) 653-661.
- [36] PE Wiley and JD Trent, Clarification of algae-laden water using electrochemical processes, *Water Sci Tech-W Sup*, 16(2) (2016) 314-323.
- [37] S Gao, J Yang, J Tian, F Ma, G. Tu and M Du, Electro-coagulation–flotation process for algae removal, *J. Hazard. Mater.*, 177(1-3) (2010) 336-343.
- [38] M Malakootian, H J Mansoorian, M Moosazadeh, Performance evaluation of electrocoagulation process using iron-rod electrodes for removing hardness from drinking water. *Desalination*, 255 (2010) 67-71.
- [39] E Bazrafshan, H Moein, FK Mostafapour and S Nakhaie, Application of Electrocoagulation Process for Dairy Wastewater Treatment, *New J Chem*, (2013) 1-8.
- [40] APN Módenes, FR Espinoza-Quiñones, PH Yassue, TM Porto and PS Theodoro, Aplicação da técnica de eletrocoagulação no tratamento de efluentes de abatedouro de aves, *Eng. Sanit. Ambient*, 22 (2017) 571-578.
- [41] E Mohora, S Roncevic, B Dalmacija, J Agbaba, M Watson, E Karlovic and M Dalmacija, Removal of natural organic matter and arsenic from water by electrocoagulation/flotation continuous flow reactor, *J. Hazard. Mater.*, (2012) 257- 264.
- [42] B Palahouane, N Drouiche, S Aoudj and K Bensadok, Cost-effective electrocoagulation process for the remediation of fluoride from pretreated photovoltaic wastewater, *J Ind Eng Chem*, 22 (2015) 127-131.
- [43] AA Cerqueira, PSA Souza and MRC Marques, Effects of direct and Alternating current on the treatment of oily water in an electroflocculation process, *Braz. J. Chem. Eng.*, 31 (2014) 693-701.
- [44] F Bouhezila, M Hariti, H Lounici and N Mameri, Treatment of the OUED SMAR town landfill leachate by an electrochemical reactor, *Desalination*, 280 (2011) 347-353.
- [45] APHA – American Public Health Association, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater: Method 2540 D*. 22<sup>nd</sup>.ed. Washington: APHA-AWWA-WEF, USA, 2012.
- [46] AAR Silva, CAP Camara, I Lobo, IS Scarmínio and JC Alves, Otimização dos parâmetros operacionais de eletrocoagulação aplicada à recuperação de efluentes de lavagem de veículos, *Eng. Sanit. Ambient*, 22 (2017) 179-186.
- [47] M I Rodrigues and A F Iemma, *Experimental Design and Process Optimization*, CRC Press, 2014.



- [48] G H Bracher, E Carissimi, D B Wolff, C Graepin and A P Hubner, Optimization of an electrocoagulation-flotation system for domestic wastewater treatment and reuse, *Environ. Technol.*, (2020) 1-11.
- [49] S Jose, L Mishra, S Debnath, S Pal, PK Munda and G Basu, Improvement of water quality of remnant from chemical retting of coconut fibre through electrocoagulation and activated carbon treatment, *J. Clean. Prod.*, 210 (2019) 630-637.
- [50] C Jiménez, C Sáez, F Martínez, P Cañizares and MA Rodrigo, Electrochemical dosing of iron and aluminum in continuous processes: A key step to explain electro-coagulation processes, *Sep. Purif. Technol.*, 98 (2012) 102-108.
- [51] C Barrera-Díaz, LA Bernal-Martínez, R Natividad and JM Peralta-Hernández, Synergy of electrochemical/O<sub>3</sub> Process with Aluminum Electrodes in Industrial Wastewater Treatment, *Ind Eng Chem Res*, 51 (2012) 9335-9342.
- [52] S L G Santiago, S P Castrejón, A M Domínguez, A M Brito and I E V Mendoza, Current density as a master variable in designing reactors, *Procedia Chem.*, 12 (2014) 66-72.
- [53] NS Kumar and S Goel, Factors influencing arsenic and nitrate removal from drinking water in a continuous flow electrocoagulation (EC) process, *J. Hazard. Mater.*, 173 (2010) 528-533.
- [54] JM Babu and S Goel, Defluoridation of drinking water in batch and continuous-flow electrocoagulation systems, *Pollut. Res.*, 32(4) (2013) 727-736.
- [55] W Wan, TJ Pepping, T Banerji, S Chaudhari and De Giammar, Effects of water chemistry on arsenic removal from drinking water by electrocoagulation, *Water Res.*, 45 (2011) 384-392.
- [56] E Mohora, S Roncevic, J Agbaba, A Tubic, M Mitic, M Klašnja and B Dalmacija, Removal of arsenic from groundwater rich in natural organic matter (NOM) by continuous electrocoagulation/flocculation (ECF), *Sep. Purif. Technol.*, 136 (2014) 150-156.
- [57] MA Sandoval, R Fuentes, Nava JL and I Rodríguez, Fluoride removal from drinking water by electrocoagulation in a continuous filter press reactor coupled to a flocculator and clarifier, *Sep. Purif. Technol.*, 134 (2014) 163-170.
- [58] ST McBeath, M Mohseni and DP Wilkinson, Pilot-scale iron electrocoagulation treatment for natural organic matter removal, *Environ. Technol.*, 39(15) (2018) 1926-1936.
- [59] M Hernández-Ortega, T Ponziak, C Barrera-Díaz, MA Rodrigo, G Roa-Morales and B Bilyeu, Use of a combined electrocoagulation-ozone process as a pre-treatment for industrial wastewater, *Desalination*, 250 (2010) 144-149.
- [60] C. A. Richter, *Água: métodos e tecnologia de tratamento*. Editora Edgard Blucher Ltda, 2012.
- [61] S Barişçi and O Turkey, Domestic greywater treatment by electrocoagulation using hybrid electrode combinations, *J Water Process Eng*, 10 (2016) 56-66.

- [62] M Nasrullah, MNI Siddique and AW Zularisam, Effect of High Current Density in Electrocoagulation Process for Sewage Treatment, *Asian J. Chem.*, 26 (2014) 4281-4285.
- [63] G Mouedhen, M Feki, MP Wery and HF Ayedi, Behavior of aluminum electrodes in electrocoagulation process, *J. Hazard. Mater.*, 150 (2008) 124-135.
- [64] W Chou, Removal and adsorption characteristics of polyvinyl alcohol from aqueous solutions using electrocoagulation, *J. Hazard. Mater.*, 177 (2010) 842-850.
- [65] N Drouiche, S Aoudj, M Hecini, N Ghaffour, H Lounici and N Mameri, Study on the treatment of photovoltaic wastewater using electrocoagulation: Fluoride removal with aluminium electrodes-Characteristics of products, *J. Hazard. Mater.*, 169 (2009) 65-69.

### 3 ARTIGO 2 – TRATAMENTO DE ÁGUA POR ELETROCOAGULAÇÃO-FLOTAÇÃO: PARÂMETROS IDEAIS PARA MINIMIZAR CUSTOS OPERACIONAIS

*DRINKING WATER TREATMENT BY ELECTROCOAGULATION-FLOTATION: IDEAL PARAMETERS TO MINIMIZE OPERATING COSTS*

#### **Resumo**

O emprego da eletrocoagulação-flotação pode ser eficiente na remoção de diversos poluentes presentes na água e apresentar inúmeras vantagens operacionais para o tratamento de água. O que objetivou este estudo foi definir os valores ótimos para a corrente elétrica e o tempo de eletrólise de um reator de eletrocoagulação-flotação buscando minimizar os custos operacionais do tratamento de água de abastecimento pela técnica de eletrocoagulação-flotação. Os experimentos de eletrocoagulação-flotação foram conduzidos em escala de bancada, com eletrodos de alumínio em configuração monopolar em paralelo, distanciados em 1,0 cm, e com agitação de 280 rpm. A configuração ideal do reator de eletrocoagulação-flotação foi definida utilizando a metodologia de planejamento de experimentos. Um delineamento composto central rotacional foi utilizado para determinar os valores ideais da corrente elétrica e do tempo de eletrólise. Como variáveis resposta foram analisadas a remoção de cor, pH final, consumo de massa dos eletrodos, produção de lodo, consumo energético e alumínio residual. A variável corrente elétrica apresentou mais efeito no tratamento de água. O experimento 5, com corrente elétrica de 0,3A e tempo de eletrólise de 25 min, foi considerado a melhor condição de tratamento estudada. Esse experimento promoveu uma eficiência de remoção de cor de 82 %, com baixos valores de consumo de massa do eletrodo ( $0,05 \text{ kg m}^{-3}$ ), produção de lodo ( $0,19 \text{ kg m}^{-3}$ ), consumo de energia ( $0,45 \text{ kWh m}^{-3}$ ) e alumínio residual ( $7,48 \text{ mg L}^{-1}$ ). Portanto, a técnica de ECF foi eficiente para o tratamento de água de abastecimento, apresentando um bom custo-benefício.

**Palavras-chave:** planejamento de experimentos; corrente elétrica; tempo de eletrólise.

#### **Abstract**

The use of electrocoagulation-flotation can be efficient in the removal of several contaminants present in water and present numerous operational advantages for water treatment. The objective of this study was to determine the optimal values for the electric current and the electrolysis time of an electrocoagulation-flotation reactor to minimize the operational costs of the drinking water treatment using the electrocoagulation-flotation technique. The electrocoagulation-flotation experiments were conducted on a bench scale, with aluminum electrodes in parallel monopolar configuration, spaced at 1.0 cm, and with agitation of 280 rpm. The ideal configuration of the electrocoagulation-flotation reactor was defined using the experiment planning methodology. A central rotational composite design was used to determine the ideal values for electric current and electrolysis time. As response variables, color removal, final pH, electrode mass consumption, sludge production, energy consumption and residual aluminum were analyzed. The electric current variable had more effect on water treatment. Experiment 5, with an electrical current of 0.3A and electrolysis time of 25 min, was considered the best treatment condition. This experiment promoted a color removal efficiency of 82 %, with low values of electrode mass consumption ( $0.05 \text{ kg m}^{-3}$ ), sludge production ( $0.19 \text{ kg m}^{-3}$ ), energy consumption ( $0.45 \text{ kWh m}^{-3}$ ) and residual aluminum ( $7.48 \text{ mg L}^{-1}$ ). Therefore, the ECF technique was efficient for the treatment of supply water, presenting a good cost-benefit.

**Keywords:** design of experiments; electrical current; electrolysis time.

## 1 Introdução

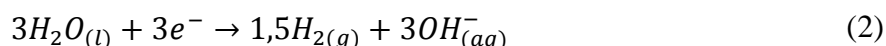
A água, por ser um recurso indispensável para a sobrevivência humana, deve estar entre os principais componentes de planejamento do desenvolvimento público. Assim, melhorar os serviços de saneamento básico é fundamental para o alcance de todos os objetivos de desenvolvimento (BUAMAH et al., 2016). O tratamento de água de abastecimento público atualmente empregado nas estações de tratamento de água é a coagulação química. Porém, há muitas carências no tratamento, devido à má qualidade das águas dos mananciais superficiais (SILVA et al., 2016) e aumento populacional, além de haver restrições de espaço físico para a instalação de estações de tratamento por esta tecnologia, por necessitarem de grandes áreas. Somado a isso, é imprescindível a modernização das estações de tratamento de água, com o emprego de novas tecnologias de tratamento mais eficientes e práticas.

As tecnologias eletroquímicas oferecem ferramentas ideais para solucionar esses inconvenientes, oriundos do crescimento populacional e atividades antrópicas que degradam a qualidade ambiental dos rios pertencentes às bacias hidrográficas que abastecem a população. O tratamento eletroquímico surgiu em Londres no ano de 1889, em uma estação de tratamento de esgoto, operada por dez anos. No mesmo ano surgiu uma Estação de Tratamento de Água de canal em Salford na Inglaterra. Até ao final do século XX foram pouco notadas, e em 1930, todas as estações foram abandonadas devido ao seu alto custo operacional (VIK et al., 1984). No entanto, nas últimas duas décadas, as tecnologias de tratamento eletroquímico começaram a ressurgir e apresentar maior importância, como uma opção ecológica que gera menos lodo e não requer aditivo químico (MOUSSA et al., 2016).

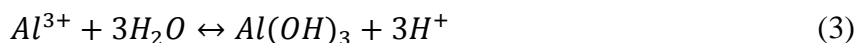
A eletrocoagulação-flotação (ECF) é uma tecnologia de tratamento de água que combina os benefícios da coagulação, flotação e eletroquímica (MOUSSA et al., 2016). No processo de eletrocoagulação, o coagulante é gerado *in situ* pela oxidação eletrolítica de um metal no ânodo de sacrifício (Equação 1), desencadeados pela corrente elétrica aplicada por meio dos eletrodos (HAKIZIMANA et al., 2017a; MENESES et al., 2012). Na Equação 1, pode-se observar o número de elétrons transferidos na dissolução anódica, quando são utilizados eletrodos de alumínio (HAKIZIMANA et al., 2017a).



Simultaneamente, no cátodo há a formação do gás hidrogênio e íons hidroxila, por meio da eletrólise da água (Equação 2) (MOTA et al., 2015; KABDAŞLI et al., 2012). No processo de eletrólise quatro mecanismos ocorrem simultaneamente: i) reações eletrolíticas na superfície do eletrodo; ii) formação do agente coagulante na fase aquosa; iii) adsorção de poluentes solúveis ou coloidais por estes agentes; iv) remoção de sedimentos por flotação (CERQUEIRA et al., 2014).



Os íons de alumínio tendem a reagir com os hidróxidos, formando espécies monoméricas de hidróxido de alumínio, como o hidróxido de alumínio (III). A formação dos precipitados de hidróxido de alumínio (III) possuem grandes áreas de superfície específica, o que propicia uma rápida adsorção de compostos orgânicos e voláteis, e captura de partículas coloidais (ELAZZOUZI et al., 2017). Os complexos gerados na dissolução do alumínio na solução dependem do pH do meio (HAKIZIMANA et al., 2017a). Assim, a formação do hidróxido de alumínio (III)  $[Al(OH)_3]$  ocorre em uma faixa de pH entre 5 e 9, sendo esta expressa na Equação 3 (EMAMJOMEH et al., 2011).



A dissolução do ânodo de sacrifício provoca a formação de produtos de hidrólise, eficazes na desestabilização de poluentes e na formação de partículas com baixa solubilidade que aprisionam os poluentes. Além disso, a redução eletroquímica da água no cátodo ocasiona a formação de bolhas de hidrogênio que promovem uma turbulência suave no sistema, e a ligação com os poluentes, por adsorção (ELAZZOUZI et al., 2017; BEHBAHANI et al., 2011; HAKIZIMANA et al., 2017a). Assim, com a redução da densidade da bolha-polvente à valores inferiores ao da água, ocorre a flotação para a superfície da água no reator (JIMÉNEZ et al., 2016), formando uma camada de espuma flutuante, contendo bolhas de gás e partículas flotadas, na forma de lodo (KUSHWAHA et al., 2010; MENESES et al. 2012). A flutuação por bolhas de hidrogênio é um componente importante dessa tecnologia, pelo fato de promover uma maior eficiência na remoção de poluentes (RINCÓN e MOTTA, 2014).

A dosagem de coagulante na solução eletrolítica é proporcional à corrente elétrica e ao tempo de eletrólise. De modo que, a quantidade de metal dissolvido pode ser obtida por meio

do aumento do tempo de eletrólise sob uma pequena densidade de corrente, ou aumento da densidade de corrente aplicada em um tempo de eletrólise reduzido (LIU et al., 2017).

A corrente elétrica é um dos parâmetros de controle mais importantes em processos eletroquímicos (HAKIZIMANA et al., 2017a). A ECF, em corrente contínua, deve se comportar conforme a Lei de Faraday, podendo estimar a concentração de coagulante aplicada na solução, durante o processo, proporcional à corrente elétrica estabelecida, conforme a Equação 4 (HAKIZIMANA et al., 2017a),

$$CC = \frac{i \cdot t \cdot M}{F \cdot Z} \quad (4)$$

sendo CC a concentração de coagulante teórica ( $\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ ),  $i$  a corrente elétrica (A),  $t$  o tempo de eletrólise (s),  $M$  a massa molecular do metal que constitui o eletrodo ( $\text{g} \cdot \text{mol}^{-1}$ ),  $Z$  o número de elétrons transferidos na dissolução anódica, a cada mol do metal,  $F$  a constante de Faraday ( $\text{C} \cdot \text{mol}^{-1}$ ) e  $V$  o volume de água tratada ( $\text{m}^{-3}$ ).

Estudos de Bejjany et al. (2017), Dolati et al. (2017), Hashim et al. (2017a), Hashim et al. (2017b), Kobya et al. (2016), Banerji e Chaudhari (2016), Attour et al. (2014), têm demonstrado que o emprego de processos eletroquímicos, como a ECF, podem ser eficientes na remoção de diversos poluentes presentes em água, e, ainda, apresentar inúmeras vantagens como equipamentos simples, fácil operação, baixo tempo de retenção, alta eficiência de remoção de poluentes, sem adição de produtos químicos e baixa produção de lodo (BAYAR et al., 2011; OZYONAR, 2016; KYZAS e MATIS, 2016).

Diante dessas vantagens, a ECF é uma alternativa apropriada e promissora para o tratamento de água de abastecimento público. Portanto, o objetivo deste estudo foi definir as condições operacionais da corrente elétrica e do tempo de eletrólise de um reator ECF para minimizar os custos operacionais do tratamento, além de analisar os efeitos dessas variáveis no tratamento de água por ECF.

## **2 Materiais e métodos**

### **2.1 Amostra de água**

A amostra de água utilizada nesse estudo foi proveniente dos mananciais do Rio Ibicuí-Mirim e do Rio Vacacaí-Mirim, que abastecem a população do município de Santa Maria-RS. A Tabela 1 apresenta as características da água bruta.

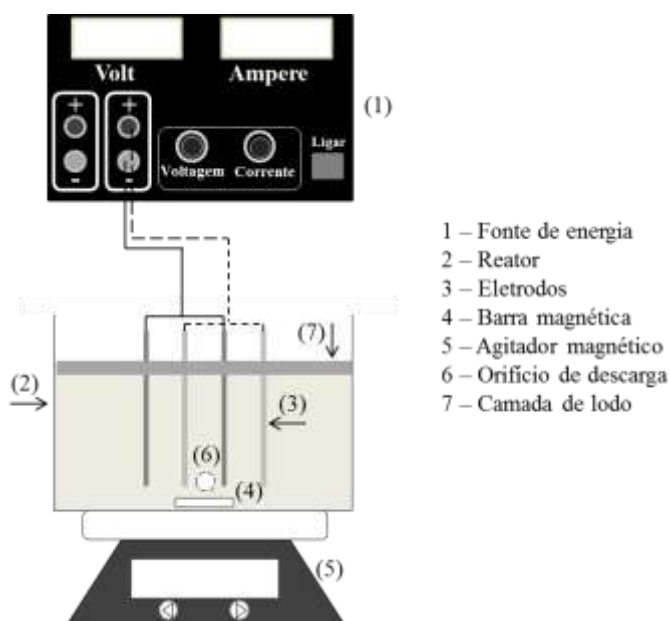
Tabela 1 – Características da água bruta

Parâmetro	Valor
Cor aparente (uC)	87,08
pH	6,80
Condutividade elétrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	70,00
Alumínio ( $\text{mg L}^{-1}$ )	0,29

## 2.2 Procedimentos de eletrocoagulação-flotação em modo batelada

Os experimentos de ECF foram conduzidos em escala de bancada, em um reator cúbico de acrílico de batelada, com volume de trabalho de 1,5 L. Na célula do reator foram utilizados eletrodos de alumínio (dimensão de 6,0 cm (altura) x 10,5 cm (largura) x 0,05 cm (espessura)), com área efetiva de  $63,0 \text{ cm}^2$ , alocados verticalmente, com distância entre os eletrodos de 1,0 cm. Os eletrodos foram arranjados em configuração monopolar em paralelo, conectados à uma fonte de alimentação de corrente contínua, com valor de tensão e corrente elétrica ajustáveis. Os experimentos foram conduzidos em temperatura ambiente ( $\pm 25^\circ\text{C}$ ) e com agitação de 280 rpm. A Figura 1 ilustra o reator ECF.

Figura 1 – Reator ECF em escala de bancada com conexão de eletrodos em monopolar paralelo



### 2.3 Medições analíticas

Após o tempo de eletrólise, a água ficou em repouso por 10 minutos, para a flotação total dos flocos produzidos. A coleta das amostras de água tratada pelo tratamento de ECF foi realizada por um orifício de descarga (Figura 1 (6)), presente na parte inferior do reator, na água clarificada.

As águas bruta e tratada foram analisadas quanto aos parâmetros cor aparente, pH, alumínio e condutividade elétrica, de acordo com as metodologias de APHA (2012). A cor aparente foi determinada pelo método espectrofotométrico (protocolo 2120 C) – colorímetro Quimis (Q406COR), o pH pelo método eletrométrico (protocolo 4500 –H\* B) por um pHmetro – Tecnoyon (AC 200) e a condutividade elétrica pelo método condutimétrico (protocolo 2510 B) por um condutivímetro MS – Tecnoyon (AC-200).

### 2.4 Qualidade da água tratada: remoção de cor e alumínio residual

A eficiência de remoção de cor foi determinada conforme a Equação 5 (MOHORA et al., 2012; ADAMOVIC et al., 2016),

$$\text{Eficiência de remoção (\%)} = \frac{V_{AB} - V_{AT}}{V_{AB}} \times 100 \quad (5)$$

sendo,  $V_{AB}$  = valor do parâmetro da água bruta e  $V_{AT}$  = valor do parâmetro da água tratada.

A determinação de alumínio residual na água tratada foi analisada pela técnica de espectroscopia de absorção atômica com forno de grafite, modelo ZEE nit 600, marca Analytikjena.

### 2.5 Consumo de massa dos eletrodos, produção de lodo e consumo de energia

A eficiência operacional do tratamento foi definida pelo consumo de massa dos eletrodos, produção de lodo e consumo de energia. O consumo de massa dos eletrodos foi determinado de forma experimental. Foi realizada a limpeza dos eletrodos com água destilada, secagem em estufa (105°C) e pesagem em balança analítica, antes e após cada experimento (CERQUEIRA et al., 2014; MENESES et al., 2012).



A produção de lodo foi determinada por meio da metodologia de determinação de sólidos totais, pelo método gravimétrico, protocolo 2540B (APHA, 2012).

O consumo energético foi determinado pela Equação 6 (PALAHOUANE, et al, 2015; CERQUEIRA et al., 2014; BOUHEZILA et al., 2011):

$$EnC = \frac{V \cdot i \cdot t}{v} \quad (6)$$

sendo  $EnC$  o consumo de energia ( $Wh/m^3$ ),  $V$  a tensão de operação (Volt),  $i$  a corrente elétrica (A),  $t$  o tempo de aplicação da corrente (h) e  $v$  o volume de água ( $m^3$ ).

## 2.6 Análise de custo-benefício

A análise do custo-benefício do tratamento de água pela técnica ECF, foi determinado a partir das variáveis respostas: consumo de massa do eletrodo, produção de lodo e consumo energético, caracterizadas como variáveis operacionais, e remoção de cor, caracterizada como variável qualitativa do tratamento de água. A análise foi realizada comparando os percentuais de remoção de cor com as variáveis respostas operacionais, individualmente. Os resultados estão disponíveis nas informações suplementares, Tabela 5.

## 2.7 Planejamento experimental

A configuração ideal do reator de ECF foi definida para o tratamento de água de abastecimento, utilizando a metodologia de planejamento de experimentos (RODRIGUES e IEMMA, 2014). Um Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR) foi realizado, onde os parâmetros da corrente elétrica e o tempo de eletrólise no tratamento de água foram avaliados, conforme Tabela 2. Os níveis e fatores estudados foram baseados em testes preliminares. Utilizou-se como variáveis respostas: remoção de cor, pH final, consumo de massa dos eletrodos, produção de lodo, consumo energético e alumínio residual.

O software Estatística 7.0 (Statsoft Inc., EUA) a 95% de confiança ( $p < 0,05$ ) foi aplicado para interpretação dos resultados.

### 3 Resultados e Discussão

A Tabela 2 apresenta os resultados do DCCR (2<sup>2</sup>) onde as variáveis respostas remoção de cor, pH final, alumínio residual, consumo de massa dos eletrodos, produção de lodo e consumo energético foram avaliadas em função das variáveis independentes corrente elétrica e tempo de eletrólise.

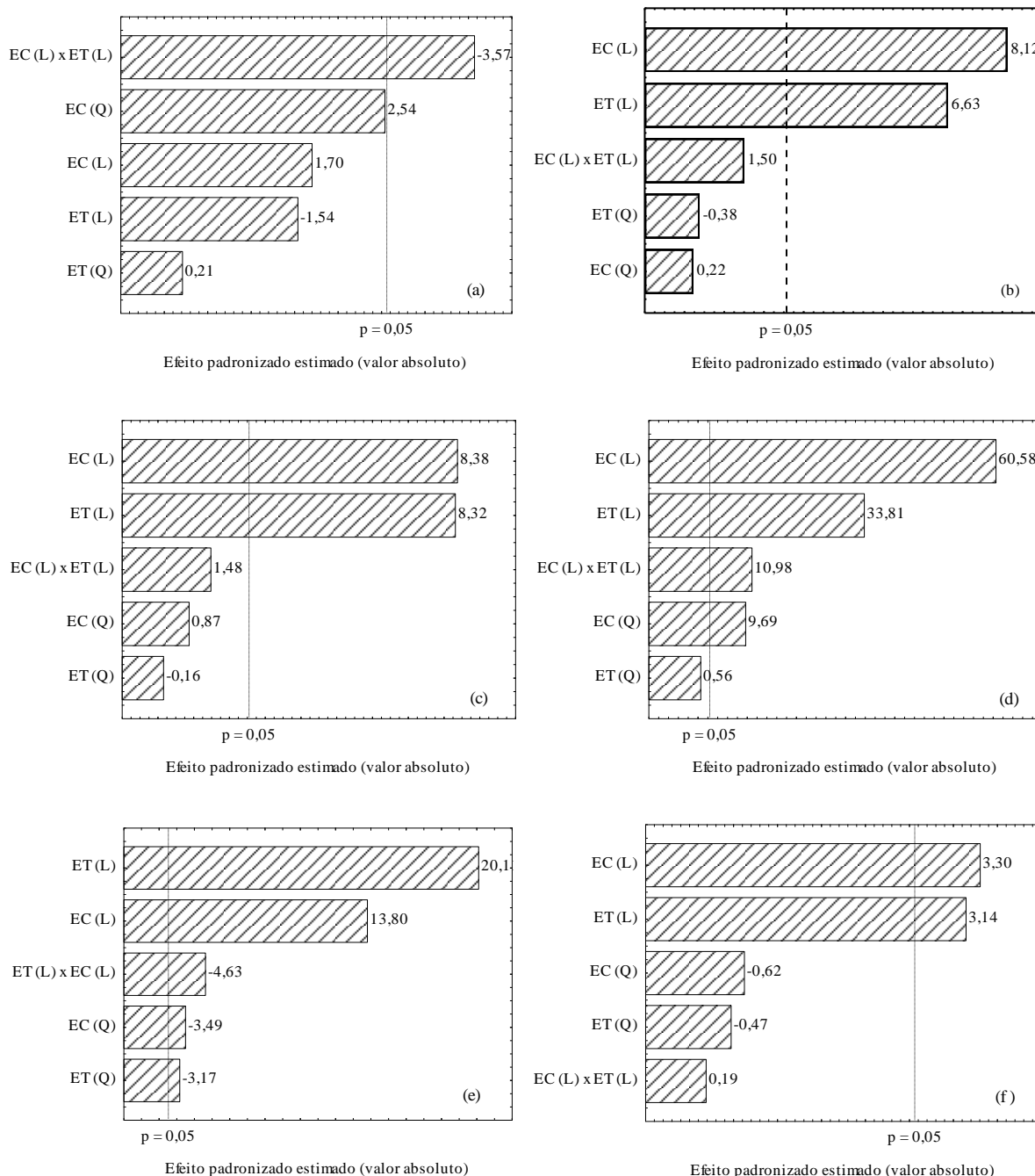
Tabela 2 – Condições experimentais, valores codificados e reais (entre parêntesis) com respectivos resultados das variáveis respostas. (Experimentos realizados a pH 7,00, 4 eletrodos de alumínio, agitação de 280 rpm, distância entre os eletrodos de 1,0 cm).

Exp.	EC (A)	ET(min)	R-Cor (%)	pH final	EMC (kg m <sup>-3</sup> )	SP (kg m <sup>-3</sup> )	EnC (kwh m <sup>-3</sup> )	RAI (mg L <sup>-1</sup> )
1	-1 (0,36)	-1 (17,91)	80,17	8,19	0,06	0,21	0,41	8,80
2	+1 (0,64)	-1 (17,91)	85,91	8,83	0,10	0,29	1,20	10,56
3	-1 (0,36)	+1 (32,09)	85,71	8,96	0,11	0,33	0,74	10,88
4	+1 (0,64)	+1 (32,09)	80,88	9,20	0,18	0,50	2,07	13,01
5	-1,41 (0,3)	0 (25,0)	82,03	8,51	0,05	0,19	0,45	7,48
6	+1,41 (0,7)	0 (25,0)	86,42	9,05	0,16	0,47	1,98	11,19
7	0 (0,5)	-1,41 (15,0)	83,79	8,35	0,06	0,20	0,60	7,99
8	0 (0,5)	+1,41 (35,0)	78,87	9,24	0,13	0,41	1,45	10,93
9	0 (0,5)	0 (25,0)	81,59	8,86	0,10	0,30	0,99	10,4
10	0 (0,5)	0 (25,0)	81,00	8,96	0,11	0,31	0,99	10,16
11	0 (0,5)	0 (25,0)	81,20	8,91	0,11	0,34	1,04	11,13

Legenda: EC (A) corrente elétrica; ET (min) tempo de eletrólise; R-Cor (%) remoção de cor; pH final; MC (kg m<sup>-3</sup>) consumo de massa dos eletrodos; SP (kg m<sup>-3</sup>) produção de lodo; EnC (kwh m<sup>-3</sup>) consumo de energia; RAL (mg L<sup>-1</sup>) alumínio residual.

A Figura 2(a) apresenta os efeitos estimados para a resposta remoção de cor. Pode-se observar que a interação entre a corrente elétrica linear e o tempo de eletrólise linear teve um efeito negativo. O consumo de massa dos eletrodos (Figura 2 (b)) e a produção de lodo (Figura 2 (c)) foram influenciados positivamente pela corrente elétrica e o tempo de eletrólise lineares, indicando que maiores valores de corrente e tempo, promovem maior consumo dos eletrodos e produção de lodo. Para o consumo de energia, as variáveis: corrente elétrica e tempo de eletrólise lineares e a corrente elétrica quadrática apresentaram efeito positivo (Figura 2(d)), o que indica que maiores valores de corrente e tempo também promovem um maior consumo de energia. Para o pH final, as variáveis: corrente elétrica e tempo de eletrólise lineares tiveram efeito positivo, ou seja, maiores valores de corrente e tempo promovem o aumento do pH. A corrente elétrica e o tempo de eletrólise lineares tiveram efeito positivo para o alumínio residual, indicando uma maior presença de alumínio na água tratada com maiores valores de corrente elétrica e tempo de eletrólise.

Figura 2 – Gráfico de Pareto para as respostas: (a) remoção de cor (%); (b) consumo de massa dos eletrodos ( $\text{kg m}^{-3}$ ); (c) produção de lodo ( $\text{kg m}^{-3}$ ); (d) consumo de energia ( $\text{kwh m}^{-3}$ ); (e) pH final; (f) alumínio residual ( $\text{mg L}^{-1}$ )



A análise de variância (Tabela 3) foi utilizada para avaliar a adequação dos modelos ajustados. Os modelos apresentaram valores de F calculado ( $F_{\text{cal}}$ ) maiores que os valores de F tabelado ( $F_{\text{tab}}$ ), o que indica que foram significativos estatisticamente, exceto para as variáveis resposta remoção de cor e alumínio residual, em que o  $F_{\text{cal}}$  foi menor que o  $F_{\text{tab}}$ . Além disso, os valores de  $R^2$  indicaram que os modelos apresentaram bom ajuste aos resultados

observados. Baseando-se na ANOVA foram determinados modelos de segunda ordem para as variáveis respostas (pH final, o consumo de massa dos eletrodos, a produção de lodo e o consumo energético) que foram significativas estatisticamente.

Tabela 3 – ANOVA para as variáveis respostas

	SQ	GL	QM	F <sub>cal</sub>	F <sub>tab</sub>	R <sup>2</sup>
<b>Remoção de cor (%)</b>						
Regressão	54,234	5	10,847			
Residual	10,949	5	2,190	5,0	5,05	
Total	65,183	10				0,83
<b>pH final</b>						
Regressão	1,125	5	0,225			
Residual	0,009	5	0,002	126,7	5,05	
Total	1,134	10				0,99
<b>Consumo de massa dos eletrodos (kg m<sup>-3</sup>)</b>						
Regressão	0,015	5	0,003			
Residual	0,001	5	0,000	22,5	5,05	
Total	0,016	10				0,95
<b>Produção de lodo (kg m<sup>-3</sup>)</b>						
Regressão	0,104	5	0,021			
Residual	0,004	5	0,001	28,49	5,05	
Total	0,108	10				0,97
<b>Consumo energético (kwh m<sup>-3</sup>)</b>						
Regressão	3,145	5	0,629			
Residual	0,003	5	0,001	1006,64	5,05	
Total	3,148	10				0,99
<b>Alumínio residual (mg L<sup>-1</sup>)</b>						
Regressão	20,379	5	4,076			
Residual	4,779	5	0,956	4,26	5,05	
Total	25,158	10				0,81

Os modelos de regressão que representam a dependência das variáveis de resposta em relação à corrente elétrica (codificada) e tempo de eletrólise (codificada) são dados pelas equações 6-9. Sendo, EC a corrente elétrica e ET o tempo de eletrólise.

$$\text{pH final} = 8,91 + 0,21 \text{ EC} - 0,06 \text{ EC}^2 + 0,30 \text{ ET} - 0,06 \text{ ET}^2 - 0,10 \text{ EC ET} \quad (6)$$

$$\text{Consumo de massa dos eletrodos (kg m}^{-3}\text{)} = 0,10 + 0,033 \text{ EC} + 0,002 \text{ EC}^2 + 0,027 \text{ ET} - 0,002 \text{ ET}^2 + 0,0075 \text{ EC ET} \quad (7)$$

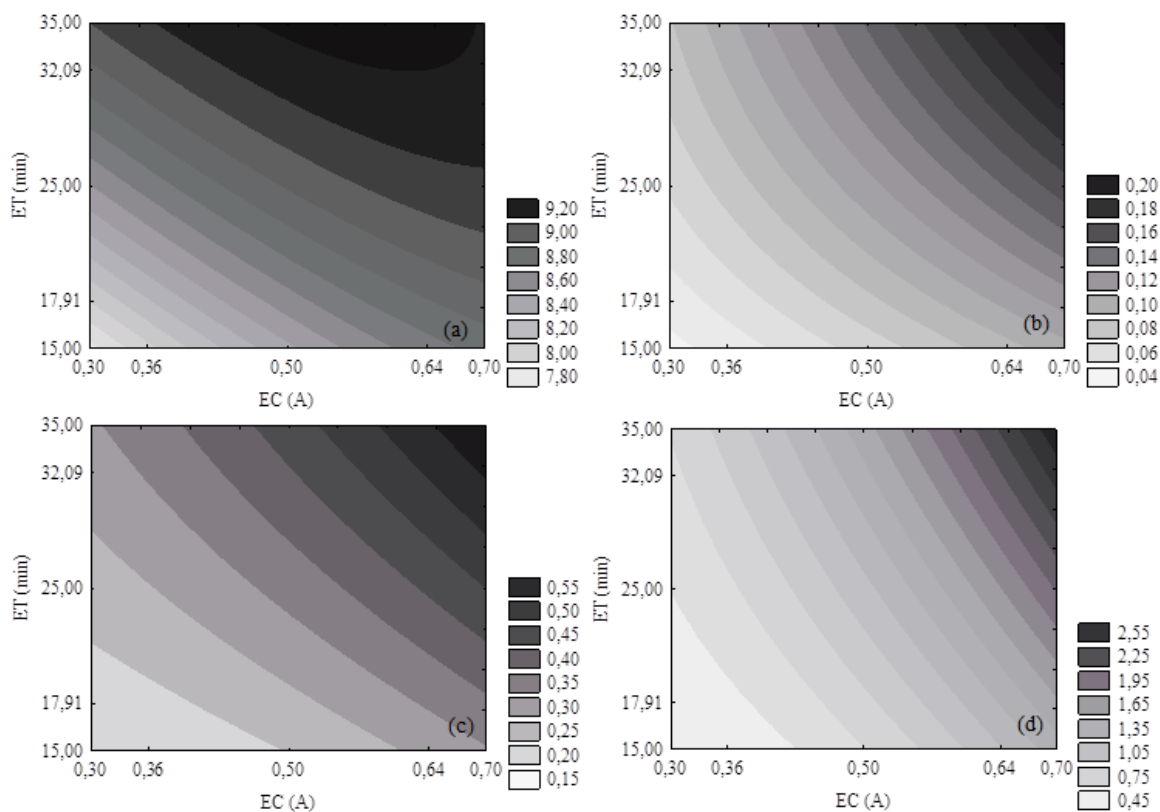
$$\text{Produção de lodo (kg m}^{-3}\text{)} = 0,32 + 0,08 \text{ EC} + 0,01 \text{ EC}^2 + 0,08 \text{ ET} - 0,002 \text{ ET}^2 + 0,022 \text{ EC ET} \quad (8)$$

$$\text{Consumo de energia (kwh m}^{-3}\text{)} = 1,00 + 0,54 \text{ EC} + 0,10 \text{ EC}^2 + 0,30 \text{ ET} + 0,005 \text{ ET}^2 + 0,14 \text{ EC ET} \quad (9)$$

As variáveis respostas remoção de cor e alumínio residual não possuem modelos de regressão devido a não apresentarem um bom ajuste ao modelo.

As Figuras 3(a-d) representam as curvas de contorno para o pH final, o consumo de massa dos eletrodos, produção de lodo e consumo energético em função da corrente elétrica e tempo de eletrólise, respectivamente. Baseando-se nos experimentos do planejamento, a condição ideal para o tratamento de água foi o experimento 5, com corrente elétrica de 0,3 A e tempo de eletrólise de 25 min. Esse experimento foi considerado ideal para o tratamento de água por apresentar uma boa eficiência de remoção de cor (82,03 %), o que caracteriza que o experimento foi eficiente para a remoção de impurezas da água; um pH final de 8,51, estando na faixa de 6,5 – 9,5, estabelecido pela PRC nº 5/2017 anexo XX; e baixo consumo de massa dos eletrodos, produção de lodo, consumo energético e alumínio residual (0,05 kg m<sup>-3</sup>, 0,193 kg m<sup>-3</sup>, 0,45 kwh m<sup>-3</sup>, 7,48 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente).

Figura 3 – Curvas de contorno para: (a) pH final, (b) consumo de massa dos eletrodos (kg m<sup>-3</sup>), (c) produção de lodo (kg m<sup>-3</sup>) e (d) consumo energético (kwh m<sup>-3</sup>), em função das variáveis independentes.



### 3.2 Efeito da corrente elétrica e tempo de eletrólise

A quantidade de alumínio dissolvido na solução eletrolítica é proporcional à corrente elétrica aplicada e ao tempo de eletrólise. De modo que, a obtenção de certa quantidade do metal dissolvido pode ser obtida por meio do incremento de tempo sob uma pequena corrente, ou aumento da corrente aplicada em um tempo reduzido (LIU et al., 2017). Dessa forma, a remoção de poluentes da água depende da quantidade de geração do agente coagulante, o hidróxido de alumínio, que está relacionada com o tempo de eletrólise e a densidade de corrente (CERQUEIRA et al., 2014). No experimento 6, com corrente elétrica de 0,7 A e tempo de eletrólise de 25 min, obteve-se a maior remoção de cor (86,4%). Com isso, pode-se afirmar que os maiores valores de corrente elétrica e tempo de eletrólise forneceram maior eficiência no tratamento de água (PALAHOUANE et al., 2015), e que neste estudo, todos os experimentos apresentaram uma boa eficiência de remoção de cor, sendo que as eficiências de remoção de cor variaram de 78,9% a 86,42%.

O custo operacional do tratamento eletroquímico é muito importante e deve ser avaliado (MOUSSA et al., 2016), incluindo o custo dos eletrodos, custo do consumo energético e tratamento/disposição do lodo produzido durante o tratamento. Os custos de energia e dos eletrodos são considerados como os custos principais do tratamento (PALAHOUANE et al., 2015). Os lodos gerados em ETAs são considerados resíduos sólidos, mesmo que contenham mais de 95 % de água por volume, e por razões técnicas e ambientais, esses resíduos devem ser adequadamente tratados antes de serem descartados no meio ambiente (MARGUTI et al., 2018). Portanto, uma grande produção de lodo acarretaria em um elevado gasto econômico para o seu tratamento e disposição.

Quanto às variáveis do custo operacional, os experimentos 4, 6 e 8 ocasionaram os maiores valores do consumo de massa do eletrodo (0,18, 0,16 e 0,13 kg m<sup>-3</sup>), produção de lodo (0,50, 0,47 e 0,41 kg m<sup>-3</sup>) e consumo energético (2,07, 1,98 e 1,45 kWh m<sup>-3</sup>), respectivamente, sendo um fator negativo ao tratamento, devido ao alto custo financeiro. Esses valores elevados são ocasionados devido a esses experimentos possuírem valores elevados de corrente elétrica e tempo de eletrólise. Portanto, o tratamento de água ideal, quanto ao custo operacional, deve apresentar o consumo de massa dos eletrodos, a produção de lodo e o consumo energético com baixos valores. Os menores valores das variáveis consumo de massa do eletrodo, produção de lodo e consumo energético são encontrados nos experimentos 1 (0,06 kg m<sup>-3</sup>, 0,21 kg m<sup>-3</sup>, 0,41 kWh m<sup>-3</sup>, respectivamente), 5 (0,05 kg m<sup>-3</sup>, 0,19 kg m<sup>-3</sup>, 0,45 kWh m<sup>-3</sup>, respectivamente) e 7 (0,06 kg m<sup>-3</sup>, 0,20 kg m<sup>-3</sup>, 0,60 kWh m<sup>-3</sup>,

respectivamente), experimentos com os menores valores de corrente elétrica e tempo de eletrólise.

Os íons de alumínio produzidos *in situ*, pela corrente elétrica aplicada, atuam como coagulantes, devendo ser dosados em uma concentração adequada, de forma que sejam totalmente utilizados para a coagulação das impurezas presentes. Entretanto, no tratamento por ECF pode haver a presença de íons de alumínio na água tratada, por não terem sido aproveitados na coagulação, se tornando alumínio residual. A presença de alumínio residual, foi menor no experimento 5, com uma concentração de 7,48 mg L<sup>-1</sup>, sendo o experimento com o menor valor de corrente elétrica. Enquanto os experimentos 4 e 6, apresentaram valores de 13,01 mg L<sup>-1</sup> e 11,19 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente, esses continham os maiores valores de corrente elétrica, 0,64 A e 0,7 A, respectivamente. Destaca-se que a concentração de alumínio residual pode ser influenciada pela corrente elétrica aplicada (HAKIZIMANA et al., 2017b). A exposição humana à íons de alumínio tem sido associada a inúmeros efeitos adversos ao ser humano, tendo como exemplo as lesões cerebrais (FREITAS et al., 2016; CHEN et al., 2016). Nos últimos anos, surgiram hipóteses de que a ingestão de alumínio residual a partir do consumo de água potável fosse uma das causas da doença de Alzheimer (BAIRD, 2011), o que torna de suma importância a sua avaliação no final do tratamento de potabilidade da água. A PRC nº 5/2017, anexo XX, estabelece para potabilidade de água de abastecimento a concentração máxima de 0,2 mg L<sup>-1</sup> de alumínio na água tratada. Todos os experimentos realizados não obedeceram a legislação de potabilidade de água, sendo que o experimento 5, que apresentou o menor valor de alumínio residual, apresentou uma concentração de 7,48 mg L<sup>-1</sup>, muito superior ao valor estabelecido pela legislação.

Contudo, a corrente elétrica apresentou o maior efeito nas variáveis respostas analisadas, com exceção do pH final, o que também pôde ser analisado no gráfico de Pareto (Figura 2). Assim, ao determinar as condições ideais do tratamento de água pela técnica ECF a corrente elétrica é o fator mais determinante quando comparado ao tempo de eletrólise, para essas variáveis respostas analisadas.

### 3.3 Análise de custo-benefício

A remoção de cor pode ser caracterizada como uma variável que indica a eficiência do tratamento de água por ECF. A água tratada com uma boa qualidade apresenta baixos valores de cor, indicando um elevado percentual de remoção de impurezas. A remoção de cor foi semelhante nos experimentos realizados, tendo remoção mínima de 78,87 % e máxima de

86,42 %. Os resultados representam remoções satisfatórias das impurezas presentes na água e uma boa eficiência do tratamento em todos os tratamentos.

Para avaliar o custo-benefício do tratamento de água pela técnica ECF, foram analisadas as variáveis respostas operacionais e de qualidade da água. A análise de variância (Tabela 4) foi utilizada para avaliar a adequação dos modelos ajustados. Os modelos apresentaram valores de  $F_{cal}$  maiores que os valores de  $F_{tab}$ , o que indica que foram significativos estatisticamente ( $p < 0,05$ ).

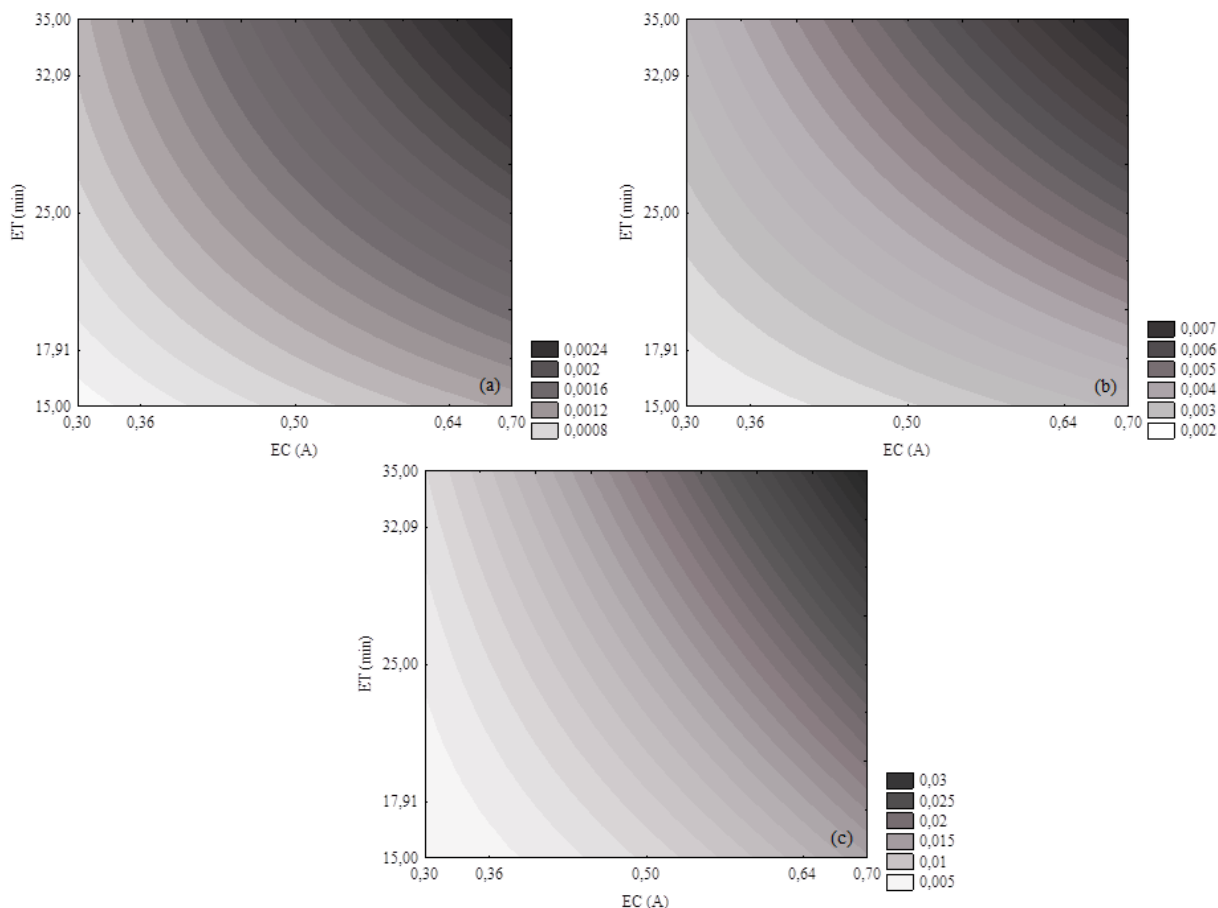
Tabela 4 – ANOVA para as variáveis respostas da análise de custo-benefício, remoção de cor *versus* consumo de massa dos eletrodos ( $\text{kg m}^{-3}/\%$ ); remoção de cor *versus* produção de lodo ( $\text{kg m}^{-3}/\%$ ); remoção de cor *versus* consumo de energia ( $\text{kwh m}^{-3}/\%$ )

	SQ	GL	QM	$F_{cal}$	$F_{tab}$	$R^2$
<b>Consumo de massa dos eletrodos (<math>\text{kg m}^{-3}/\%</math>)</b>						
Regressão	0,0000023	5	0,00			
Resíduo	0,000000	5	0,00	27,42	5,05	
Total	0,0000023	10				0,96
<b>Produção de lodo (<math>\text{kg m}^{-3}/\%</math>)</b>						
Regressão	0,000016	5	0,00			
Resíduo	0,000000	5	0,00	37,29	5,05	
Total	0,000016	10				0,97
<b>Consumo energético (<math>\text{kwh m}^{-3}/\%</math>)</b>						
Regressão	0,00045	5	0,00			
Resíduo	0,000001	5	0,00	839,23	5,05	
Total	0,00046	10				0,99

Uma vez que o modelo é estatisticamente adequado, ele foi usado para gerar superfícies de resposta (Figuras 4(a-c)), que representam o consumo de massa do eletrodo, produção de lodo e consumo energético em função da remoção de cor, baseando-se nas variáveis independentes tempo de eletrólise e corrente elétrica. Considerando as curvas de contorno, o experimento 5 é a condição ideal para o tratamento de água, para um bom custo-benefício. Em análise do custo-benefício, nas curvas de contorno (Figura 4), a região do gráfico com valores de corrente elétrica menores, em torno de 0,30 – 0,36 A e tempo de eletrólise em torno de 25 minutos apresentam um uso mais eficiente do coagulante para a remoção das impurezas, com baixos valores de consumo de massa dos eletrodos, produção de lodo e consumo energético. O tratamento de água foi eficiente em termos de qualidade da água (remoção de cor) e operacionalmente, demonstrando um baixo custo benefício ( $0,0006 \text{ kg m}^{-3}/\%$ ;  $0,0023 \text{ kg m}^{-3}/\%$ ;  $0,0055 \text{ kwh m}^{-3}/\%$ ).



Figura 4 – Curva de contorno para: (a) remoção de cor *versus* consumo de massa dos eletrodos ( $\text{kg m}^{-3}/\%$ ); (b) remoção de cor *versus* produção de lodo ( $\text{kg m}^{-3}/\%$ ); (c) remoção de cor *versus* consumo de energia ( $\text{kwh m}^{-3}/\%$ )



#### 4 Conclusão

Neste trabalho foi avaliada a influência da corrente elétrica e tempo de eletrólise no tratamento da água por ECF, além das condições operacionais para minimizar os custos do processo. Dentre as variáveis avaliadas, a corrente elétrica teve mais influência no tratamento de água por ECF quando comparada ao tempo de eletrólise, tendo maior efeito para o consumo de massa dos eletrodos, produção de lodo, consumo de energia e alumínio residual. Quando comparada a eficiência do tratamento para a qualidade da água com os parâmetros operacionais, houve um baixo custo-benefício da técnica ECF. O experimento 5, considerado a condição ótima de tratamento, com corrente elétrica de 0,3 A e tempo de eletrólise de 25 min, promoveu uma eficiência de remoção de cor de 82,03%, pH final de 8,51, consumo de massa do eletrodo de  $0,05 \text{ kg m}^{-3}$ , produção de lodo de  $0,19 \text{ kg m}^{-3}$ , consumo de energia de  $0,45 \text{ kwh m}^{-3}$  e alumínio residual de  $7,48 \text{ mg L}^{-1}$ . Esse experimento foi eficiente para a

obtenção de uma boa qualidade de água tratada, com altos valores de eficiências de remoção de cor, e baixos valores de consumo de massa dos eletrodos, produção de lodo e consumo de energia. Isso se deve, a esse experimento possuir um menor valor de corrente elétrica, pois baixos valores de corrente elétrica promovem baixo consumo de eletrodos, produção de lodo, consumo de energia e alumínio residual.

Contudo, a técnica de ECF foi eficiente para o tratamento de água de abastecimento, mostrando resultados satisfatórios para a qualidade da água tratada, quanto à alta eficiência de remoção de cor, e baixos custos operacionais, apresentando um baixo custo-benefício. Além disso, poderá trazer maior qualidade de vida às pessoas, sendo economicamente viável.

### **Agradecimentos:**

Agradecemos a Companhia Riograndense de Saneamento (Corsan) pelo apoio financeiro e a Universidade Federal de Santa Maria pela infraestrutura disponibilizada.

### **Referências**

ADAMOVIC, S. et al. Feasibility of electrocoagulation/flotation treatment of waste offset printing developer based on the response surface analysis. **Arabian Journal of Chemistry**, v. 9, p. 152-162, 2016.

AMANI-GHADIM, A. R.; ABER, S.; OLAD, A.; ASHASSI-SORKHABI, H. Optimization of electrocoagulation process for removal of an azo dye using response surface methodology and investigation on the occurrence of destructive side reactions. **Chemical Engineering and Processing: Process Intensification**, v. 64, p. 68-78, 2013.

APHA – American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater: Method 2540 D**. 22<sup>nd</sup>.ed. Washington: APHA-AWWA-WEF, 2012.

ATTOUR, A. et al. Influence of operating parameters on phosphate removal from water by electrocoagulation using aluminum electrodes. **Separation and Purification Technology**, v. 123, p. 124-129, 2014.

BAIRD, C. tradução Marco Tadeu Grassi et al. Química Ambiental, Editora ARTMED, 4<sup>a</sup> ed. Porto Alegre, 2011.

BANERJI, T.; CHAUDHARI, S. Arsenic removal from drinking water by electrocoagulation using iron electrodes – an understanding of the process parameters. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 4, p. 3990-4000, 2016.

BAYAR, S.; YILDIZ, Y. S.; YILMAZ, A. E.; IRDEMEZ, S. The effect of stirring speed and current density on removal efficiency of poultry slaughterhouse wastewater by electrocoagulation method, **Desalination**, v. 280, p. 103-107, 2011.

BEHBAHANI, M.; MOGHADDAM, M. R. A.; ARAMI, M. Thecno-economical evaluation of fluoride removal by electrocoagulation process: optimization through response surface methodology. **Desalination**, v. 271, n. 1, p. 209-218, 2011.

BEJJANY, B. et al. Treatment of the surface water by Electrocoagulation-Electroflotation process in internal loop airlift reactor: Conductivity effect on turbidity removal and energy consumption. **Journal of Materials and Environmental Sciences**, v. 8, p. 2757-2768, 2017.

BOUHEZILA, F.; HARITI, M.; LOUNICI, H.; MAMERI, N. Treatment of the OUED SMAR town landfill leachate by an electrochemical reactor. **Desalination**, v. 280, p.347-353, 2011.

BUAMAH, R.; ODURO, C. A.; SADIK, M. H. Fluoride removal from drinking water using regenerated aluminum oxide coated media. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 4, p. 250-258, 2016.

CERQUEIRA, A. A.; SOUZA, P. S. A.; MARQUES, M. R. C. Effects of direct and Alternating current on the treatment of oily water in an electroflocculation process. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 31, n. 3, p. 693-701, 2014.

CHEN, C.; CHANG, K.; PAN, T. Monascus purpureus NTU 568 fermented product improves memory and learning ability in rats with aluminium-induced Alzheimer's disease. **Journal of Functional Foods**, vol. 21, p. 167-177, 2016.

DOLATI, M.; AGHAPOUR, A.A.; KHORSANDI, H.; KARIMZADE, S. Boron removal from aqueous solutions by electrocoagulation at low concentrations. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 5, p. 5150-5156, 2017.

ELAZZOUI, M.; HABOUBI, KH.; ELYOUBI, M. S. Electrocoagulation-flocculation as a low-cost process for pollutants removal from urban wastewater. **Chemical Engineering Research and Design**, v. 117, p. 614-626, 2017.

EMANJOMEH, M.M.; SIVAKUMAR, M.; VARYANI, A. S. Analysis and the understanding of fluoride removal mechanisms by an electrocoagulation/flotation (ECF) process. **Desalination**, v. 275, p. 102-106, 2011.

FREITAS, J. H. E. S. et al. Evaluation of using aluminum sulfate and water-soluble Moringa oleifera seed lectin to reduce turbidity and toxicity of polluted stream water. **Chemosphere**, v. 163, 133-141, 2016.

GARCIA-GARCIA, A. et al. Industrial wastewater treatment by electrocoagulation-electrooxidation process powered by solar cells. **Fuel**, v. 149, p. 46-54, 2015.

HARIF, T.; KHAI, M.; ADIN, A. Electrocoagulation versus chemical coagulation: Coagulation/flocculation mechanisms and resulting floc characteristics. **Water Research**, v. 46, p. 3177-3188, 2012.

HAKIZIMANA, J. N. et al. Electrocoagulation process in water treatment: A review of electrocoagulation modeling approaches. **Desalination**, v. 404, p. 1-21, 2017a.

HAKIZIMANA, J. N.; NAJID, N.; GOURICH, B.; VIAL, C.; STIRIBA, Y.; NAJA, J. Hybrid electrocoagulation/electroflotation/electrodisinfection process as a pretreatment for seawater desalination. **Chemical Engineering Science**, v. 170, 530-541, 2017b.

HASHIM, K. S. et al. Iron removal, energy consumption and operating cost of electrocoagulation of drinking water using a new flow column reactor. **Journal of Environmental Management**, v. 189, p. 98-108, 2017a.

HASHIM, K. S. et al. Defluoridation of drinking water using a new flow column electrocoagulation reactor (FCER) – Experimental, statistical, and economic approach. **Journal of Environmental Management**, v. 197, p. 80-88, 2017b.

JIMÉNEZ, C. et al. Optimization of a combined electrocoagulation – electroflotation reactor. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, p. 9700-9711, 2016.

KABDAŞLI, I. et al. Electrocoagulation applications for industrial wastewaters: a critical review. **Environmental Technology Reviews**, v. 1, n. 1, p. 2-45, 2012.

KOBYA, M.; DEMIRBAS, E.; ULU, F. Evaluation of operating parameters with respect to charge loading on the removal efficiency of arsenic from potable water by electrocoagulation. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 4, p. 1484-1494, 2016.

KUSHWAHA, J. P.; SRIVASTAVA, V. C.; MALL, I. D. Organics removal from dairy wastewater by electrochemical treatment and residue disposal. **Separation and Purification Technology**, v. 76, p. 198-205, 2010.

KYZAS, G. Z.; MATIS, K. A. Electroflotation process: A review. **Journal of Molecular Liquids**, v. 220, p. 657-664, 2016.

LIU, S. et al. Simultaneous removal of Ni(II) and fluoride from a real flue gas desulfurization wastewater by electrocoagulation using Fe/C/Al electrode. **Journal of Water Reuse and Desalination**, p. 288-297, 2017.

MARGUTI, A. L.; FERREIRA FILHO, S. S.; PIVELI, R. P. Full-scale effects of addition of sludge from water treatment stations into processes of sewage treatment by conventional activated sludge. **Journal of Environmental Management**, v. 215, p. 283-293, 2018.

MENESES, J. M. et al. Tratamento do efluente do biodiesel utilizando a eletrocoagulação/flotação: investigação dos parâmetros operacionais. **Química Nova**, São Paulo, v. 35, n. 2, p. 235-240, 2012.

MOHORA, E. et al. Removal of natural organic matter and arsenic from water by electrocoagulation/flotation continuous flow reactor, *Journal of Hazardous Materials*, (2012) 257- 264.

MOTA, I. O. Et al. Study of electroflotation method for treatment of wastewater from washing soil contaminated by heavy metals. **Journal of Materials Research and Technology**, v. 4, n.2, p. 103-113, 2015.

MOUSSA, D. T. et al. A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: Potentials and challenges. **Journal of Environmental Management**, p. 1-18, 2016.

OZYONAR, F. Treatment of Train Industry Oily Wastewater by Electrocoagulation with Hybrid Electrode Pairs and Different Electrode Connection Modes. **International Journal of Electrochemical Science**, v. 11, p. 1456-1471, 2016.

PALAHOUANE, B. et al. Cost-effective electrocoagulation process for the remediation of fluoride from pretreated photovoltaic wastewater. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, v. 22, p. 127-131, 2015.

RINCÓN, G. J.; MOTTA, E. J. L. Simultaneous removal of oil and grease, and heavy metals from artificial bilge water using electro-coagulation/flotation. **Journal of Environmental Management**, v. 144, p. 42-50, 2014.

RODRIGUES, M. I.; IEMMA, A. F. Experimental Design and Process Optimization, CRC Press, 2014.

SILVA, L. J.; LOPES, L. G.; AMARAL, L. A. Qualidade da Água de Abastecimento público do município de Jaboticabal, **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n. 3, p. 615-622, 2016.

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

### Informação suplementar:

Tabela 5 – Custo benefício do tratamento de água por ECF

Experimento	EC/CR (kg m <sup>-3</sup> /%)	SP/CR (kg m <sup>-3</sup> /%)	EC/CR (kwh m <sup>-3</sup> /%)
1	0,0007	0,0026	0,0051
2	0,0012	0,0034	0,0140
3	0,0013	0,0039	0,0086
4	0,0022	0,0062	0,0256
5	0,0006	0,0023	0,0055
6	0,0019	0,0054	0,0229
7	0,0007	0,0024	0,0072
8	0,0016	0,0052	0,0184
9	0,0012	0,0037	0,0121
10	0,0014	0,0038	0,0122
11	0,0014	0,0042	0,0128



#### 4 ARTIGO 3 – ESTUDO DE EFEITOS DE PARÂMETROS DE PROJETO DE UM REATOR DE ELETROCOAGULAÇÃO-FLOTAÇÃO SERPENTINO PARA O TRATAMENTO DE ÁGUA DE ABASTECIMENTO PÚBLICO

EFFECTS STUDY OF DESIGN PARAMETERS OF A BAFFLED ELECTROCOAGULATION-FLOTATION REACTOR FOR DRINKING WATER TREATMENT

##### Resumo

As técnicas eletroquímicas podem trazer uma nova perspectiva em relação ao tratamento de água de abastecimento às comunidades remotas. A eletrocoagulação-flotação é uma tecnologia inovadora que apresenta uma boa eficiência no tratamento de água. Assim, o objetivo desse estudo foi avaliar os efeitos da densidade de corrente, altura dos módulos e vazão no tratamento de água por um reator de eletrocoagulação-flotação serpentino. O reator, de fluxo contínuo foi constituído de módulos, equipados com eletrodos de alumínio. Um delineamento composto central ( $2^3$ ) foi realizado para avaliar as variáveis respostas remoção de cor aparente, remoção de turbidez, remoção de coliformes totais, pH final, alumínio residual e consumo de energia. A densidade de corrente apresentou efeito significativo em todas as variáveis respostas, com maior efeito na remoção de cor, pH final, alumínio residual e consumo de energia. O uso de baixas densidades de corrente é imprescindível para obtenção de melhores resultados no tratamento de água, visto que o menor consumo de energia e as maiores remoções de constituintes foram provocados pelo uso de baixas densidades. A altura dos módulos apresentou efeito significativo na remoção de cor aparente, turbidez e coliformes totais, com maior efeito na remoção de turbidez e coliformes totais. Módulos com menores alturas foram mais efetivos na remoção de constituintes da água. A vazão apresentou efeito significativo para a variável remoção de cor aparente e coliformes totais. No entanto, seu efeito foi pequeno. Portanto, a densidade de corrente foi a variável de maior influência no tratamento, e o uso de baixas densidades é imprescindível para obtenção de melhores resultados no tratamento de água.

**Palavras-chave:** tratamento eletroquímico, eletrodos de alumínio, estudo de efeitos.

##### Abstract

Electrochemical techniques can bring a new perspective in relation to the drinking water treatment of to remote communities. Electrocoagulation-flotation is an innovative technology that presents good efficiency in drinking water treatment. Thus, the objective of this study was to evaluate the effects of current density, height of modules and flow in the drinking water treatment by a baffled electrocoagulation-flotation reactor. The reactor, continuous flow, consists of modules, equipped with aluminum electrodes. The effects study followed an experimental design of the central composite type  $2^3$ . The response variables analyzed were: removal of apparent color, removal of turbidity, removal of total coliforms, final pH, residual aluminum and energy consumption. Current density had a significant effect on all response variables, with a greater effect on apparent color removal, final pH, residual aluminum and energy consumption. The use of low current densities is essential to obtain better results in the water treatment, since the lower energy consumption and the greater removal of constituents were caused by the use of low densities. The height of the modules had a significant effect on the removal of apparent color, turbidity and total coliforms, with a greater effect on the removal of turbidity and total coliforms. Modules with lower heights were more effective in removing constituents from the drinking water. The flow had a significant effect on the

variable apparent color removal and total coliforms. However, its effect was negligible. Therefore, the current density was the variable of greatest influence in the treatment, and the use of low densities is essential to obtain better results in the water treatment.

**Keywords:** electrochemical treatment, aluminum electrodes, effects study.

## 1 Introdução

No Brasil, há muitas deficiências nos serviços de saneamento básico. Somente 53,2 % da população brasileira possui acesso a serviços de coleta de esgoto; e o cenário se agrava quando se refere ao índice de tratamento de esgoto, somente 46,3 % do esgoto gerado recebe tratamento (BRASIL, 2019). Esses dados justificam a elevada presença de poluição hídrica dos mananciais superficiais de abastecimento público. A péssima qualidade da água bruta tem dificultado o seu tratamento e prejudicado a qualidade da água tratada que abastece a população brasileira. A situação ainda piora em regiões não providas de rede pública de abastecimento de água, como as regiões remotas e de difícil acesso, que não possuem tratamento de água são distantes de centrais de tratamento. Tornando necessário o desenvolvimento de tecnologias de tratamento de água descentralizadas.

As técnicas eletroquímicas podem trazer uma nova perspectiva em relação ao tratamento de água de abastecimento às comunidades remotas. A eletrocoagulação-flotação (ECF) é uma tecnologia inovadora, portátil, compacta e de fácil operação, que apresenta uma boa eficiência no tratamento de água. Esta técnica é baseada na produção de agentes coagulantes *in situ*, para a agregação de poluentes em flocos, e na geração de microbolhas de gases, para promoção da flutuação dos agregados formados (EMAMJOMEH et al., 2011). Os agentes coagulantes, na forma de hidróxidos metálicos, são formados a partir da dissolução de um eletrodo metálico em água, compostos por ânodos de sacrifício (MCBEATH et al., 2020). Os agentes coagulantes irão desestabilizar os colóides, diminuindo as forças repulsivas e melhorando a aglomeração dos flocos, para a separação sólido-líquido (MOUSSA et al., 2016). Simultaneamente, no cátodo há a formação do gás hidrogênio e íons hidroxila, por meio da eletrólise da água (MOTA et al., 2015). Os materiais dos eletrodos mais utilizados são o ferro e alumínio, devido a sua disponibilidade, baixo custo e eficácia (AQUINO NETO et al., 2011).

A ECF é uma técnica aplicável no tratamento de água e possibilita uma ampla eficiência na remoção de diversos poluentes. Estudos demonstram que a técnica pode ser eficiente na remoção de algas (WILEY e TRENT, 2016), arsênio (KOBYA et al., 2016), boro (DOLATI et al., 2017), cálcio (MALAKOOTIAN et al., 2010), cor (JIANG et al., 2002), cromo (GOLDER et al., 2007), ferro (HASHIM et al., 2017a), fluoreto (HASHIM et al.,



2017b), matéria orgânica (MCBEATH et al., 2020), nitrogênio (GAMAGE et al., 2012), sílica (SANTIAGO et al., 2014), turbidez (DAVARPANA e SHARGHI, 2019) e absorvância de UV a 254 nm – UV254 (MCBEATH et al., 2018). De modo geral, as técnicas eletroquímicas são pouco utilizadas, possivelmente devido aos custos deste tratamento, como o consumo de energia elétrica, que pode ser caro. No entanto, fontes alternativas de energia, como a energia solar, podem ser utilizadas para diminuir o custo financeiro.

Os tratamentos de água por eletrocoagulação normalmente utilizam a agitação mecânica nos reatores, conforme a literatura (MALAKOOTIAN, MANSOORIAN e MOOSAZADEH, 2010; GAO et al., 2010; KOBYA et al., 2011; WAN et al., 2011; KOBYA et al., 2013; GHANIM, 2014; ALIMOHAMMADI et al., 2017; LÓPEZ-GUZMÁN et al., 2019). Neste estudo foi desenvolvido um reator ECF com agitação hidráulica em fluxo serpentino. O fluxo serpentino promove a agitação da água a ser tratada, que contribui para manter a uniformidade da célula eletrolítica e a movimentação dos íons gerados, transferindo o coagulante na solução (KHANDEGAR e SAROHA, 2013; BAYAR et al., 2011).

Para alcançar uma eficiência adequada no tratamento de água, variáveis operacionais como a densidade de corrente elétrica, a altura dos módulos e a vazão, foram estudadas, uma vez que possuem influência no tratamento de água com o reator ECF serpentino, e podem interferir no desempenho do tratamento. A densidade de corrente elétrica influencia na geração de agentes coagulantes e microbolhas em pequenas áreas ativas de eletrodos, além de influenciar nos custos operacionais de tratamento (SANTIAGO et al., 2014). A altura dos módulos e a vazão garantem a agitação dos flocos formados, promovendo a homogeneidade da água durante o percurso e causando uma propagação das microbolhas (BRACHER et al., 2020).

Deste modo, o objetivo desse trabalho foi avaliar os efeitos da densidade de corrente, altura dos módulos e vazão, no tratamento de água de abastecimento público por um reator ECF serpentino.

## **2 Materiais e métodos**

### **2.1 Amostra de água**

A amostra de água de abastecimento foi oriunda dos mananciais de água superficial do Rio Ibicuí-Mirim e do Rio Vacacaí-Mirim. A amostra foi coletada na entrada da estação de tratamento de água da Companhia Rio-Grandense de Saneamento (Corsan) do município de

Santa Maria – RS. As características da amostra de água coletada estão apresentadas na Tabela 1.

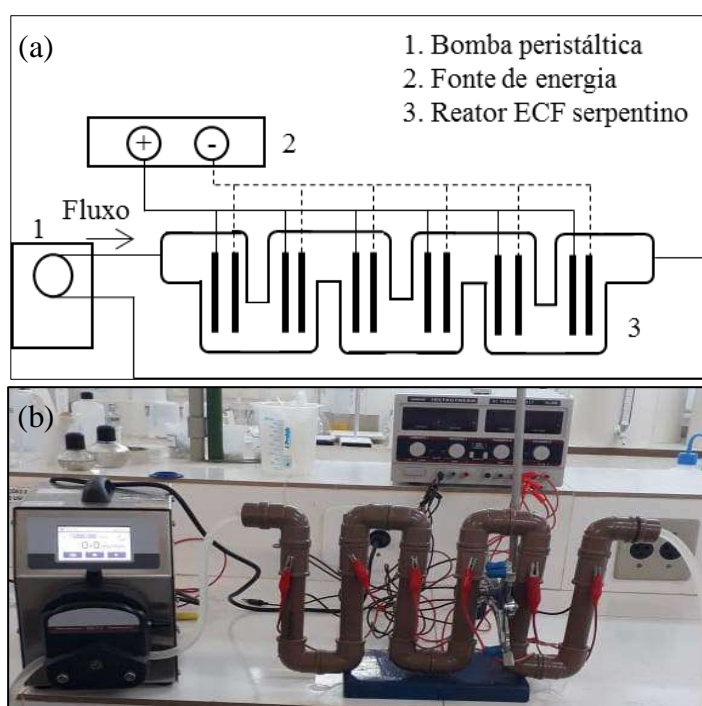
Tabela 1 – Características da amostra de água utilizada no estudo

Parâmetro	Valor
Carbono Orgânico Total (mg/L)	4,2
Cor aparente (uC)	72,8
pH	7,1
Turbidez (NTU)	4,8

## 2.2 Reator ECF

O reator ECF, fluxo contínuo, foi desenvolvido em uma configuração de fluxo serpentinado, com seis módulos. O reator foi construído com tubulação de policloreto de vinila de diâmetro interno de 26 mm. Cada módulo foi equipado com dois eletrodos de alumínio, distanciados em 3 mm e conectados à uma fonte de alimentação de corrente contínua, ajustável. O reator foi operado com recirculação, por meio de uma bomba peristáltica. A Figura 1 apresenta o reator ECF serpentino utilizado no estudo.

Figura 1 – Reator ECF serpentino. (a) representação gráfica; (b) real



### 2.3 Planejamento experimental

Um delineamento composto central (DCC) ( $2^3$ ) foi realizado para avaliar os efeitos das variáveis (densidade de corrente, altura dos módulos e vazão) sobre a eficiência do tratamento de água no reator (RODRIGUES e IEMMA, 2014). A Tabela 2 apresenta a matriz dos experimentos realizados. As condições de todos os experimentos foram definidas de forma a manter a dosagem teórica de alumínio em  $10,5 \text{ mg L}^{-1}$ .

Tabela 2 – Variáveis reais e codificadas (entre parêntesis) do planejamento experimental ( $2^3$ )

Exp.	Densidade de corrente ( $\text{mA cm}^{-2}$ )	Altura dos módulos (cm)	Vazão ( $\text{L min}^{-1}$ )
1	0,76 (-1)	8,5 (-1)	0,3 (-1)
2	0,76 (-1)	8,5 (-1)	2,0 (+1)
3	0,76 (-1)	16,5 (+1)	0,3 (-1)
4	0,76 (-1)	16,5 (+1)	2,0 (+1)
5	3,81 (+1)	8,5 (-1)	0,3 (-1)
6	3,81 (+1)	8,5 (-1)	2,0 (+1)
7	3,81 (+1)	16,5 (+1)	0,3 (-1)
8	3,81 (+1)	16,5 (+1)	2,0 (+1)
9	2,29 (0)	12,5 (0)	1,15 (0)
10	2,29 (0)	12,5 (0)	1,15 (0)
11	2,29 (0)	12,5 (0)	1,15 (0)
12	2,29 (0)	12,5 (0)	1,15 (0)

Para manter as condições de densidade de corrente nas diferentes alturas dos módulos, foram realizadas compensações na corrente elétrica e tempo de eletrólise aplicada no tratamento. As compensações de corrente elétrica e tempo de eletrólise estão expressas na Tabela 3.

Tabela 3 – Corrente elétrica e tempo de eletrólise mantidos nas diferentes alturas dos módulos, para as diferentes densidades de corrente avaliadas

Densidade de corrente (mA/cm <sup>2</sup> )	Altura dos módulos (cm)	Altura dos eletrodos (cm)	Corrente elétrica (A)	Tempo de eletrólise (min)
0,76	8,5	9	0,06	15,15
	16,5	17	0,11	8,40
2,29	12,5	13	0,25	3,57
3,81	8,5	9	0,29	3,02
	16,5	17	0,54	1,68

Como variáveis respostas foram analisadas: remoção de cor, remoção de turbidez, remoção de coliformes totais, pH final, alumínio residual e consumo de energia.

## 2.4 Análises físico-químicas

Após o tempo de eletrólise, as amostras de água tratada foram coletadas em béquer e deixadas em repouso por 15 minutos para a flotação dos flocos formados.

As análises físico-químicas foram realizadas de acordo com as metodologias de APHA (2012). A cor aparente foi analisada pelo método espectrofotométrico, protocolo 2120 C, com um colorímetro Quimis Q406COR. A turbidez foi determinada pelo método nefelométrico, protocolo 2130B, com um turbidímetro Thermo Scientific Orion AQ 4500. Coliformes totais foram determinados pelo método substrato enzimático, protocolo 9223B.2.b. O pH pelo método eletrométrico, protocolo 4500-H\*B, com um pHmeter Thermo Scientific Orion Star A211. A presença de alumínio residual pelo método de espectroscopia de absorção atômica, com o equipamento ZEE nit 600, marca Analytikjena.

A eficiência de remoção de cor aparente, turbidez e coliformes totais foi determinada conforme a Equação 1 (MOHORA et al., 2012; ADAMOVIC et al., 2016),

$$Eficiência\ de\ remoção\ (\%) = \frac{V_{AB} - V_{AT}}{V_{AB}} \times 100 \quad (1)$$

sendo,  $V_{AB}$  = valor do parâmetro da água bruta e  $V_{AT}$  = valor do parâmetro da água tratada.

## 2.5 Consumo de energia

O consumo energético foi calculado pela Equação 2 (PALAHOUANE, et al, 2015; CERQUEIRA et al., 2014; BOUHEZILA et al., 2011), sendo  $EnC$  o consumo de energia ( $Wh/m^3$ ),  $V$  a tensão de operação (Volt),  $i$  a corrente elétrica (A),  $t$  o tempo de aplicação da corrente (h) e  $v$  o volume de água ( $m^3$ ).

$$EnC = \frac{V \cdot i \cdot t}{v} \quad (2)$$

## 2.6 Análise estatística

As análises estatísticas do planejamento foram realizadas utilizando o *software* Statistica 7.0 (Statsoft Inc., Tulsa, OK, EUA), considerando um intervalo de confiança de 90 % ( $p < 0,1$ ).

## 3 Resultados e discussão

Os resultados obtidos estão apresentados na Tabela 4. O efeito das variáveis foi discutido quanto a qualidade da água tratada, baseando-se nas variáveis respostas remoção de cor, remoção de turbidez, remoção de coliformes totais, pH final e alumínio residual. Além disso, a variável resposta consumo de energia foi analisada considerando a eficiência operacional do tratamento.

### 3.1 Remoção de cor aparente

As variáveis independentes, densidade de corrente, altura dos módulos e vazão, e a interação entre densidade de corrente e vazão demonstraram efeitos significativos sobre a remoção de cor da água (Figura 2). A densidade de corrente foi a variável mais influente na remoção de cor, apresentando efeito negativo, ou seja, o uso de menor densidade melhora a eficiência de remoção. Este fato também foi observado por Santiago et al. (2014), que compararam diferentes densidades de corrente para a remoção de sílica da água e encontraram uma maior eficiência de remoção do poluente por quantidade de alumínio adicionado em menor densidade de corrente. No entanto, cabe ponderar que o uso de baixas densidades

implica em maior número de eletrodos na instalação do reator, maior tamanho de reator e maior tempo de detenção hidráulica no sistema de ECF.

Tabela 4 – Resultados experimentais do DCC

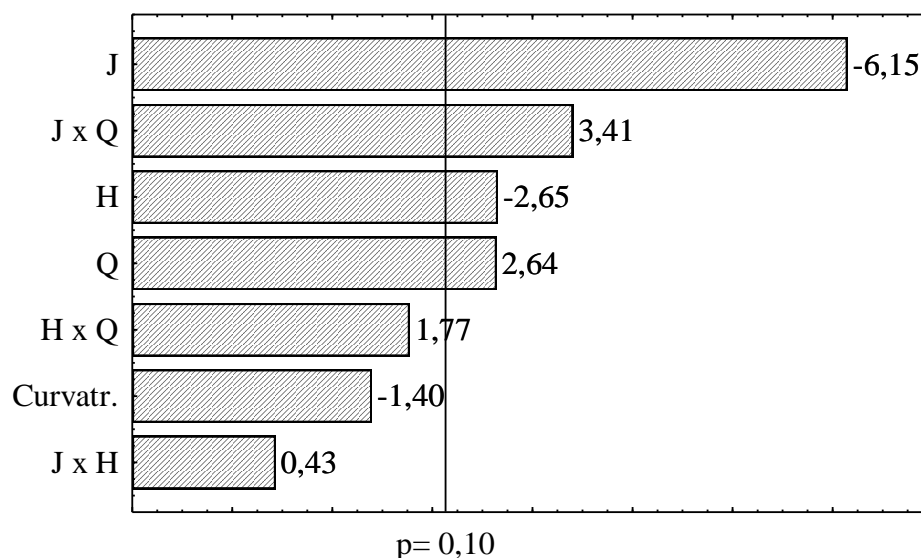
Exp.	Q (L min <sup>-1</sup> )	H (cm)	J (mA cm <sup>-2</sup> )	Cor (uC)	R- Cor (%)	Turb (NTU)	R- Turb (%)	Coli T (NMP 100 mL <sup>-1</sup> )	R- Coli T (%)	pH final	Al (mg L <sup>-1</sup> )	EnC (kWh m <sup>-3</sup> )
1	0,3	8,5	0,76	24,27	66,7	3,30	31,1	95,0	95,0	7,65	8,40	0,13
2	2,0	8,5	0,76	34,03	53,3	3,70	22,7	69,7	69,7	7,74	7,51	0,12
3	0,3	16,5	0,76	40,10	44,9	4,50	-10,5	71,7	71,7	7,29	8,23	0,12
4	2,0	16,5	0,76	34,33	52,9	7,34	-53,3	36,2	36,2	7,64	10,27	0,12
5	0,3	8,5	3,81	53,50	26,5	6,24	-30,3	57,3	57,3	7,37	7,21	0,45
6	2,0	8,5	3,81	39,20	46,2	4,85	-1,4	75,8	75,8	7,24	6,53	0,45
7	0,3	16,5	3,81	60,80	16,5	5,51	-15,1	37,2	37,2	7,28	6,40	0,43
8	2,0	16,5	3,81	43,50	40,3	4,91	-2,5	57,3	57,3	7,24	6,75	0,40
9	1,15	12,5	2,29	49,13	32,5	5,16	-7,8	69,0	69,0	7,75	6,39	0,29
10	1,15	12,5	2,29	43,37	40,5	4,78	0,2	63,7	63,7	7,63	5,14	0,30
11	1,15	12,5	2,29	41,03	43,7	5,24	-9,4	66,3	66,3	7,54	4,21	0,31
12	1,15	12,5	2,29	43,97	39,6	5,35	-11,7	66,3	66,3	7,53	5,07	0,32

Coeficientes de determinação						
R <sup>2</sup>	R-Cor (%)	R-Turb (%)	R- Coli T (%)	pH final	Al (mg L <sup>-1</sup> )	EnC (kWh m <sup>-3</sup> )
	0,94	0,98	0,99	0,92	0,90	0,99

Legenda: Q – vazão; H – altura dos módulos; J – densidade de corrente; R-Cor – remoção de cor aparente; R-Turb - remoção de turbidez; R-Coli T – remoção de Coliformes Totais; Al – presença de alumínio residual; EnC – consumo de energia.

Figura 2 – Gráfico de Pareto para remoção de cor aparente com intervalo de confiança de 90 %



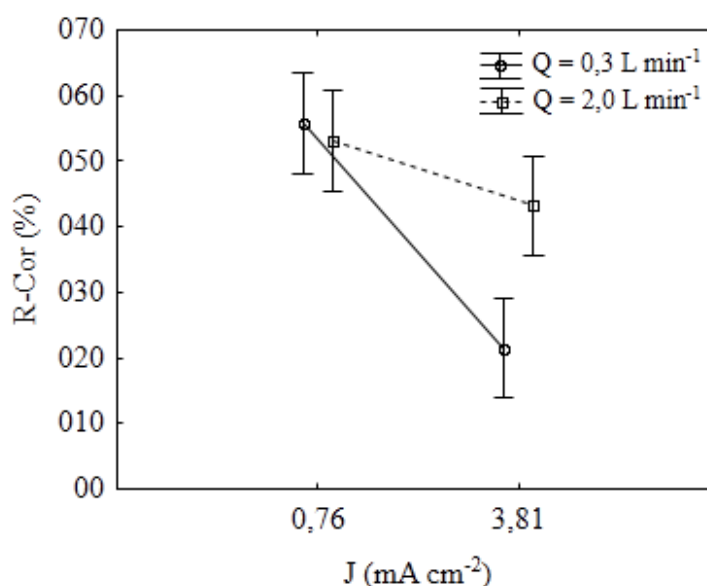
Efeito Padronizado Estimado (Valor Absoluto)

Legenda: J = densidade de corrente (mA cm<sup>-2</sup>) ; Q = vazão (L min<sup>-1</sup>) ; H = altura dos módulos (cm).

A altura dos módulos de ECF também apresentou efeito negativo, indicando que menores alturas promovem maior remoção de cor. Esse comportamento também foi relatado por Essadki et al. (2009), que avaliaram a remoção de fluoretos da água por ECF em diferentes velocidades de agitação e verificaram que o aumento da agitação contribuiu para uma desfluoretação. Com o aumento na mobilidade dos íons, os flocos são formados e ligados em conjunto (MODIRSHAHLA et al., 2008), o que facilita a remoção dos poluentes. A transferência de massas promovida pela agitação é um fator limitante para a eficiência do tratamento eletroquímico (ESSADKI et al., 2009). No entanto, quando superada essa limitação, o aumento da agitação poderá corresponder a uma deficiência de remoção de poluentes no tratamento (ESSADKI et al., 2009), pelo fato dos flocos se degradarem devido à colisão entre si, provocando a formação de pequenos flocos difíceis de serem removidos (KHANDEGAR e SAROHA, 2013).

A vazão foi o fator com menor influência sobre a remoção de cor, com efeito positivo sobre tal, o que sugere que em maiores vazões são obtidas maiores remoções de cor. O efeito positivo observado para a interação entre densidade de corrente e vazão reflete que o uso de maiores vazões ameniza o efeito negativo causado pelo aumento da densidade de corrente, conforme mostra a Figura 3. Tal efeito pode estar relacionado com a maior transferência de massas proporcionada pela maior agitação, visto que minimiza o uso não eficiente de coagulantes e/ou passivação causada por maior densidade de corrente, onde a liberação de íons e coagulantes na solução ocorre mais rapidamente (BAYAR et al., 2011; KHANDEGAR e SAROHA, 2013).

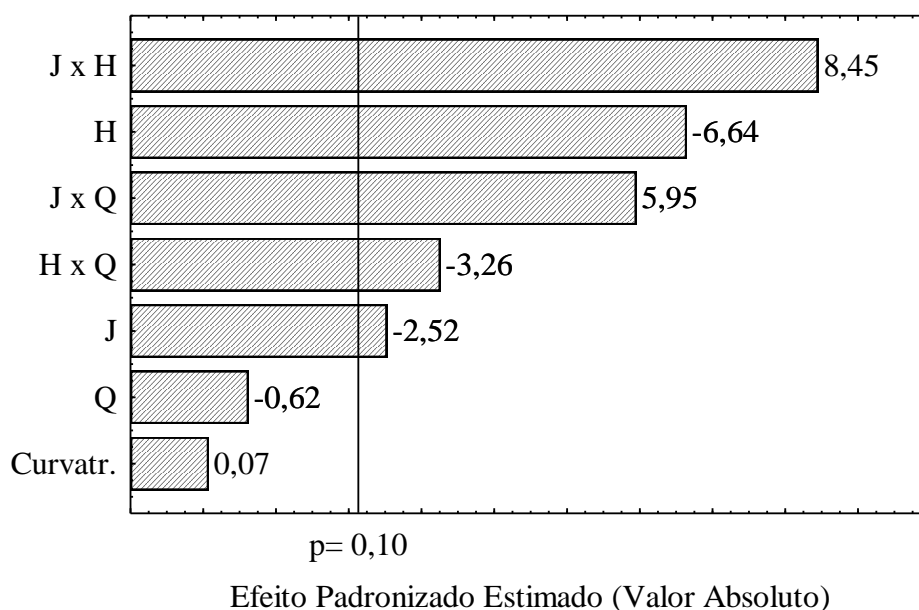
Figura 3 – Interação entre densidade de corrente e vazão para a remoção de cor aparente



### 3.2 Remoção de turbidez

Para a remoção de turbidez, a altura dos módulos, a densidade de corrente e todas as interações entre as três variáveis independentes, apresentaram efeitos significativos (Figura 4). A altura dos módulos do reator ECF foi o fator de maior influência na remoção de turbidez, apresentando efeito negativo, o que aponta que menores alturas proporcionam maior eficiência de remoção. Da mesma forma, a densidade de corrente apresentou efeito negativo sobre a remoção de turbidez, indicando que maiores eficiências podem ser obtidas com menores densidades. Alimohammadi et al. (2017) analisaram diferentes densidades de corrente para a remoção de matéria orgânica da água. Os autores afirmaram que o menor valor de densidade de corrente foi considerado ideal para o tratamento. Os efeitos de interação positivos entre densidade de corrente e altura dos módulos de ECF e entre densidade de corrente e vazão indicam que tanto o uso de maiores alturas dos módulos como de maiores vazões reverteram o efeito negativo do aumento da densidade sobre a remoção de turbidez. No entanto, mesmo com essa reversão, as maiores eficiências de remoção foram obtidas com aplicação simultânea de menor altura dos módulos de ECF e menor densidade de corrente (Figuras 5a e 5b). O efeito negativo da interação entre altura dos módulos de ECF e vazão aponta um efeito sinérgico entre as variáveis, onde o aumento da vazão acentuou o efeito da altura dos módulos sobre a remoção de turbidez (Figura 5c).

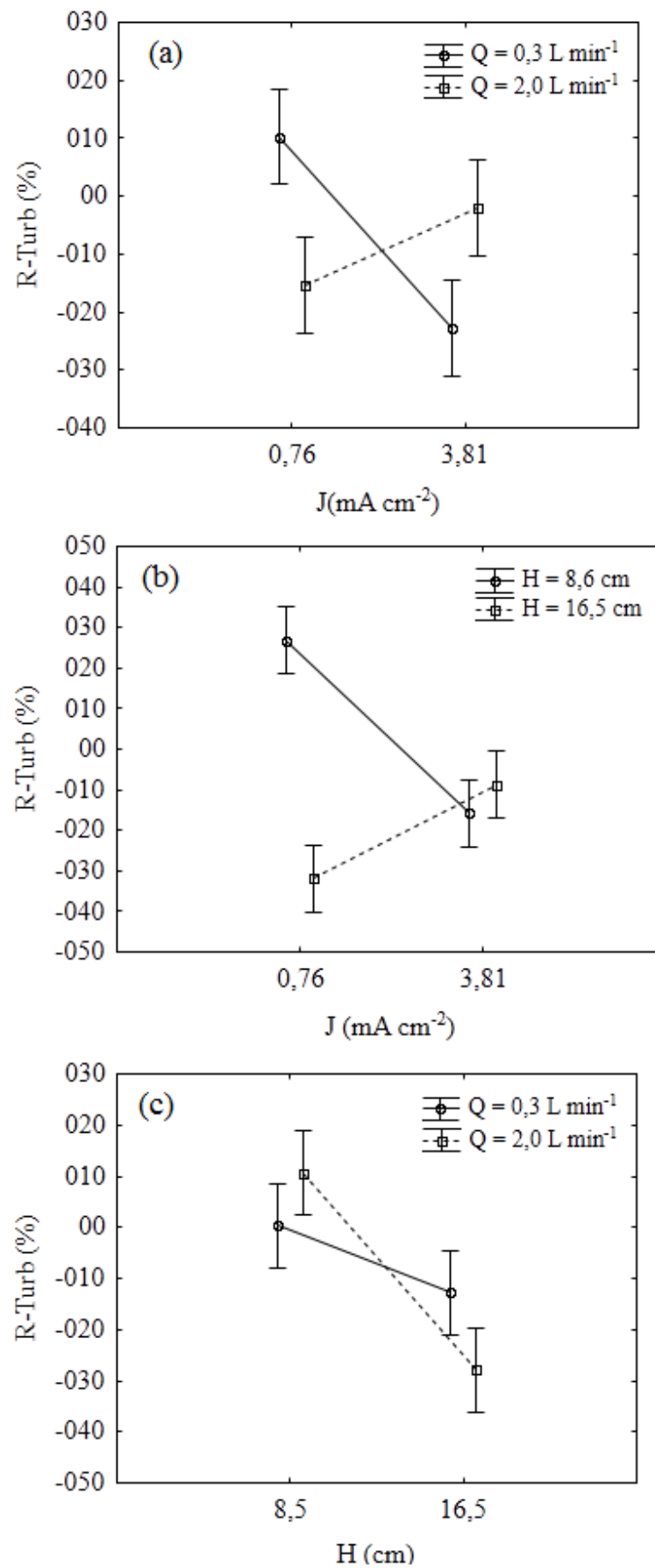
Figura 4 – Gráfico de Pareto para remoção de turbidez com intervalo de confiança de 90 %



Legenda: J = densidade de corrente ( $\text{mA cm}^{-2}$ ); Q = vazão ( $\text{L min}^{-1}$ ); H = altura dos módulos (cm).



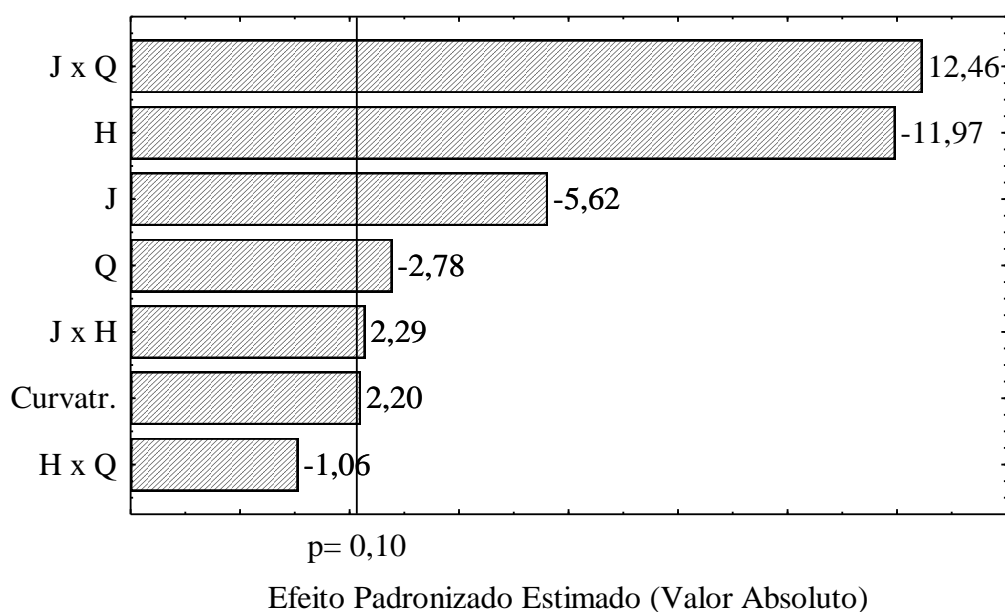
Figura 5 – Interação entre J e Q (a), J e H (b), e H e Q (c), para a remoção de turbidez



### 3.3 Remoção de coliformes totais

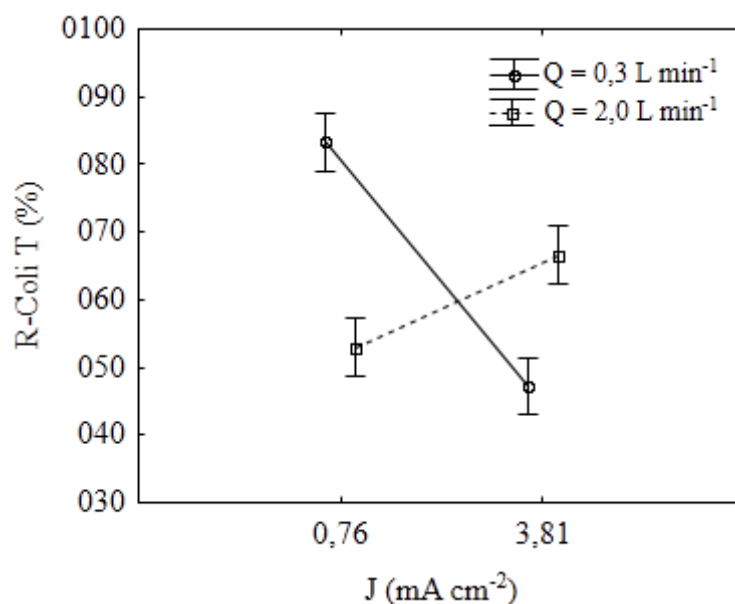
Para a remoção de coliformes totais, foram observados efeitos significativos para as variáveis altura dos módulos do reator ECF, densidade de corrente e vazão, assim como para a interação entre densidade de corrente e vazão, e densidade de corrente e altura dos módulos (Figura 6). A altura dos módulos foi o fator que apresentou maior efeito sobre a remoção de coliformes totais, sendo este efeito negativo, o que indica que menores alturas de módulos de ECF contribuem para obtenção de maior remoção de coliformes. A menor altura dos módulos promoveu a agitação da água, conseqüentemente, ocorreu uma colisão entre as partículas e espécies coagulantes, favorecendo a formação de flocos maiores (IFILL e ETSELL, 2011), que facilitam a remoção de turbidez. A densidade de corrente também apresentou efeito negativo sobre tal variável, indicando que, maiores remoções de coliformes também podem ser obtidas com o uso de menores densidades de corrente. A vazão foi o fator que apresentou a menor influência sobre a remoção de coliformes, sendo também observado efeito negativo, o que sugere que menores vazões favorecem a remoção de coliformes. O efeito de interação positivo observado para densidade de corrente e vazão, e densidade de corrente e altura dos módulos indica que o efeito negativo observado para o aumento da densidade do corrente foi revertido quando utilizada maior vazão, conforme ilustra a Figura 7.

Figura 6 – Gráfico de Pareto para remoção de coliformes totais com intervalo de confiança de 90 %



Legenda: J = densidade de corrente ( $\text{mA cm}^{-2}$ ); Q = vazão ( $\text{L min}^{-1}$ ); H = altura dos módulos (cm).

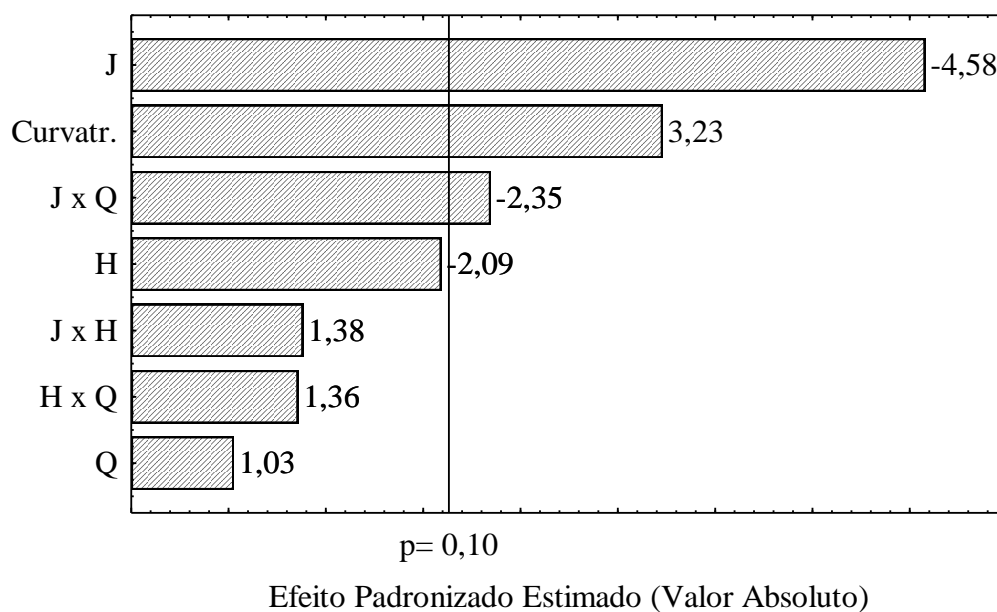
Figura 7 – Interação entre densidade de corrente e vazão para a remoção de coliformes totais



### 3.4 pH final

Em todos os experimentos houve um pequeno aumento de pH, o qual não ultrapassou 9,6 %. A densidade de corrente também foi o único fator que apresentou efeito significativo sobre o pH final (Figura 8). O efeito negativo observado para a variável demonstra que os valores de pH final são maiores quando aplicados menores valores de densidades de corrente.

Figura 8 – Gráfico de Pareto para pH final com intervalo de confiança de 90 %



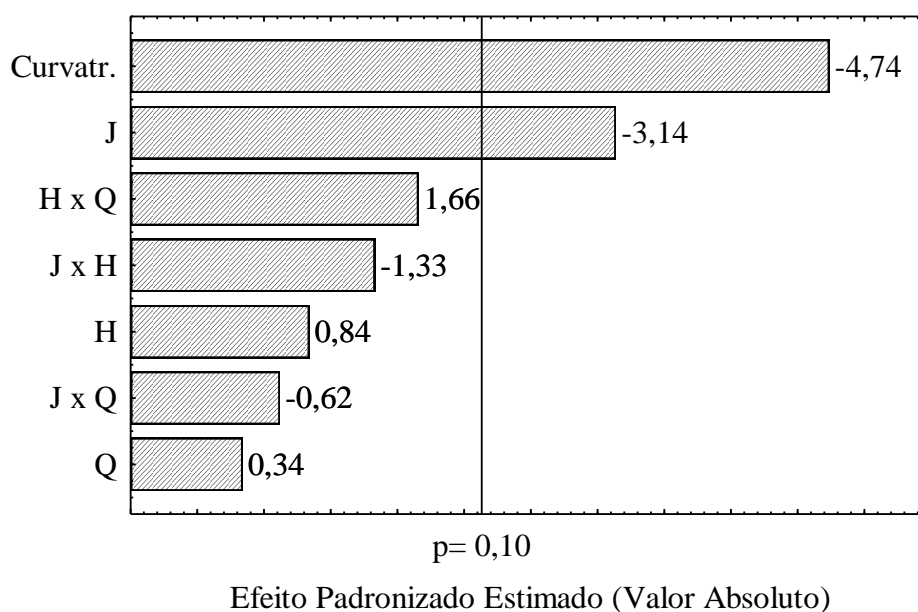
Legenda: J = densidade de corrente ( $\text{mA cm}^{-2}$ ); Q = vazão ( $\text{L min}^{-1}$ ); H = altura dos módulos (cm).

### 3.5 Alumínio residual

As concentrações de alumínio residual total sofreram elevações em todos os experimentos, indicando a presença de alumínio residual após todos os tratamentos no reator ECF. A densidade de corrente foi o único fator que apresentou efeito significativo sobre a presença de alumínio residual (Figura 9). O efeito negativo observado aponta que ocorrem menores concentrações de alumínio residual com maiores densidades de corrente.

A PRC nº 5/2017, anexo XX, estabelece para potabilidade de água de abastecimento a concentração máxima de  $0,2 \text{ mg L}^{-1}$  de alumínio na água tratada. Nenhum dos experimentos realizados obedeceu a legislação de potabilidade de água, apresentando valores de 4,21 a  $10,27 \text{ mg L}^{-1}$ . Isso ocorre devido à concentração de alumínio imposta ao tratamento ter sido muito elevada, havendo a presença do metal em excesso. Observa-se também que a concentração máxima de alumínio foi encontrada no experimento 10, onde a remoção de turbidez foi de -53 %. Nesse experimento os flocos não flotaram, ficaram em suspensão na água clarificada, favorecendo a elevada presença do metal. Contudo, menores concentrações de alumínio devem ser empregadas no tratamento de água com o reator ECF serpentina.

Figura 9 – Gráfico de Pareto para alumínio residual total com intervalo de confiança de 90 %



Legenda: J = densidade de corrente ( $\text{mA cm}^{-2}$ ); Q = vazão ( $\text{L min}^{-1}$ ); H = altura dos módulos (cm).

Contudo, o uso de baixas densidades de corrente é imprescindível para obtenção de melhor qualidade da água tratada pelo reator ECF serpentino, visto que as maiores remoções de cor, turbidez e coliformes totais, foram provocadas pelo uso de baixas densidades. O aumento da concentração de alumínio residual observado para as baixas densidades pode ser reflexo da maior eficiência observada nestas condições, uma vez que a concentração de alumínio empregada em todos os experimentos foi a mesma, o que pode ter resultado em uma adição excessiva de alumínio nestas condições. O pH final teve um aumento, porém este foi pequeno, não ultrapassando valores de 7,7. Menores alturas dos módulos de ECF foram mais efetivas na remoção de constituintes da água, o que pode ser consequência da maior agitação e contato entre as partículas promovidas nestas condições. A vazão de trabalho apresentou baixa influência sobre as variáveis respostas. A pequena influência apresentada pela vazão indica que o tratamento no reator ECF pode ser aplicado em uma ampla faixa de vazão, em condições fixas, sem comprometimento de sua eficiência.

### **3.6 Consumo de energia**

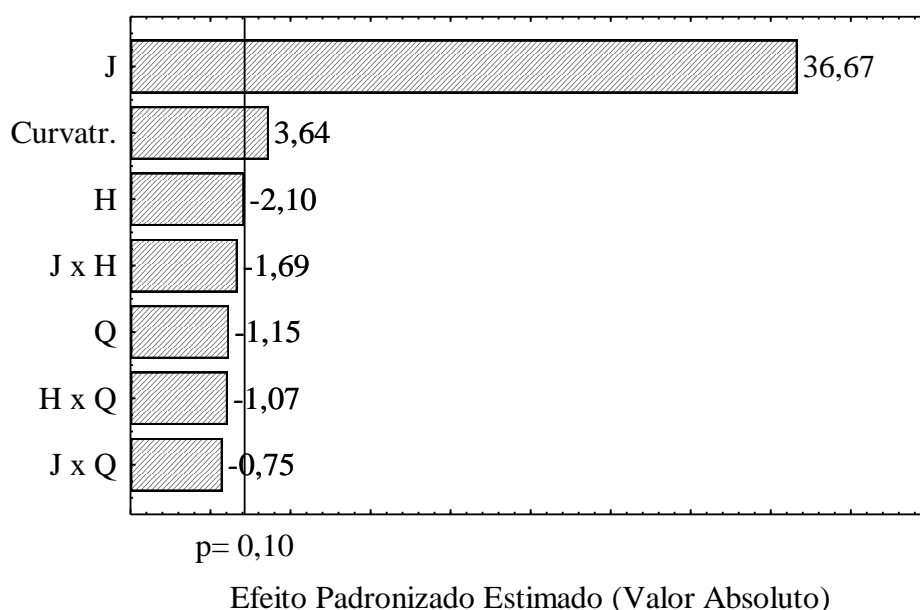
Para a variável resposta consumo energético, a única variável independente que apresentou efeito significativo foi a densidade de corrente, como mostra a Figura 10. O efeito linear positivo demonstra que o aumento da densidade de corrente promove maior consumo energético durante o tratamento, sendo este consumo triplicado quando a densidade foi aumentada de 0,76 para 3,81 mA/cm<sup>2</sup>. Cabe salientar que todas as condições de densidade estudadas foram correspondentes a uma mesma concentração de alumínio imposta ao tratamento. Pode-se concluir que o uso de baixas densidades de corrente acarretou em uma maior eficiência energética na liberação de alumínio durante o tratamento, conseqüentemente menor custo operacional ao tratamento.

Davarpanah e Sharghi (2019) relataram que os menores valores de densidade de corrente elétrica, além de serem eficientes para a remoção de turbidez, também são indicativo de um tratamento mais econômico. Os autores observaram que em experimentos com menores valores de densidade de corrente, houve menor consumo de energia. Kobya, Senturk e Bayramoglu (2006) expuseram que o consumo de energia elétrica aumenta com o aumento da densidade de corrente elétrica.

O estudo de efeitos demonstrou que baixas densidades de corrente elétrica promovem baixo consumo de energia. Portanto, considerando a eficiência operacional do tratamento de água pelo reator ECF serpentino, o uso de baixas densidades de corrente promoverá um

tratamento de água mais econômico, com um baixo custo financeiro quanto ao consumo de energia.

Figura 10 – Gráfico de Pareto para consumo de energia com intervalo de confiança de 90 %



Legenda: J = densidade de corrente ( $\text{mA cm}^{-2}$ ); Q = vazão ( $\text{L min}^{-1}$ ); H = altura dos módulos (cm).

#### 4 Conclusão

O estudo de efeitos demonstrou que o uso de baixas densidades de corrente é imprescindível para obtenção de melhores resultados no tratamento de água no reator ECF serpentino, visto que o menor consumo de energia e as maiores remoções de cor aparente, turbidez e coliformes totais, são provocados pelo uso de baixas densidades de corrente.

As menores alturas dos módulos do reator ECF serpentino foram mais efetivas nas remoções de cor aparente, turbidez e coliformes totais, o que pode ser consequência da maior agitação e contato entre as partículas promovidas nestas condições, favorecendo a formação de flocos maiores, que facilitam a remoção desses constituintes.

A vazão de trabalho não apresentou muita influência sobre as variáveis respostas, o que indica que o tratamento no reator ECF pode ser aplicado em uma ampla faixa de vazão, sem comprometimento de sua eficiência.

**Agradecimentos:** Agradecemos a Companhia Riograndense de Saneamento (Corsan) pelo apoio financeiro e a Universidade Federal de Santa Maria pela infraestrutura disponibilizada.

### Referências:

ADAMOVIC, S. et al. Feasibility of electrocoagulation/flotation treatment of waste offset printing developer based on the response surface analysis. **Arabian Journal of Chemistry**, v. 9, p. 152-162, 2016.

ALIMOHAMMADI, M.; ASKARI, M.; DEHGHANI, M. H.; DALVAND, A.; SAEED, R.; YETILMEZSOY, K.; HEIBATI, B.; MCKAY, G. Elimination of natural organic matter by electrocoagulation using bipolar and monopolar arrangements of iron and aluminum electrodes. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 14. P. 2125-2134, 2017.

AQUINO NETO, S. MAGRI, T. C., SILVA, G.M., ANDRADE, A. R. (2011). Tratamento de resíduos de corante por eletrofloculação: um experimento para cursos de graduação em química. **Química Nova**, v. 34, n. 8, pp. 1468-1471.

APHA – American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater:** Method 2540 D. 22<sup>nd</sup>.ed. Washington: APHA-AWWA-WEF, 2012.

BAYAR, S.; YILDIZ, Y. S.; YILMAZ, A. E.; IRDEMEZ, S. The effect of stirring speed and current density on removal efficiency of poultry slaughterhouse wastewater by electrocoagulation method. **Desalination**, v. 280, p. 103-107, 2011.

BRACHER, G. H.; CARISSIMI, E.; WOLFF, D. B.; GRAEPIN, C.; HUBNER, A. P. Optimization of an electrocoagulation-flotation system for domestic wastewater treatment and reuse. **Environmental Technology**, v. 41, p. 1-41, 2020.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNS. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: 24º Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2018**. Brasília: SNS/MDR, 2019. 180 p.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017**. Brasília, DF, 2017. Disponível em: <  
<https://portalarquivos2.saude.gov.br/images/pdf/2018/marco/29/PRC-5-Portaria-de-Consolida----o-n---5--de-28-de-setembro-de-2017.pdf>. Acesso em: 26 mar. 2020.

BOUHEZILA, F.; HARITI, M.; LOUNICI H.; MAMERI, N. Treatment of the OUED SMAR town landfill leachate by an electrochemical reactor, **Desalination**, v. 280, p. 347-353, 2011.

CERQUEIRA, A. A.; SOUZA, P. S. A.; MARQUES, M. R. C. Effects of direct and Alternating current on the treatment of oily water in an electroflocculation process. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 31, n. 3, p. 693-701, 2014.

DAVARPANA, L.; SHARGHI, E. A. Performance of Continuous Electrocoagulation Process for Turbidity Removal from Sand Filter Backwash Water. **International Journal of Engineering**, v. 32, n. 12, p. 1696-1703, 2019.

DOLATI, M. et al. Boron removal from aqueous solutions by electrocoagulation at low concentrations. **Journal of Environmental Chemical Engineering**. v. 5. P. 5150-5156. 2017.

EMAMJOMEH, M.M.; SIVAKUMAR, M.; VARYANI, A. S. Analysis and the understanding of fluoride removal mechanisms by an electrocoagulation/flotation (ECF) process. **Desalination**, v. 275, p. 102-106, 2011.

ESSADKI, A. H.; GOURICH, B.; VIAL, C.; DELMAS, H.; BENNAJAH, M. Defluoridation of drinking water by electrocoagulation/electroflotation in a stirred tank reactor with a comparative performance to an external-loop airlift reactor. **Journal of hazardous materials**, v. 168, n. 2-3, p. 1325-1333, 2009.

GAMAGE. N. P.; RIMER. J. D.; CHELLAM. S. Improvements in permeate flux by aluminum electroflotation pretreatment during microfiltration of surface water. **Journal of membrane science**. v. 411. P. 45-53. 2012.

GAO. S.; YANG. J.; TIAN. J.; MA. F.; TU. G.; DU. M.. Electro-coagulation–flotation process for algae removal. **Journal of Hazardous Materials**, v. 177,n. 1-3, p. 336-343. 2010.

GHANIM. A. N. Electrocoagulation of fluoride potable water utilizing bipolar electrodes: Statistical analysis and optimization through response surface methodology. **International Journal of Environmental Sciences**, v. 4, n. 5, p. 660, 2014.

GOLDER, A. K.; SAMANTA, A. N.; RAY, S. Removal of Cr<sup>3+</sup> by electrocoagulation with multiple electrodes: Bipolar and monopolar configurations. **Journal of Hazardous Materials**, v. 141, p. 653 – 661, 2007.

HASHIM.K. S. et al. Iron removal energy consumption and operating cost of electrocoagulation of drinking water using a new flow column reactor. **Journal of Environmental Management**. V. 189. P. 98-108. 2017a.

HASHIM.K. S. et al. Defluoridation of drinking water using a new flow column electrocoagulation reactor (FCER) – Experimental statistical and economic approach. **Journal of Environmental Management**.v. 197. P. 80-88. 2017b.

IFILL, R. O.; ETSSELL, T. H. Effect of agitation on the settling behavior of electrocoagulated silica. **International Journal of Mineral Processing**, v. 99, p. 61-69, 2011.

JIANG.J.. GRAHAM.N.. ANDRE.C.. KELSALL. G. H.. BRANDON. N. Laboratory study of electro-coagulation–flotation for water treatment. **Water Research**. V. 36. P. 4064–4078. 2002.

KHANDEGAR.V.; SAROHA.A. K. Electrocoagulation for the treatment of textile industry effluent – A review. **Journal of Environmental Management**. V. 128, p. 949-963, 2013.

KOBYA, M; SENTURK, E; BAYRAMOGLU, M. Treatment of poultry slaughterhouse wastewaters by electrocoagulation. **Journal Of Hazardous Materials**. V. 133, n. 1-3, p. 172-176, 2006.



KOBYA, M. et al. Treatment of potable water containing low concentration of arsenic with electrocoagulation: Different connection modes and Fe-Al electrodes. **Separation and Purification Technology**, v. 77, p. 283-293, 2011.

KOBYA. M.; et al. Optimization of arsenic removal from drinking water by electrocoagulation batch process using response surface methodology. **Desalination and Water Treatment**, v. 51, p. 6676-6687, 2013.

KOBYA.M.; DEMIRBAS.E.; ULU. F. Evaluation of operating parameters with respect to charge loading on the removal efficiency of arsenic from potable water by electrocoagulation. **Journal of Environmental Chemical Engineering**. v. 4, p. 1484-1494, 2016.

LÓPEZ-GUZMÁN et al. Simultaneous removal of fluoride and arsenic from well water by electrocoagulation. **Science of the Total Environment**, v. 678, p. 181-187, 2019.

MALAKOOTIAN.M.; MANSOORIAN. H. J.; MOOSAZADEH. M. Performance evaluation of electrocoagulation process using iron-rod electrodes for removing hardness from drinking water. **Desalination**. V. 255. P. 67-71. 2010.

MCBEATH. S. T.; MOHSENI.M.; WILKINSON. D. P.; Pilot-scale iron electrocoagulation treatment for natural organic matter removal. **Environmental Technology**, v. 39, n. 15, p. 1926-1936, 2018.

MCBEATH, S. T.; MOHSENI, M.; WILKINSON, D. P. Pilot-scale iron electrocoagulation treatment for natural organic matter removal. **Environmental Technology**, v. 41, n. 5, p. 577-585, 2020.

MODIRSHAHLA, N.; BEHNAJADY, M. A.; MOHAMMADI-AGHDAM, S. Investigation of the effect of different electrodes and their connections on the removal efficiency of 4-nitrophenol from aqueous solution by electrocoagulation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 154, p. 778–786, 2008.

MOHORA, E.; RONCEVIC, S.; DALMACIJA, B.; AGBABA, J.; WATSON, M.; KARLOVIC E.; DALMACIJA, M. Removal of natural organic matter and arsenic from water by electrocoagulation/flotation continuous flow reactor, **Journal of Hazardous Materials**, p. 257- 264, 2012.

MOTA, I. O. Et al. Study of electroflotation method for treatment of wastewater from washing soil contaminated by heavy metals. **Journal of Materials Research and Technology**, v. 4, n.2, p. 103-113, 2015.

MOUSSA, D. T. et al. A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: Potentials and challenges. **Journal of Environmental Management**, p. 1-18, 2016.

PALAHOUANE, B. et al. Cost-effective electrocoagulation process for the remediation of fluoride from pretreated photovoltaic wastewater. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, v. 22, p. 127-131, 2015.

RODRIGUES, M. I.; IEMMA, A. F. **Experimental Design and Process Optimization**, CRC Press, 2014.

SANTIAGO, S. L. G.; CASTREJÓN, S. P.; DOMÍNGUEZ, A. M.; BRITO, A. M.; MENDOZA, I. E. V. Current Density as a Master Variable in Designing Reactors. **Procedia Chemistry**, v. 12, p. 66-72, 2014.

WAN, W. et al. Effects of water chemistry on arsenic removal from drinking water by electrocoagulation. **Water Research**, v. 45, p. 384-392, 2011.

WILEY. P. E.; TRENT.J. D. Clarification of algae-laden water using electrochemical processes. **Water Science & Technology: Water Supply**, v. 16, n. 2, p. 314-323, 2016.

## 5 ARTIGO 4 – SISTEMA DE ELETROCOAGULAÇÃO-FLOTAÇÃO: UMA UNIDADE DE TRATAMENTO DE ÁGUA INOVADORA PARA DEMANDAS EVENTUAIS E REMOTAS DO SANEAMENTO BÁSICO

ELECTROCOAGULATION-FLOTATION SYSTEM: AN INNOVATIVE WATER TREATMENT UNIT FOR EVENTUAL AND REMOTE DEMANDS OF BASIC SANITATION

### Resumo

A demanda por novas tecnologias de tratamento de água, oriundas de companhias de saneamento, fez com que nesse estudo fosse desenvolvido um sistema de eletrocoagulação-flotação (ECF) para o tratamento de água de abastecimento. Uma tecnologia promissora para o tratamento de água potável, por ser uma técnica moderna, compacta, portátil e com potencial de automação. O estudo seguiu dois delineamentos experimentais, onde foram definidas as condições ideais da vazão de operação, comprimento da tubulação do floculador tubular helicoidal (FTH), pH inicial e concentração de alumínio. Os experimentos foram conduzidos em escala de bancada, em um sistema ECF composto por um reator ECF combinado a um FTH, em fluxo contínuo. A configuração ideal do sistema ECF foi definida por meio da análise das variáveis respostas: remoção de cor aparente, remoção de turbidez, remoção de coliformes totais, pH final, remoção de carbono orgânico total, remoção de carbono inorgânico, remoção de carbono total, alumínio residual, consumo de energia e produção de lodo. Os maiores comprimentos de tubulação, assim como os menores valores de vazão, de até  $0,8 \text{ L min}^{-1}$  foram favoráveis ao tratamento de água pelo sistema. O valor ideal do pH inicial foi próximo de 6,4, enquanto que a concentração de alumínio não teve muita influência ao tratamento. A remoção de cor aparente foi superior a 85 %, turbidez superior a 80 % e coliformes totais superior a 90 %, com um consumo energético inferior a  $0,04 \text{ kWh m}^{-3}$  e produção de lodo inferior a  $0,03 \text{ kg m}^{-3}$ . Portanto, o sistema ECF apresentou resultados satisfatórios para atender demandas eventuais e remotas do saneamento básico, sendo uma tecnologia eficiente, prática e compacta para o tratamento de água de abastecimento.

**Palavras-chave:** tratamento eletroquímico; sistema compacto; potabilidade de água.

### Abstract

The demand for new technologies for the treatment of drinking water, coming from sanitation companies, meant that in this study an electrocoagulation-flotation (ECF) system was developed for the potable water treatment. A promising technology for the drinking water treatment, as it is a modern, compact, portable technique with automation potential. The study followed two experimental designs, in which the ideal conditions of operating flow, length of the helical tubular flocculator (FTH) tubing, initial pH and aluminum concentration were defined. The experiments were carried out on a bench scale, in an ECF system composed of an ECF reactor combined with a FTH, in continuous flow. The ideal configuration of the ECF system was defined by analyzing the response variables: apparent color removal, turbidity removal, total coliforms removal, final pH, removal total organic carbon, removal inorganic carbon, removal total carbon, residual aluminum, energy consumption and sludge production. The longer pipe lengths, as well as the lower flow rates, of up to  $0.8 \text{ L min}^{-1}$  were favorable to the water treatment by the system. The ideal value of initial pH was close to 6.4, while the aluminum concentration did not have much influence on the treatment. The apparent color removal was greater than 85 %, turbidity greater than 80 % and total coliforms greater than 90 %, with an energy consumption of less than  $0.04 \text{ kWh m}^{-3}$  and sludge production of less than  $0.03 \text{ kg m}^{-3}$ . However, the ECF system presented satisfactory results to meet eventual and

remote demands of basic sanitation, being an efficient, practical and compact technology for the drinking water treatment.

**Keywords:** electrochemical treatment; compact system; drinking water.

## 1 Introdução

A população abastecida por serviços básicos de água potável, passou de 5 bilhões em 2000 para 6,8 bilhões em 2017, abrangendo 90 % da população. Até 2030, pretende-se chegar a 96 % da população com acesso a água potável, quase ao acesso universal (UNICEF, 2019). O que caracteriza uma grande demanda por novas tecnologias de tratamento de água, capaz de superar barreiras e desafios do setor do saneamento básico.

O sistema ECF é uma tecnologia inovadora e promissora para o tratamento de água potável. Especialmente para aplicações pequenas e remotas, por ser uma técnica moderna, compacta, portátil e com potencial de automação (HEFFRON, 2019). Esse sistema visa superar limitações enfrentadas pelo setor de saneamento, que acabam por deixar o setor ineficiente, além de dominar muitos dos desafios enfrentados por comunidades de difícil acesso (MCBEATH ET AL, 2020). O sistema ECF é uma alternativa à coagulação química convencional, utilizada atualmente no tratamento de água. O que tem se tornado interessante para empresas e companhias de saneamento responsáveis pelo tratamento de água, que atualmente utilizam a coagulação química convencional, pois elimina a logística de suprimentos químicos e é mais compacta, comparada ao tratamento convencional.

Os tratamentos de água por eletrocoagulação normalmente utilizam a agitação mecânica nos reatores, conforme a literatura (MALAKOOTIAN, MANSOORIAN e MOOSAZADEH, 2010; GAO et al., 2010; KOBYA et al., 2011; WAN et al., 2011; KOBYA et al., 2013; GHANIM, 2014; ALIMOHAMMADI et al., 2017; LÓPEZ-GUZMÁN et al., 2019). O sistema de eletrocoagulação-flotação (ECF) proposto neste trabalho é composto por reatores de ECF modulares combinados com um floculador tubular helicoidal (FTH). Na eletrocoagulação ocorre a formação *in situ* dos coagulantes pela dissociação de um metal no ânodo. O objetivo do coagulante é desestabilizar os colóides, diminuindo as forças repulsivas e melhorando a aglomeração dos flocos, para a separação sólido-líquido (MOUSSA et al., 2016). Simultaneamente, no cátodo há a formação do gás hidrogênio e íons hidroxila, por meio da eletrólise da água (MOTA et al., 2015; KABDAŞLI et al., 2012). A redução eletroquímica da água no cátodo produz a formação de microbolhas de hidrogênio que promovem uma turbulência suave no sistema, e ligação entre poluentes e coagulantes, por adsorção (BEHBAHANI et al., 2011; ELAZZOUZI et al., 2017; HAKIZIMANA et al., 2017). As microbolhas também auxiliam na separação de fases do tratamento, por meio da

flotação (JIMÉNEZ et al., 2016), formando uma camada de espuma flutuante, contendo bolhas de gás e partículas flotadas, na forma de lodo (KUSHWAHA et al., 2010; MENESES et al. 2012).

O FTH é uma tecnologia que aproveita a energia hidráulica do fluxo para promover a colisão entre os flocos formados na eletrocoagulação, para formar um floco maior (OLIVEIRA e TEIXEIRA, 2017). Além disso, serve como um agregador floco-bolha, para a formação de um floco aerado. As bolhas e os flocos gerados no reator ECF são agrupados no FTH, favorecendo a separação de fases (CARISSIMI e RUBIO, 2005). A eficiência da floculação depende das características hidrodinâmicas do meio. Deve-se garantir uma agitação na massa líquida suficiente para promover a interação entre as partículas, para que flocos maiores sejam formados. A agitação inadequada pode causar a desintegração dos flocos formados, conseqüentemente reduzindo a eficiência do tratamento. Para esse controle, o grau de agitação no FTH deve ser determinado por meio do gradiente de velocidade ( $G$ ) (CARISSIMI e RUBIO, 2015; OLIVEIRA e TEIXEIRA, 2017). O número de Reynolds ( $Re$ ) e o número de Camp ( $Ca$ ) são parâmetros importantes de avaliação, já que indicam o regime de escoamento e a probabilidade de choque entre as partículas no FTH, respectivamente.

Essa combinação do reator ECF com o FTH visa aumentar a eficiência do tratamento e reduzir a necessidade de produtos excessivos formados na eletrocoagulação. Dessa forma, este estudo teve por objetivo desenvolver um sistema de ECF para o tratamento de água de abastecimento, de forma que seja eficiente, compacto e prático.

## **2 Materiais e métodos**

### **2.1 Amostra de água de abastecimento**

As amostras de água são provenientes dos mananciais do Rio Ibicuí-Mirim e Rio Vacacaí-Mirim, que abastecem a população do município de Santa Maria-RS. A Tabela 1 apresenta as características das amostras.

Tabela 1 – Características da água bruta

Parâmetro	DCCR 2 <sup>2</sup> – Q e L	DCCR 2 <sup>2</sup> – pH <sub>i</sub> e [Al]
Cor (uC)	53,7	63,5
Turbidez	7,0	8,6
pH	7,2	6,9
Coliformes totais (NMP 100 mL <sup>-1</sup> )	750,0	2.310,0
Alumínio (mg L <sup>-1</sup> )	0,89	< 0,4
Carbono total (mg L <sup>-1</sup> )	8,18	7,74
Carbono orgânico total (mg L <sup>-1</sup> )	4,39	4,04

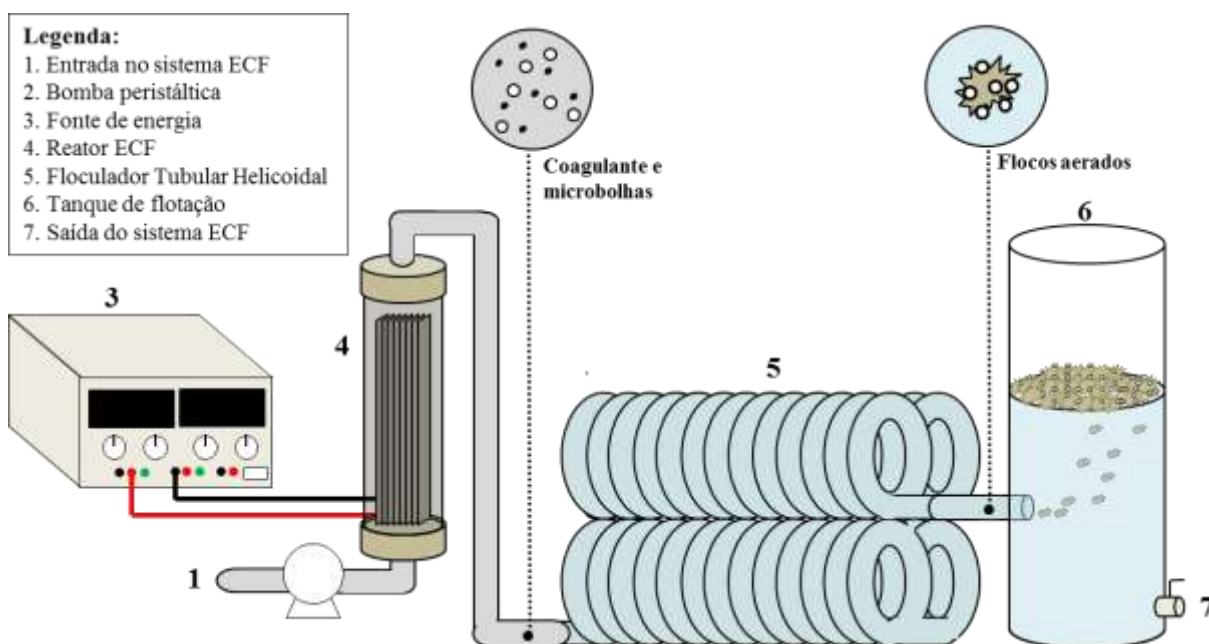
Legenda: Q = vazão de operação; L = comprimento da tubulação; pH<sub>i</sub> = pH inicial; [Al] = concentração de alumínio.

## 2.2 Sistema de eletrocoagulação-flotação

Os experimentos foram conduzidos em escala de bancada, em um sistema ECF composto por um reator ECF combinado a um FTH, em fluxo contínuo (Figura 1). O reator ECF tem diâmetro de 3,6 cm, e altura de 35,5 cm. Os eletrodos de alumínio, 8 unidades, foram conectados em uma fonte de energia contínua, em configuração monopolar paralelo, com distância entre os eletrodos de 0,3 cm e densidade de corrente elétrica de 1mA cm<sup>-2</sup>.

O diâmetro das unidades anelares utilizada no FTH foi de 6 cm, visto que com menores diâmetros houve deformação da tubulação do FTH, e o diâmetro da tubulação do FTH foi de 0,9 cm, tendo em vista as condições limitantes da estrutura de equipamentos disponíveis, como a vazão da bomba peristáltica. Os experimentos foram conduzidos em temperatura ambiente ( $\pm 25^{\circ}\text{C}$ ). A separação de fases foi feita em um tanque de flotação, em modo batelada (Figura 1(6)). A Figura 1 está mostrando o fluxograma de tratamento em 7 etapas. As etapas são: 1) entrada de água bruta, com pH inicial corrigido, no sistema ECF; 2) bomba peristáltica, que realiza o bombeamento de água bruta para o sistema; 3) fonte de energia, que fornece a corrente elétrica ao reator ECF; 4) reator ECF, onde ocorre a eletrocoagulação, ou seja, a dosagem do coagulante; 5) FTH, onde ocorre a agitação hidráulica; 6) tanque de flotação, onde ocorre a separação de fases, permite que o lodo seja retirado por meio da flotação e a água clarificada ficará na parte inferior do tanque; 7) saída da água clarificada do sistema.

Figura 1 – Sistema ECF em escala de bancada



### 2.3 Medições analíticas

A água ficou em repouso por 15 minutos no tanque de flotação, para a flotação total dos flocos produzidos. A coleta das amostras de água tratada pelo sistema ECF foi realizada pela saída do sistema (Figura 1 (7)), presente na parte inferior do tanque de flotação.

A água bruta e tratada foram analisadas quanto aos parâmetros cor aparente, turbidez, pH, coliformes totais e presença de alumínio, de acordo com as metodologias de APHA (2012). A cor aparente foi determinada pelo método espectrofotométrico (protocolo 2120 C) – colorímetro Quimis Q406COR (protocolo 2120C), a turbidez pelo método nefelométrico (protocolo 2130B) – turbidímetro Thermo Scientific Orion (AQ 4500), o pH pelo método eletrométrico (protocolo 4500 –H\* B) por um pHmetro – Thermo Scientific Orion Star (A211), coliformes totais pelo método substrato enzimático (protocolo 9223 B. 2.b). A presença de alumínio foi determinada pela técnica de espectroscopia de absorção atômica com atomização em chama (modelo novAA 300, marca Analytikjena), para valores iguais ou superiores a  $1 \text{ mg L}^{-1}$ , e em forno de grafite (modelo ZEE nit 600, marca Analytikjena), para valores inferiores a  $1 \text{ mg L}^{-1}$ .

As variáveis respostas carbono inorgânico, carbono orgânico total e carbono total foram analisadas por meio de um analisador de carbono orgânico total (TOC-L, Shimadzu).

A eficiência de remoção dos parâmetros analisados foi determinada conforme a Equação 1 (MOHORA et al., 2012; ADAMOVIC et al., 2016), sendo,  $V_{AB}$  = valor do parâmetro da água bruta e  $V_{AT}$  = valor do parâmetro da água tratada.

$$\text{Eficiência de remoção (\%)} = \frac{V_{AB} - V_{AT}}{V_{AB}} \times 100 \quad (1)$$

## 2.5 Consumo de energia

O consumo de energia foi calculado pela Equação 2 (PALAHOUANE, et al, 2015; CERQUEIRA et al., 2014; BOUHEZILA et al., 2011):

$$EnC = \frac{V \cdot i \cdot t}{v} \quad (2)$$

sendo  $EnC$  o consumo de energia ( $Wh/m^3$ ),  $V$  a tensão de operação (Volt),  $i$  a corrente elétrica (A),  $t$  o tempo de aplicação da corrente (h) e  $v$  o volume de água ( $m^3$ ).

## 2.6 Planejamento experimental

Um Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR)  $2^2$  foi realizado para determinar o comprimento da tubulação e a vazão de operação do FTH. Foram avaliados comprimentos de 5 a 30 m e vazões de 0,53 a 2,35  $L \cdot min^{-1}$ . O comportamento do pH inicial e a concentração de alumínio, equivalente a dosagem de coagulante imposta ao tratamento, também foram avaliados, em um DCCR ( $2^2$ ). Os valores de pH inicial variaram de 5,8 a 7,0 e a concentração de alumínio de 1,50 a 4,50  $mg \cdot L^{-1}$ . Esses valores foram determinados baseando-se em testes preliminares e em condições operacionais de estações de tratamento de água em escala real. Os delineamentos experimentais seguiram a metodologia de Rodrigues e Iemma (2014).

As variáveis respostas analisadas foram: remoção de cor aparente, remoção de turbidez, remoção de coliformes totais, pH final, remoção de carbono orgânico total, remoção de carbono inorgânico, remoção de carbono total, alumínio residual, consumo de energia e produção de lodo. Os resultados foram analisados utilizando o software Statistica ® 7.0 (Statsoft Inc., Tulsa, OK, EUA), com um nível de significância de 95 % ( $p < 0,05$ ).



Para cada DCCR ( $2^2$ ) foram realizados 12 experimentos, os valores codificados e reais das variáveis independentes são mostrados na Tabela 2.

Tabela 2 – Valores reais e codificados das variáveis independentes de cada planejamento experimental

	<b>Parâmetro</b>	<b>-1,41</b>	<b>-1</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>1,41</b>
<b>DCCR <math>2^2</math> –</b>	<b>Q (L min<sup>-1</sup>)</b>	0,53	0,80	1,44	2,08	2,35
<b>Q e L</b>	<b>L (m)</b>	5,0	8,7	17,5	26,3	30,0
<b>DCCR <math>2^2</math> –</b>	<b>pHi</b>	5,8	5,98	6,4	6,82	7,0
<b>pHi e [Al]</b>	<b>[Al] (mg L<sup>-1</sup>)</b>	1,50	1,94	3,0	4,06	4,50

Legenda: Q – vazão; L – comprimento da tubulação do FTH; pHi – pH inicial; [Al] – concentração de alumínio.

### 3 Resultados e Discussão

A Tabela 3 apresenta os resultados do planejamento experimental ( $2^2$ ) realizado para determinar os valores ideais do comprimento da tubulação do FTH e da vazão de operação, do sistema ECF. Enquanto, a Tabela 4 apresenta os resultados do planejamento experimental ( $2^2$ ) realizado para determinar o valor ideal do pH inicial e da concentração de alumínio. Os planejamentos experimentais serão discutidos individualmente de acordo com as suas variáveis respostas analisadas.

Tabela 3 – Resultado dos experimentos do DCCR 2<sup>2</sup> – vazão e comprimento da tubulação. Condições experimentais: Diâmetro das unidades anelares de 60 mm, diâmetro da tubulação de 9 mm, pH inicial de 6,4, dose de Al de 3,0 mg/L e distância entre os eletrodos de 0,3 cm.

Exp	Q (L min <sup>-1</sup> )	L (m)	G (s <sup>-1</sup> )	TDH (s)	Reg. Esc.	Cor (NTU)	R-Cor (%)	Turb (NTU)	R-Turb (%)	pH final	Coli T (NMP/100 mL)	R-Coli T(%)	Al (mg L <sup>-1</sup> )	Prod. Lodo (kg m <sup>-3</sup> )	EnC (kWh m <sup>-3</sup> )
1	0,8	8,66	385,2	41,32	Laminar	15,47	71,22	2,78	60,49	6,63	310	55,1	2,08	0,009	0,10
2	0,8	26,34	308,8	125,68	Laminar	3,87	92,80	1,01	85,60	6,70	0	100,0	1,69	0,014	0,30
3	2,08	8,66	981,1	15,89	Transição	28,47	47,02	4,64	34,06	6,54	410	40,6	2,26	0,009	0,08
4	2,08	26,34	870,2	48,34	Transição	27,77	48,33	4,16	40,95	6,71	100	85,5	2,00	0,006	0,24
5	0,53	17,5	247,9	126,03	Laminar	10,53	80,40	1,75	75,18	6,65	100	85,5	1,73	0,011	0,22
6	2,35	17,5	1041,8	28,42	Transição	26,70	50,31	3,77	46,47	6,53	410	40,6	1,96	0,009	0,15
7	1,44	5	744,2	13,25	Transição	31,63	41,13	4,82	31,55	6,60	200	71,0	2,46	0,005	0,05
8	1,44	30	571,5	79,52	Transição	10,17	81,08	1,88	73,33	6,63	0	100,0	1,53	0,012	0,29
9	1,44	17,5	631,7	46,39	Transição	9,30	82,69	2,09	70,30	6,61	200	71,0	1,14	0,011	0,17
10	1,44	17,5	631,7	46,39	Transição	14,00	73,95	2,67	62,10	6,74	200	71,0	1,02	0,011	0,17
11	1,44	17,5	631,7	46,39	Transição	12,10	77,48	2,16	69,30	6,55	200	71,0	1,07	0,010	0,17

Legenda: Q – vazão; L – comprimento da tubulação do FTH; G – gradiente de velocidade; TDH – tempo de detenção hidráulico; Reg. Esc. – regime de escoamento; R-Cor – remoção de cor aparente; R-Turb - remoção de turbidez; R-Coli T – remoção de Coliformes Totais; Al – presença de alumínio residual; Prod. Lodo – produção de lodo; EnC – consumo de energia.

Tabela 4 – Resultado dos experimentos do DCCR 2<sup>2</sup> – pH inicial e concentração de alumínio. Condições experimentais: vazão de 0,8 L/min, distância entre os eletrodos de 0,3 cm, gradiente de velocidade de 306 s<sup>-1</sup>, tempo de detenção hidráulico de 126 s, comprimento da tubulação de 26,34 m, diâmetro das unidades anelares de 60 mm e diâmetro da tubulação de 9 mm.

Exp.	pHi	[Al] (mg L <sup>-1</sup> )	Cor (NTU)	R-Cor (%)	Turb (NTU)	R-Turb (%)	pH final	Coli T (NMP/100 mL)	R- Coli T(%)	Al (mg L <sup>-1</sup> )	CT (mg L <sup>-1</sup> )	R- CT (%)	COT (mg L <sup>-1</sup> )	R- COT (%)	CI (mg L <sup>-1</sup> )	R-CI (%)	Prod. Lodo (kg m <sup>-3</sup> )	EnC (kWh m <sup>-3</sup> )
1	5,98	1,94	29,03	54,3	4,78	44,1	6,26	750	67,5	0,80	4,83	37,6	2,65	34,4	2.18	41.09	0,002	0,02
2	5,98	4,06	48,80	23,2	8,18	4,5	6,22	1100	52,4	2,08	4,58	40,8	2,28	43,5	2.30	37.76	0,018	0,05
3	6,82	1,94	61,00	4,0	9,17	-7,1	7,11	2180	5,6	1,66	7,37	4,7	3,96	2,1	3.41	7.58	0,010	0,02
4	6,82	4,06	34,02	46,5	5,13	40,0	7,01	980	57,6	1,88	6,82	11,8	3,28	19,0	3.55	3.92	0,014	0,07
5	5,8	3,00	66,00	-3,9	10,83	-26,6	6,17	850	63,2	2,46	4,16	46,3	2,25	44,3	1.91	48.40	0,032	0,03
6	7,0	3,00	52,40	17,5	8,21	4,1	7,08	1870	19,0	1,56	7,62	1,5	3,97	1,8	3.65	1.30	0,013	0,04
7	6,4	1,50	29,60	53,4	5,44	36,4	6,52	980	57,6	1,19	5,78	25,3	2,88	28,8	2.91	21.33	0,014	0,01
8	6,4	4,50	3,87	93,9	1,34	84,3	6,64	310	86,6	0,47	5,69	26,5	2,72	32,6	2.97	19.71	0,028	0,07
9	6,4	3,00	15,97	74,9	2,75	67,9	6,60	740	68,0	0,83	5,77	25,4	2,93	27,6	2.84	23.037	0,030	0,03
10	6,4	3,00	12,33	80,6	1,82	78,7	6,59	310	86,6	0,84	5,86	24,3	2,96	26,8	2.90	21.44	0,012	0,04
11	6,4	3,00	6,30	90,1	1,84	78,5	6,52	200	91,3	0,84	5,19	32,9	2,55	37,0	2.64	28.45	0,027	0,04

Legenda: pHi – pH inicial; [Al] – concentração de alumínio; R-Cor – remoção de cor aparente; R-Turb - remoção de turbidez; R-Coli T – remoção de Coliformes Totais; Al – presença de alumínio residual; CT – carbono total; R-CT – remoção de carbono total; COT – carbono orgânico total; R-COT – remoção de carbono orgânico total; CI – carbono inorgânico; R-CI – remoção de carbono inorgânico. Prod. Lodo – produção de lodo; EnC – consumo de energia.

### 3.1 DCCR (2<sup>2</sup>): vazão e comprimento da tubulação

O comprimento da tubulação influencia no tempo de contato do coagulante com os poluentes, um fator importante na eficiência do tratamento. Enquanto a vazão do sistema influencia na agitação, e sua intensidade pode ser favorável ou desfavorável à formação dos flocos aerados.

A análise de variância (Tabela 5) foi utilizada para avaliar a adequação dos modelos ajustados. Os modelos apresentaram valores de F calculado ( $F_{cal}$ ) maiores que os valores de F tabelado ( $F_{tab}$ ), o que indica que foram significativos estatisticamente. Os valores de  $R^2$  indicaram que os modelos apresentaram bom ajuste aos resultados observados. Baseando-se na ANOVA foram determinados modelos de segunda ordem para as variáveis respostas.

Tabela 5 – ANOVA do delineamento experimental da vazão e comprimento da tubulação

	SQ	GL	QM	$F_{cal}$	$F_{tab}$	$R^2$
<b>Remoção de cor aparente (%)</b>						
Regressão	2.882,946	5	576,6			
Resíduo	270,411	5	54,1	10,66	5,05	
Total	3.153,357	10				0,91
<b>Remoção de turbidez (%)</b>						
Regressão	3.026,989	5	605,4			
Resíduo	251,547	5	50,3	12,03	5,05	
Total	3.278,536	10				0,92
<b>Remoção de coliformes totais (%)</b>						
Regressão	3.718,294	5	743,7			
Resíduo	479,449	5	95,9	7,76	5,05	
Total	4.197,743	10				0,89
<b>Alumínio residual (mg L<sup>-1</sup>)</b>						
Regressão	2,309478	5	0,5			
Resíduo	0,081286	5	0,0	28,41	5,05	
Total	2,390764	10				0,97
<b>Consumo de energia (kwh m<sup>-3</sup>)</b>						
Regressão	0,066	5	0,0			
Resíduo	0,000	5	0,0	1758,73	5,05	
Total	0,066	10				0,99

As equações (3-7) representam os modelos quadráticos determinados a partir das variáveis avaliadas para as diferentes respostas.

$$R\text{-cor (\%)} = 78,04 - 13,90Q - 5,94Q^2 + 9,92L - 8,06L^2 - 5,07QL \quad (3)$$

$$R\text{-turb (\%)} = 67,23 - 13,96Q - 3,54Q^2 + 11,39L - 7,74L^2 - 4,55QL \quad (4)$$

$$\text{R-coli totais (\%)} = 71,01 - 11,57Q - 4,98Q^2 + 16,36L + 6,25L^2 + 0,0QL \quad (5)$$

$$\text{Al (mg L}^{-1}\text{)} = 1,08 + 0,10Q + 0,41Q^2 - 0,24L + 0,48L^2 + 0,03QL \quad (6)$$

$$\text{EnC (kWh m}^{-3}\text{)} = 0,17 - 0,02Q + 0,007Q^2 + 0,09L + 0,0004L^2 - 0,008QL \quad (7)$$

As Figuras 2(a-e) representam as curvas de contorno para a remoção de cor aparente, remoção de turbidez, remoção de coliformes totais, alumínio residual e consumo de energia, em função da vazão e do comprimento da tubulação, respectivamente.

Figura 2 – Curvas de contorno do planejamento experimental comprimento da tubulação do FTH e vazão: (a) remoção de cor (%); (b) remoção de turbidez (%); (c) remoção de coliformes totais (%); (d) alumínio residual (mg L<sup>-1</sup>); (e) consumo de energia (kWh m<sup>-3</sup>).

(continua)

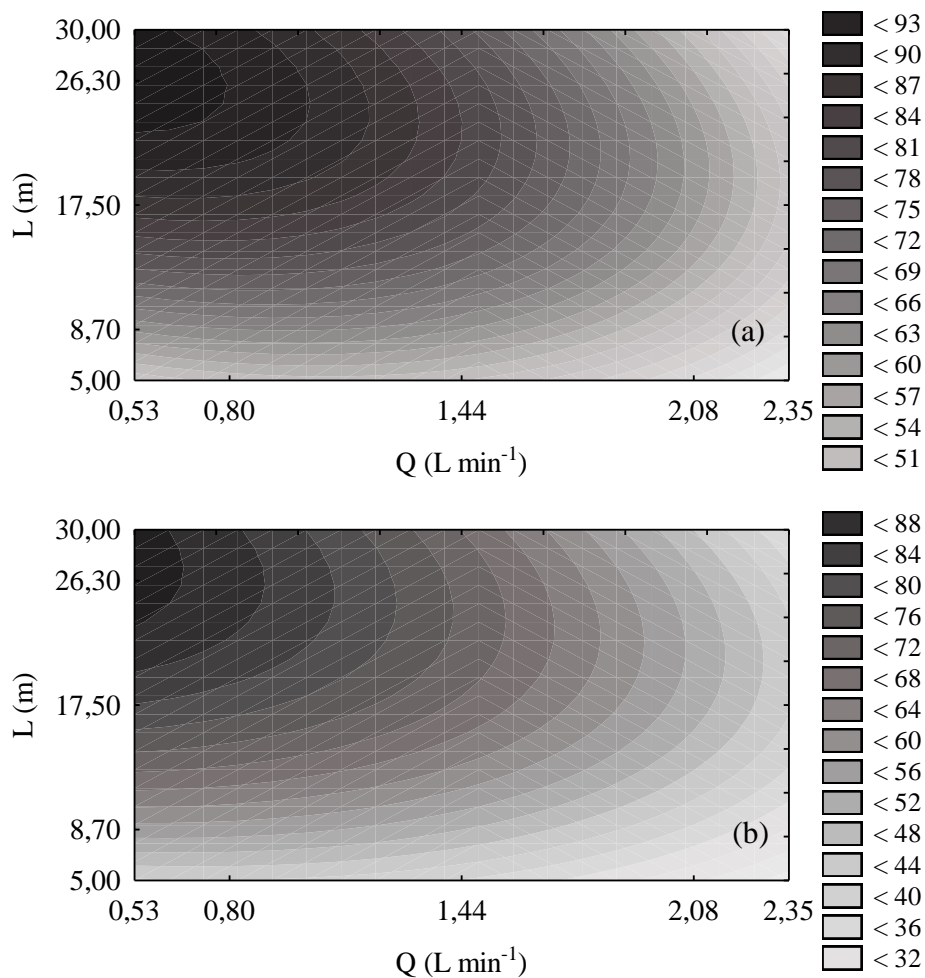
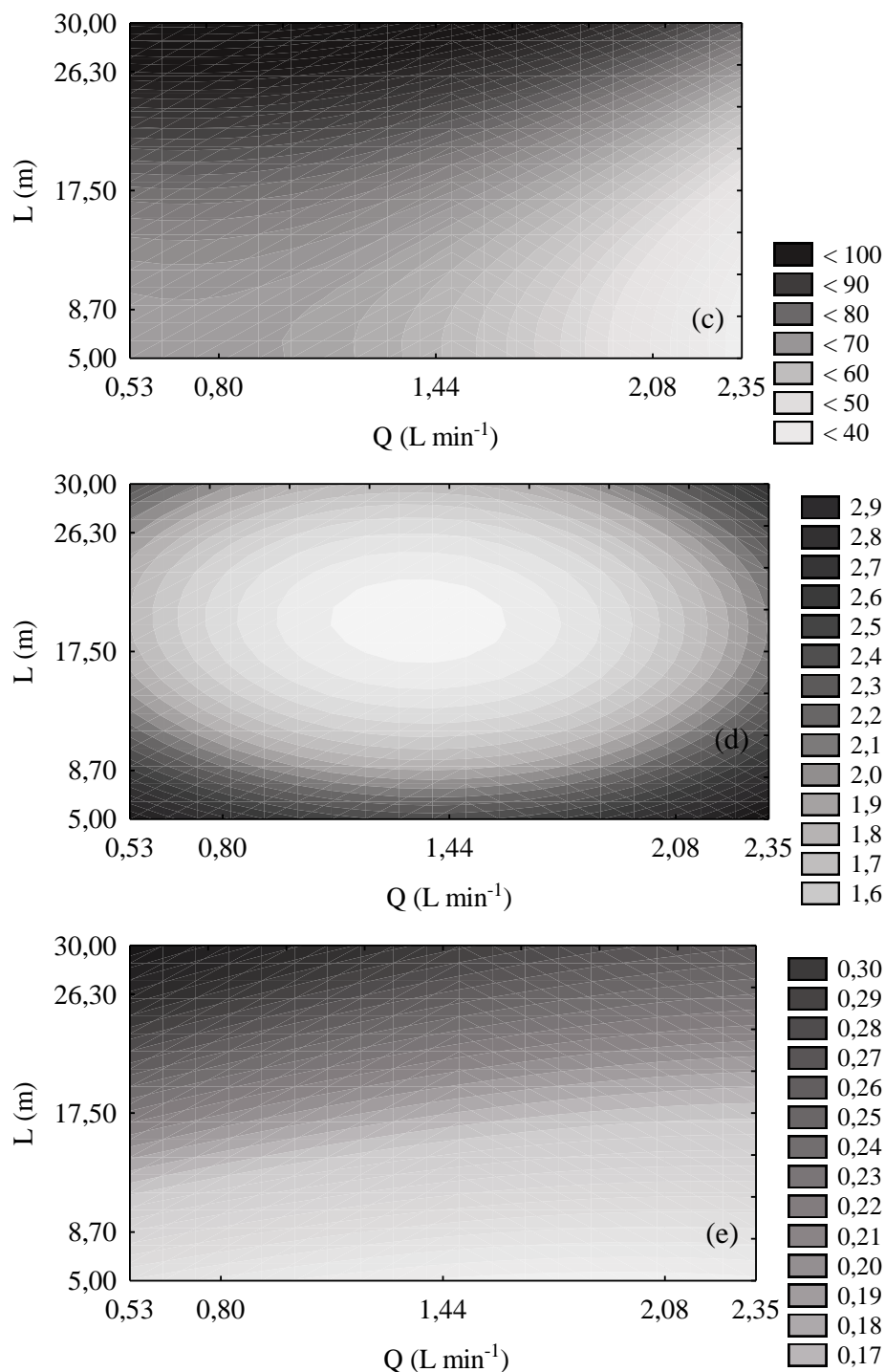


Figura 2 – Curvas de contorno do planejamento experimental comprimento da tubulação do FTH e vazão: (a) remoção de cor (%); (b) remoção de turbidez (%); (c) remoção de coliformes totais (%); (d) alumínio residual ( $\text{mg L}^{-1}$ ); (e) consumo de energia ( $\text{kWh m}^{-3}$ ).  
(conclusão)



Nas Figuras 2(a), 2(b) e 2(c) observa-se que os maiores comprimentos de tubulação foram favoráveis à obtenção de menores valores de cor aparente, turbidez e coliformes totais na água tratada, assim como as menores vazões. Portanto, os comprimentos de tubulação

superiores a 17,5 m foram ideais para o tratamento, assim como vazões iguais ou menores que  $0,8 \text{ L min}^{-1}$ .

Quanto ao alumínio residual 2(d), em maiores comprimentos de tubulação também foi observada baixa presença de alumínio na água tratada. Pode-se considerar que para uma baixa presença de alumínio residual na água tratada, devem-se utilizar valores de vazão igual ou inferior à  $0,8 \text{ L min}^{-1}$  e comprimentos de tubulação superiores a 17,5 m.

Os maiores comprimentos de tubulação provocaram um maior tempo de contato do coagulante com as partículas em suspensão. Isso promoveu maior probabilidade de contato entre os coágulos, favorecendo a remoção de cor aparente, turbidez e coliformes totais.

A transferência de massa promovida pela agitação, consequência da vazão, é um fator limitante para a eficácia do tratamento eletroquímico, no entanto, quando superada essa limitação, o aumento da agitação poderá não corresponder a uma maior eficiência de remoção no tratamento (ESSADKI et al., 2009).

Os experimentos com vazão igual ou inferior a  $0,8 \text{ L min}^{-1}$  apresentaram um gradiente de velocidade de até  $385 \text{ s}^{-1}$ , indicando uma agitação não muito intensa. Uma agitação muito elevada pode acarretar na diminuição da eficiência de remoção de poluentes, pelo fato dos flocos se degradarem devido à colisão entre si, provocando a formação de pequenos flocos difíceis de serem removidos, pois permanecem em suspensão (KHANDEGAR e SAROHA, 2013).

Essadki et al. (2009) avaliaram a remoção de fluoretos da água por ECF em diferentes velocidades de agitação e verificaram que o aumento da agitação contribuiu para uma desfluoretação mais rápida, até ponto em que o aumento da velocidade não teve efeito satisfatório sobre a remoção de fluoreto.

### **3.2 DCCR (2<sup>2</sup>): Efeito do pH inicial e concentração de alumínio**

O pH inicial pode influenciar nas espécies de alumínio formadas e nos mecanismos de coagulação e floculação. Portanto, o pH inicial foi estudado juntamente com a concentração de alumínio, que é importante para a agregação das impurezas através de um planejamento experimental (2<sup>2</sup>).

A análise de variância (Tabela 6) foi utilizada para avaliar a adequação dos modelos ajustados. Os modelos apresentaram valores de  $F_{\text{cal}}$  maiores que os valores de  $F_{\text{tab}}$ , o que indica que foram significativos estatisticamente. Os valores de  $R^2$  indicaram que os modelos

apresentaram bom ajuste aos resultados observados. Baseando-se na ANOVA foram determinados modelos de segunda ordem (equações 8-14) para as variáveis respostas.

Tabela 6 - ANOVA do delineamento experimental do pH inicial e concentração de alumínio

	SQ	GL	QM	F <sub>cal</sub>	F <sub>tab</sub>	R <sup>2</sup>
<b>Remoção de cor aparente (%)</b>						
Regressão	10.974,96	5	2195,0			
Resíduo	928,94	5	185,8	11,81	5,05	
Total	11.903,90	10				0,92
<b>Remoção de turbidez (%)</b>						
Regressão	13.838,99	5	2767,8			
Resíduo	1001,22	5	200,2	13,82	5,05	
Total	14.840,21	10				0,93
<b>Remoção de coliformes totais (%)</b>						
Regressão	6.681,293	5	1336,3			
Resíduo	545,811	5	109,2	12,24	5,05	
Total	7.227,104	10				0,92
<b>Carbono total (%)</b>						
Regressão	2.006,05	5	401,2			
Resíduo	55,933	5	11,2	35,87	5,05	
Total	2.061,98	10				0,97
<b>Carbono inorgânico (%)</b>						
Regressão	2.279,04	5	455,8			
Resíduo	29,840	5	6,0	76,37	5,05	
Total	2.308,878	10				0,99
<b>Carbono orgânico total (%)</b>						
Regressão	1.957,334	5	391,5			
Resíduo	127,23	5	25,4	15,38	5,05	
Total	2.084,57	10				0,94
<b>Consumo de energia (kwh m<sup>-3</sup>)</b>						
Regressão	0,003928	5	0,00			
Resíduo	0,000022	5	0,00	176,71	5,05	
Total	0,003950	10				0,99

$$R\text{-cor (\%)} = 81,85 + 0,40 \text{ pHi} - 39,58 \text{ pHi}^2 + 8,58 \text{ Al} - 6,16 \text{ Al}^2 + 18,39 \text{ pHi Al} \quad (8)$$

$$R\text{-turb (\%)} = 75,02 + 3,46 \text{ pHi} - 44,17 \text{ pHi}^2 + 9,41 \text{ Al} - 8,37 \text{ Al}^2 + 21,70 \text{ pHi Al} \quad (9)$$

$$R\text{-coli totais (\%)} = 81,96 - 14,89 \text{ pHi} - 23,12 \text{ pHi}^2 + 9,73 \text{ Al} - 7,65 \text{ Al}^2 + 16,77 \text{ pHi Al} \quad (10)$$

$$R\text{-CT (\%)} = 27,55 - 15,64 \text{ pHi} - 2,11 \text{ pHi}^2 + 1,49 \text{ Al} - 1,13 \text{ Al}^2 + 0,97 \text{ pHi Al} \quad (11)$$

$$R\text{-CI (\%)} = 24,31 - 16,75 \text{ pHi} + 0,25 \text{ pHi}^2 - 1,16 \text{ Al} - 1,92 \text{ Al}^2 - 0,08 \text{ pHi Al} \quad (12)$$

$$R\text{-COT (\%)} = 30,48 - 14,64 \text{ pHi} - 4,25 \text{ pHi}^2 + 3,91 \text{ Al} - 0,41 \text{ Al}^2 + 1,92 \text{ pHi Al} \quad (13)$$

$$\text{EnC(kWh m}^{-3}\text{)} = 0,036 + 0,003 \text{ pHi} - 0,0001 \text{ pHi}^2 + 0,02 \text{ Al} + 0,003 \text{ Al}^2 + 0,003 \text{ pHi Al} \quad (14)$$



As Figuras 3(a-g) representam as curvas de contorno para a remoção de cor aparente, remoção de turbidez, remoção de coliformes totais, remoção de carbono total, remoção de carbono inorgânico, remoção de carbono orgânico total e consumo de energia, em função do pH inicial e da concentração de alumínio, respectivamente.

O pH inicial foi mais relevante do que a concentração de alumínio para o tratamento nas condições estudadas. Quanto a eficiência do tratamento em termos de qualidade da água tratada, observa-se nas Figuras 3(a), 3(b) e 3(c) que o valor ideal de pH inicial para o tratamento é próximo a 6,4, pois nessas condições foram observados os menores valores de cor aparente, turbidez e coliformes totais na água tratada. Enquanto que, a concentração de alumínio teve menor influência. Lee et al. (2007) realizaram o tratamento de água por eletrocoagulação, em pH de 6,4, e obtiveram remoção de turbidez de 72 %. Babu e Goel (2013) também realizaram tratamento com pH de 6,4 e obtiveram 85 % de remoção de fluoreto.

Para as variáveis analisadas carbono total, carbono inorgânico e carbono orgânico total (Figuras 3(d), 3(e) e 3(f), respectivamente), o valor ideal de pH inicial para o tratamento é inferior ou igual a 6,4, pois nessas condições foram obtidos os menores valores desses parâmetros na água tratada. Gamage et al. (2012) realizaram tratamento de água por ECF com pH de 6,4 e obtiveram 47 % de remoção de carbono total, superior a remoção encontrada nesse estudo, de aproximadamente 25 %. A concentração de alumínio apresentou influência pouco significativa para as remoções de carbono.

O consumo energético foi influenciado pela concentração de alumínio, pois maiores concentrações necessitam de maiores valores de corrente elétrica, conseqüentemente maiores valores de tensão, o que provoca maior consumo de energia, como se observa na Figura 3(g). Para esta variável, o pH inicial não apresentou influência significativa.

Figura 3 – Curvas de contorno do planejamento experimental pH inicial e concentração de alumínio: (a) remoção de cor (%); (b) remoção de turbidez (%); (c) remoção de coliformes totais (%); (d) remoção de carbono total (%); (e) remoção de carbono inorgânico (%); (f) remoção de carbono orgânico total (%); (g) consumo de energia ( $\text{kWh m}^{-3}$ ).

(continua)

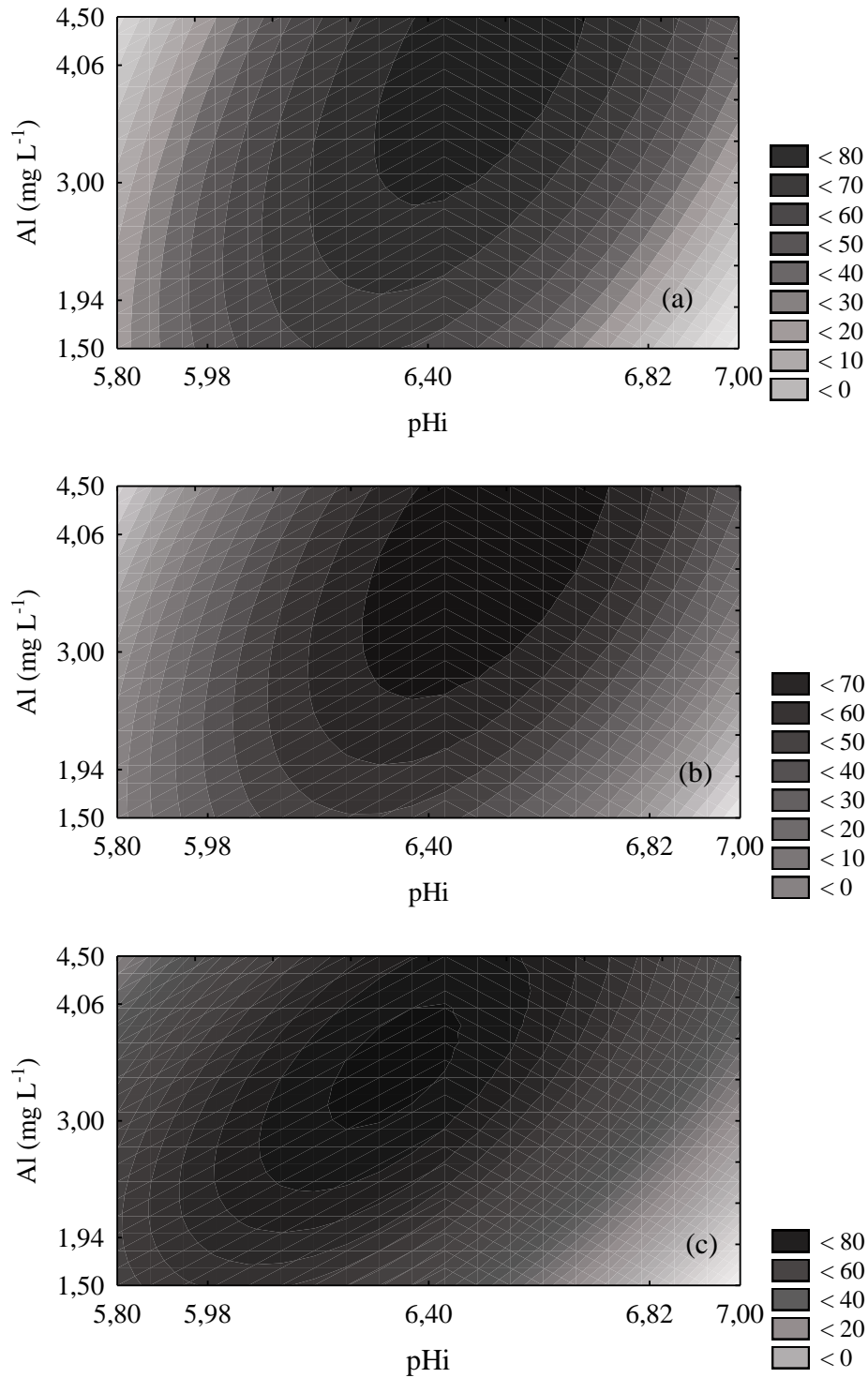


Figura 3 – Curvas de contorno do planejamento experimental pH inicial e concentração de alumínio: (a) remoção de cor (%); (b) remoção de turbidez (%); (c) remoção de coliformes totais (%); (d) remoção de carbono total (%); (e) remoção de carbono inorgânico (%); (f) remoção de carbono orgânico total (%); (g) consumo de energia ( $\text{kWh m}^{-3}$ ).

(continua)

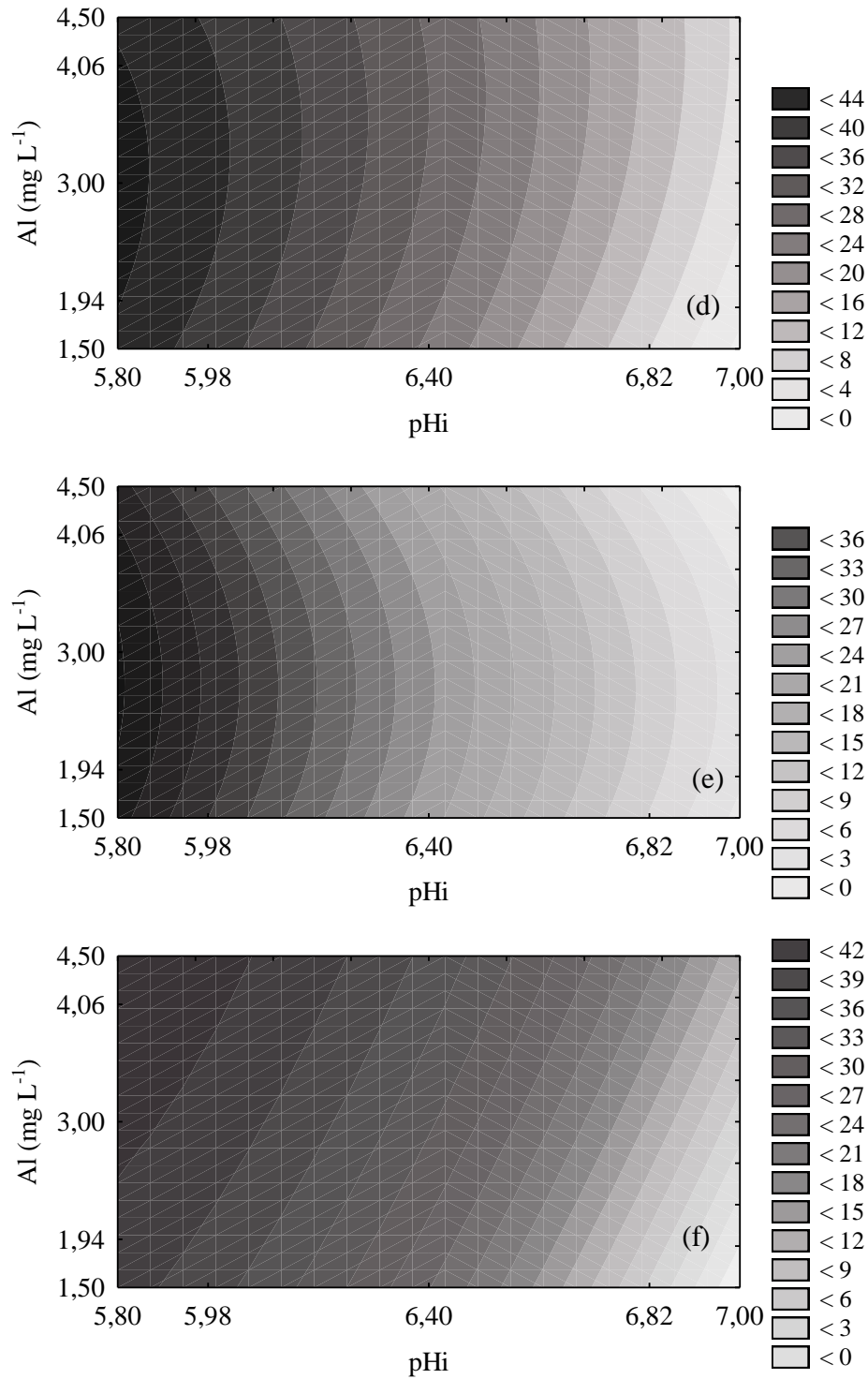
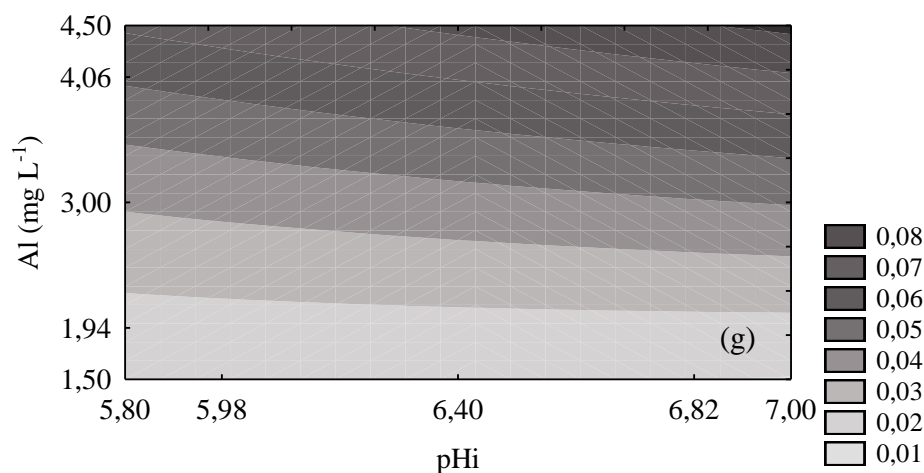


Figura 3 – Curvas de contorno do planejamento experimental pH inicial e concentração de alumínio: (a) remoção de cor (%); (b) remoção de turbidez (%); (c) remoção de coliformes totais (%); (d) remoção de carbono total (%); (e) remoção de carbono inorgânico (%); (f) remoção de carbono orgânico total (%); (g) consumo de energia ( $\text{kWh m}^{-3}$ )

(conclusão)



### 3.1 Condição ideal do sistema ECF

Com base nos experimentos realizados nos planejamentos experimentais, a configuração final do sistema ECF foi definida conforme mostra a Tabela 7.

Tabela 7 – Condições ideais da configuração do sistema ECF

<b>Concepção do sistema ECF:</b>	
Componentes do sistema ECF	Reator ECF + FTH
Vazão de operação	$\leq 0,8 \text{ L min}^{-1}$
<b>Condições operacionais do reator ECF:</b>	
Densidade de corrente	$1 \text{ mA cm}^{-2}$
Distância dos eletrodos	0,3 cm
<b>Condições operacionais do FTH:</b>	
Tempo de detenção	$\geq 2,3 \text{ min}$
Gradiente de velocidade	$250 - 350 \text{ s}^{-1}$
Comprimento da tubulação	$> 17,5 \text{ m}$

(continua)

Tabela 7 – Condições ideais da configuração do sistema ECF

(conclusão)	
<b>Condições da água a ser tratada:</b>	
pH inicial	6,4
<b>Desempenho esperado:</b>	
Remoção de cor aparente	> 85 %
Remoção de turbidez	> 80 %
Remoção de coliformes totais	> 90 %
Consumo energético	< 0,04 kWh m <sup>-3</sup>
Produção de Lodo	< 0,03 kg m <sup>-3</sup>

Portanto, ao ser aplicado o sistema ECF para o tratamento de água de abastecimento, deve-se seguir a configuração estabelecida na Tabela 7. Como visto no item 3.2, a concentração de alumínio não apresentou influência significativa no sistema ECF, com exceção do consumo energético. Dessa forma, a concentração de alumínio poderá ser variável, sendo um fator positivo do sistema ECF, pois a concentração do coagulante dependerá da qualidade da água bruta a ser tratada.

#### 4 Conclusão

O sistema ECF foi desenvolvido como uma unidade de tratamento de água inovadora para demandas eventuais e remotas do saneamento básico, de forma que seja uma tecnologia eficiente, prática e compacta para o tratamento de água de abastecimento. O que pode trazer maiores avanços ao saneamento básico e melhorar a qualidade de vida da população brasileira. O tratamento de água pelo sistema apresentou resultados satisfatórios quanto à qualidade da água tratada e parâmetros operacionais. A remoção de cor aparente foi superior a 85 %, turbidez superior a 80 % e coliformes totais superior a 90 %, com um consumo energético inferior a 0,04 kWh m<sup>-3</sup> e produção de lodo inferior a 0,03 kg m<sup>-3</sup>.

Os maiores comprimentos de tubulação, assim como os menores valores de vazão, foram mais favoráveis ao tratamento de água pelo sistema. Os valores ideais de vazão devem ser igual ou inferior a 0,8 L min<sup>-1</sup> e comprimentos de tubulação superiores a 17,5 m. O valor ideal do pH inicial foi próximo de 6,4, enquanto a concentração de alumínio não teve muita influência ao tratamento, sendo um fator positivo do sistema ECF, pois a concentração do coagulante depende da qualidade da água a ser tratada. No entanto, o consumo energético foi

influenciado pela concentração de alumínio. Maiores concentrações de alumínio ocasionam maiores valores de tensão elétrica, provocando um maior consumo de energia.

**Agradecimentos:** Agradecemos a Companhia Riograndense de Saneamento (Corsan) pelo apoio financeiro e a Universidade Federal de Santa Maria pela infraestrutura disponibilizada.

### **Referências:**

ADAMOVIC, S. et al. Feasibility of electrocoagulation/flotation treatment of waste offset printing developer based on the response surface analysis. **Arabian Journal of Chemistry**, v. 9, p. 152-162, 2016.

BABU, J. M.; GOEL, S. Defluoridation of drinking water in batch and continuous-flow electrocoagulation systems. **Pollution Research**, v. 32, n. 4, p. 727-736, 2013.

BEHBAHANI, M.; MOGHADDAM, M. R. A.; ARAMI, M. Thecno-economical evaluation of fluoride removal by electrocoagulation process: optimization through response surface methodology. **Desalination**. v. 271, 209-218, 2011.

BOUHEZILA, F.; HARITI, M.; LOUNICI H.; MAMERI, N. Treatment of the OUED SMAR town landfill leachate by an electrochemical reactor, **Desalination**, v. 280, p. 347-353, 2011.

CARISSIMI, E.; RUBIO, J. The flocs generator reactor-FGR: a new basis for flocculation and solid-liquid separation. **International Journal of Mineral Processing**. v. 75, n.3-4, p. 237-247, 2005.

CARISSIMI, E.; RUBIO, J. Polymer-bridging flocculation performance using turbulent pipe flow. **Minerals Engineering**. v. 70, p. 20-25, 2015.

CERQUEIRA, A. A.; SOUZA, P. S. A.; MARQUES, M. R. C. Effects of direct and Alternating current on the treatment of oily water in an electroflocculation process. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 31, n. 3, p. 693-701, 2014.

ELAZZOUI. M.; HABOUBI. K. H.; ELYOUBI.M. S. Electrocoagulation-flocculation as a low-cost process for pollutants removal from urban wastewater. **Chemical Engineering Research and Design**. v. 117. p. 614-626. 2017.

ESSADKI, A. H.; GOURICH, B.; VIAL, C.; DELMAS, H.; BENNAJAH, M. Defluoridation of drinking water by electrocoagulation/electroflotation in a stirred tank reactor with a comparative performance to an external-loop airlift reactor. **Journal of hazardous materials**, v. 168, n. 2-3, p. 1325-1333, 2009.

GAMAGE. N. P.; RIMER. J. D.; CHELLAM. S. Improvements in permeate flux by aluminum electroflotation pretreatment during microfiltration of surface water. **Journal of membrane science**. v. 411. p. 45-53. 2012.

HAKIZIMANA, J. N. et al. Electrocoagulation process in water treatment: A review of electrocoagulation modeling approaches. **Desalination**, v. 404, 1-21, 2017.

HEFFRON, JOE; MCDERMID, BRAD; MAHER, EMILY; MCNAMARA, PATRICK J.; MAYER, BROOKE K. Mechanisms of virus mitigation and suitability of bacteriophages as surrogates in drinking water treatment by iron electrocoagulation. **Water Research**, v. 163, 114877, 2019.

JIMÉNEZ, C. et al. Optimization of a combined electrocoagulation – electroflotation reactor. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, p. 9700-9711, 2016.

KABDAŞLI, I. et al. Electrocoagulation applications for industrial wastewaters: a critical review. **Environmental Technology Reviews**, 1, 2-45, 2012.

KHANDEGAR, V.; SAROHA, A. K. Electrocoagulation for the treatment of textile industry effluent – A review. **Journal of Environmental Management**, v. 128, p. 949-963, 2013.

KUSHWAHA, J. P.; SRIVASTAVA, V. C.; MALL, I. D. Organics removal from dairy wastewater by electrochemical treatment and residue disposal. **Separation and Purification Technology**, v. 76, p. 198-205, 2010.

LEE, P-C.; GAU, S-H.; SONG, C-C.; Particle removal of high-turbidity reservoir water by electro-aggregation. **Journal Environmental Engineering Management**, v. 17, n. 5, p. 371-375, 2007.

MCBEATH, S. T.; MOHSENI, M.; WILKINSON, D. P. Pilot-scale iron electrocoagulation treatment for natural organic matter removal. **Environmental Technology**, v. 41, n. 5, p. 577-585, 2020.

MENESES, J. M. et al. Tratamento do efluente do biodiesel utilizando a eletrocoagulação/flotação: investigação dos parâmetros operacionais. **Química Nova**, São Paulo, v. 35, n. 2, p. 235-240, 2012.

MOHORA E. et al. Removal of natural organic matter and arsenic from water by electrocoagulation/flotation continuous flow reactor. **Journal of Hazardous Materials**, v. 235-236, p. 257-264, 2012.

MOUSSA, D. T. et al. A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: Potentials and challenges. **Journal of Environmental Management**, 1-18, 2016.

MOTA, I. O. et al. Study of electroflotation method for treatment of wastewater from washing soil contaminated by heavy metals. **Journal of Materials Research and Technology**, 4, 103-113, 2015.

OLIVEIRA, D. S.; TEIXEIRA, E. C. Hydrodynamic characterization and flocculation process in helically coiled tube flocculators: an evaluation through streamlines. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 14, p. 2561-2574, 2017.

PALAHOUANE, B. et al. Cost-effective electrocoagulation process for the remediation of fluoride from pretreated photovoltaic wastewater. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, v. 22, p. 127-131, 2015.

Progress on household drinking water, sanitation and hygiene 2000-2017. Special focus on inequalities. New York: United Nations Children's Fund (UNICEF) and World Health Organization, 2019.

RODRIGUES, M. I.; IEMMA, A. F. **Experimental Design and Process Optimization**, CRC Press, 2014.



## 6 ESCALONAMENTO DO SISTEMA ECF

Nesta etapa foi realizado o dimensionamento do sistema ECF em escala piloto, sendo considerada a vazão de trabalho de  $25 \text{ L min}^{-1}$ , densidade de corrente igual ou inferior a  $1 \text{ mA cm}^{-2}$  e distância entre os eletrodos de  $0,3 \text{ cm}$ .

Em virtude da limitação do diâmetro de tubulações e conexões de PVC disponíveis no mercado, as quais foram essenciais para montagem do reator em escala piloto, o diâmetro interno do reator ECF, de aproximadamente  $104 \text{ mm}$ , foi fixado com base na dimensão máxima de uma união soldável (diâmetro de  $110 \text{ mm}$ ). Com esse diâmetro, a velocidade de fluxo do reator, para a vazão desejada de  $25 \text{ L min}^{-1}$ , seria de  $0,05 \text{ m s}^{-1}$ , conforme mostra a Equação 1, sendo,  $v$  a velocidade de fluxo,  $Q$  a vazão de trabalho do sistema ECF,  $A$  a área da secção transversal do reator ECF.

$$v = \frac{Q}{A} = \frac{25000 \text{ (mL min}^{-1}\text{)}}{\pi \cdot 5,2 \text{ (cm)}^2} = \frac{25000 \text{ (cm}^3 \text{ min}^{-1}\text{)}}{84,95 \text{ (cm}^2\text{)}} = 294,30 \text{ cm min}^{-1} = 0,05 \text{ m s}^{-1} \quad (1)$$

Essa velocidade de fluxo representa 4 vezes a velocidade utilizada na bancada, sendo benéfico para o tratamento, pois uma maior velocidade de fluxo pode reduzir o risco de acúmulo de lodo no reator ECF e de passivação dos eletrodos.

Para dimensionar a área ativa dos eletrodos necessária para atingir a densidade de corrente de no máximo  $1 \text{ mA cm}^{-2}$ , foi determinada a corrente máxima que poderia ser necessária para realizar o tratamento. Para a determinação da corrente máxima, foi utilizada a concentração de  $4,5 \text{ mg L}^{-1}$  de alumínio. A partir da definição da concentração, a corrente necessária foi calculada para a vazão desejada de  $25 \text{ L min}^{-1}$ , conforme mostra a Equação 2, sendo,  $I$  a corrente elétrica;  $D$  a concentração de alumínio;  $Z$  o número de elétrons liberados na oxidação de alumínio;  $F$  a constante de Faraday;  $M$  a massa molar do alumínio.

$$I = \frac{D \cdot Z \cdot F \cdot Q}{M} = \frac{4,5 \text{ (mg L}^{-1}\text{)} \cdot 3 \cdot 96485,33 \text{ (C mol}^{-1}\text{)} \cdot 0,42 \text{ (L s}^{-1}\text{)}}{26982 \text{ (mg mol}^{-1}\text{)}} = 20,3 \text{ A} \quad (2)$$

A partir da corrente máxima de  $20,3 \text{ A}$ , a área ativa mínima de eletrodos necessária foi calculada conforme a Equação 3, sendo  $J$  a densidade de corrente elétrica,  $A_{\text{ativa}}$  a área ativa dos eletrodos.

$$A_{\text{ativa}} = \frac{I}{J} = \frac{20300 \text{ (mA)}}{1 \text{ (mA cm}^{-2}\text{)}} = 20300 \text{ cm}^2 \quad (3)$$

A largura dos eletrodos a ser adotada foi fixada em 6 cm e o número de eletrodos em 20, tendo em vista o diâmetro do reator ECF e a limitação de espaço resultante deste. A partir desta largura e do número de eletrodos, a altura dos eletrodos deveria ser de 1,78 m para manter a área ativa de 20300 cm<sup>2</sup>, conforme mostra a Equação 4. Para comportar essa altura de eletrodos, a altura do reator ECF deveria ser de no mínimo 2 m. Porém, optou-se por usar 2 reatores ECF de 1 m no sistema ECF, em série, para facilitar a operação do sistema e deixá-lo mais compacto. Sendo,  $H_{\text{eletrodos}}$  a altura dos eletrodos,  $L_{\text{eletrodos}}$  a largura dos eletrodos,  $n_{\text{eletrodos}}$  a o número de eletrodos.

$$H_{\text{eletrodos}} = \frac{A_{\text{ativa}}}{L_{\text{eletrodos}} \cdot (n_{\text{eletrodos}} - 1)} = \frac{20300 \text{ (cm}^2\text{)}}{6 \text{ (cm)} \cdot (20 - 1)} = 178 \text{ cm} = 1,78 \text{ m} \quad (4)$$

Cabe ressaltar que, com dois reatores ECF com altura de 1 m, o TDH total dos reatores ECF é de 41 s (Equação 5), o qual é cerca de 1,5 vezes maior do que o TDH do reator ECF em escala de bancada. Além disso, o tempo de contato entre a água e os eletrodos é de 36 s (Equação 6), 1,7 vezes maior do que o reator ECF de bancada. O aumento do TDH e do tempo de contato entre a água e os eletrodos, promove maior eficiência, devido ao maior tempo de contato entre agentes coagulantes e poluentes. Sendo,  $TDH_{\text{reatores ECF}}$  o tempo de detenção hidráulico dos reatores ECF,  $v$  o volume total dos reatores ECF,  $t_{\text{contato}}$  o tempo de contato entre água e eletrodos.

$$TDH_{\text{reatores ECF}} = \frac{V}{Q} = \frac{8,5 \text{ (L)} + 8,5 \text{ (L)}}{25 \text{ (L min}^{-1}\text{)}} = 0,68 \text{ min} = 41 \text{ s} \quad (5)$$

$$t_{\text{contato}} \text{ (s)} = \frac{H_{\text{eletrodos}}}{v} = \frac{0,89 \text{ (m)} + 0,89 \text{ (m)}}{0,05 \text{ (m s}^{-1}\text{)}} = 36 \text{ s} \quad (6)$$

A distância dos eletrodos foi fixada em 0,3 cm, conforme recomendado no 3º Relatório Trimestral do Projeto. Para manter essa distância entre os eletrodos, espaçadores foram confeccionados por impressão 3D, os quais são apresentados na Figura 1. A Figura 2 apresenta imagens registradas durante a construção do reator ECF.

Figura 1 - Espaçadores confeccionados em impressão 3D para manter a distância entre os eletrodos em 0,3 cm.

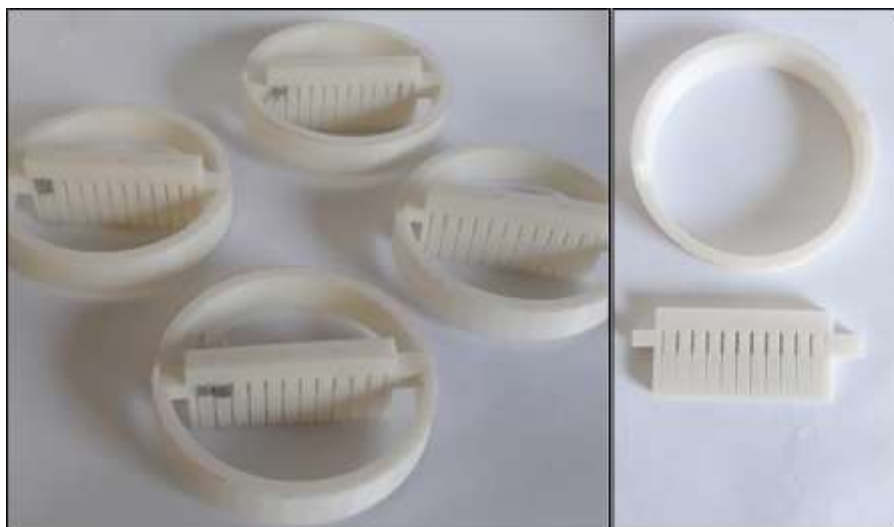


Figura 2 - Construção do reator ECF



O dimensionamento do FTH foi realizado a partir das condições do sistema ECF em escala de bancada, de um TDH mínimo de 2,3 min e gradiente de velocidade de  $250$  à  $350 \text{ s}^{-1}$ , considerando a vazão de trabalho de  $25 \text{ L min}^{-1}$ , estabelecida para o dimensionamento do sistema em escala piloto. Para início do dimensionamento, foram considerados os diferentes diâmetros de tubulações disponíveis no mercado, os seus respectivos raios de curvatura e o comprimento mínimo necessário para atender o TDH mínimo calculado pela Equação 7,

sendo  $L_{\min}$  o comprimento da tubulação mínimo,  $DT$  o diâmetro da tubulação e  $TDH_{\min}$  o tempo de detenção mínimo.

$$L_{\min} \text{ (m)} = \frac{TDH_{\min} \text{ (min)} \cdot Q \text{ (m}^3 \text{ s}^{-1})}{\pi \cdot \left(\frac{DT \text{ (m)}}{2}\right)^2} \quad (7)$$

A Tabela 1 apresenta o comprimento da tubulação necessária conforme o seu diâmetro. A melhor opção de tubulação a ser adotada era a de 2" (5 cm), uma vez que não precisaria de um comprimento tão grande quanto a de 1,5" (3,75 cm) para permitir um TDH de no mínimo 2,3 min, como também possui um raio de curvatura menor do que a tubulação de 3" (7,5 cm), o que facilita a obtenção do gradiente de velocidade recomendado a partir do menor diâmetro anelar resultante.

Tabela 1 - Opções de diâmetro de tubulação para água disponíveis no mercado, seus respectivos raios de curvatura e comprimentos mínimos para obtenção de um TDH mínimo de 2,3 min

Diâmetro da tubulação (cm)	Raio de curvatura (cm)	Diâmetro anelar (cm)	Comprimento mínimo de tubulação (m)
3,75	7	14	53,5
5,00	10	20	29,3
7,5	17,5	35	13,0

Como margem de segurança para obter o gradiente de velocidade necessário, foram adquiridos 50 m de tubulação de diâmetro de 5 cm, uma vez que um maior comprimento de tubulação possibilita a obtenção de maior número de unidades anelares e, conseqüentemente, perda de carga no FTH, fator determinante para o gradiente de velocidade. Sendo assim, o FTH foi construído com 50 m de tubulação de 5 cm, sendo composto de 2 módulos com 27 unidades anelares cada. Com esse comprimento, o TDH do FTH ficou igual a 3,92 min, conforme mostra a Equação 8. Esse TDH é 1,7 vezes maior do que o TDH utilizado na bancada, o que só tende a melhorar a eficiência de floculação no FTH de acordo com os resultados obtidos em laboratório. Sendo  $TDH_{FTH}$  o tempo de detenção hidráulico do FTH e  $L$  o comprimento da tubulação.

$$TDH_{FTH} \text{ (min)} = \frac{A \cdot L}{Q} = \frac{\pi \cdot 2,5 \text{ (cm)}^2 \cdot 5000 \text{ (cm)}}{25000 \text{ (cm}^3 \text{/min)}} = 3,92 \text{ min} \quad (8)$$

A Figura 3 apresenta a construção do FTH. O FTH foi construído por meio de módulos, possibilitando o aumento ou diminuição do número de módulos, conforme a necessidade. Para obtenção de um diâmetro anelar de 20 cm, a tubulação do FTH foi enrolada em um tubo de 200 mm.

Figura 3 - Construção do FTH



As Figuras 4, 5 e 6 apresentam a instalação do sistema ECF na Corsan. O local de instalação do sistema ECF foi determinado pela Corsan, em uma área coberta na entrada do 1º andar da ETA da CORSAN de Santa Maria. O local é próximo da calha Parshall, onde há entrada de água bruta para o tratamento, facilitando a tomada de água para o sistema ECF. Um skid do sistema ECF foi construído com uma estrutura metálica móvel, para facilitar a locomoção do sistema ECF, possibilitando testes de tratamento de água em outras ETA.

O sistema ECF em escala piloto é composto por 2 reatores ECF e 2 módulos de FTH, possuindo capacidade para expandir para até 3 reatores ECF e 12 módulos de FTH. A Figura 7 apresenta o skid do sistema ECF em escala piloto.

Figura 4 - Instalação das caixas de água para correção do pH inicial



Figura 5 - Instalação do sistema de recalque da água bruta



Figura 6 - Instalação dos reatores ECF na estrutura metálica



Figura 7 - Sistema ECF em escala piloto instalado nas dependências da CORSAN, em Santa Maria. Constituído por uma fonte de energia, 2 reatores ECF, 2 módulos FTH, 1 rotâmetro e 1 bomba periférica



O monitoramento do tratamento de água pelo sistema ECF iniciou em dezembro/2019. O gradiente de velocidade obtido no sistema para uma vazão de  $25 \text{ L min}^{-1}$  foi maior do que a condição ideal, determinada em bancada, conforme mostra a Tabela 2. Nesta condição, houve formação de flocos, porém não em dimensões adequadas para uma rápida separação de fases via flotação, como mostra a Figura 8.

Tabela 2 - Características hidráulicas obtidas para o FTH de escala piloto

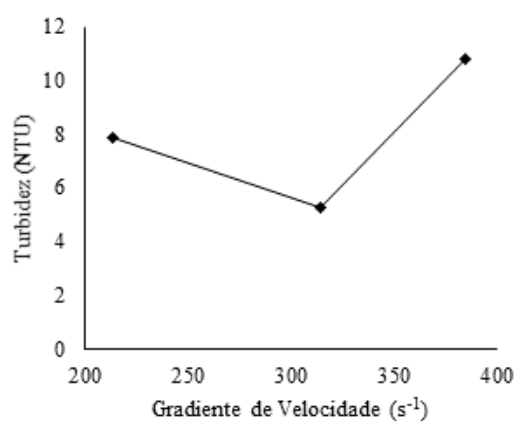
Condições Operacionais do FTH					Condições Hidráulicas	
Q (L/min)	D (mm)	L (m)	TDH (s)	$\Delta h$ (m.c.a.)	G ( $s^{-1}$ )	Camp
25	50	45	212,1	5,13	487,0	103.261,5

Figura 8 - Flocos formados nas condições de vazão de 25 L/min e gradiente de velocidade de  $487 s^{-1}$ 

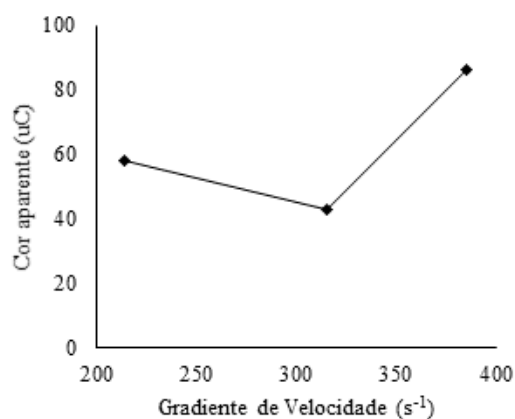
A partir deste resultado, novos experimentos foram realizados onde a vazão do sistema foi alterada com o objetivo de gerar diferentes gradientes de velocidade no FTH e verificar se a condição ideal de gradiente de velocidade obtida em laboratório foi reproduzida em escala piloto. Os resultados obtidos para este teste estão apresentados na Figura 9.

Figura 9 - Resultados de turbidez (a) e cor (b) obtidos para os diferentes gradientes de velocidade estudados em escala piloto

a) Remoção de turbidez



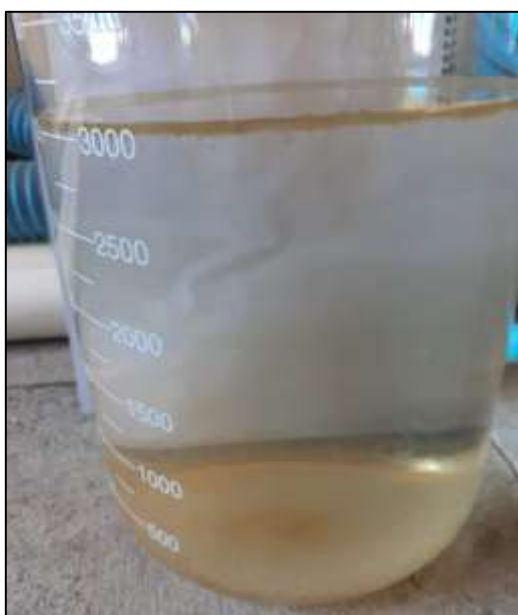
b) Remoção de cor





Os resultados apontaram que a melhor condição testada foi do experimento com o gradiente de velocidade de  $314,7 \text{ s}^{-1}$ , sendo o único gradiente de velocidade pertencente à faixa determinada a partir dos estudos em laboratório. A Figura 10 mostra os flocos formados neste gradiente de velocidade após 15 min de repouso.

Figura 10 - Flocos formados no sistema ECF piloto com um gradiente de velocidade de  $314,7 \text{ s}^{-1}$ , após 15 min de repouso



O consumo energético no sistema foi estimado considerando-se a corrente e a tensão de saída da fonte de energia, conforme a Equação 9. O consumo de energia obtido durante estes primeiros experimentos foi de cerca de  $0,05 \text{ kWh m}^{-3}$ , muito próximo ao estimado nos estudos realizados em laboratório, o que indica que o consumo energético pode ser uma variável facilmente estimada por meio de modelos a serem criados em função da concentração de alumínio aplicada e a condutividade elétrica da água a ser tratada.

Como não foi possível reproduzir as condições hidráulicas do sistema em escala de bancada no sistema ECF em escala piloto, diferentes condições de operação foram empregadas durante o monitoramento a fim de minimizar os efeitos prejudiciais do maior gradiente de velocidade obtido no sistema ECF piloto. As condições operacionais modificadas foram a vazão de trabalho, a concentração de alumínio aplicada e, por último, a adição de unidades anelares (maior comprimento de tubulação) no FTH. As concentrações de alumínio estudadas foram de  $4,5 \text{ mg L}^{-1}$ ,  $5,5 \text{ mg L}^{-1}$  e  $6,2 \text{ mg L}^{-1}$ . As vazões utilizadas foram de  $25 \text{ mg L}^{-1}$  (vazão proposta inicialmente),  $20 \text{ L min}^{-1}$  e  $15 \text{ L min}^{-1}$ , sendo que a adoção de menores



As diferentes combinações de condições operacionais estudadas durante o monitoramento e seus resultados de remoção de cor e turbidez encontram-se nas Figuras 12 e 13, respectivamente.

Figura 12 - Remoção de cor observada nas diferentes condições estudadas durante o monitoramento realizados entre os meses de janeiro e março

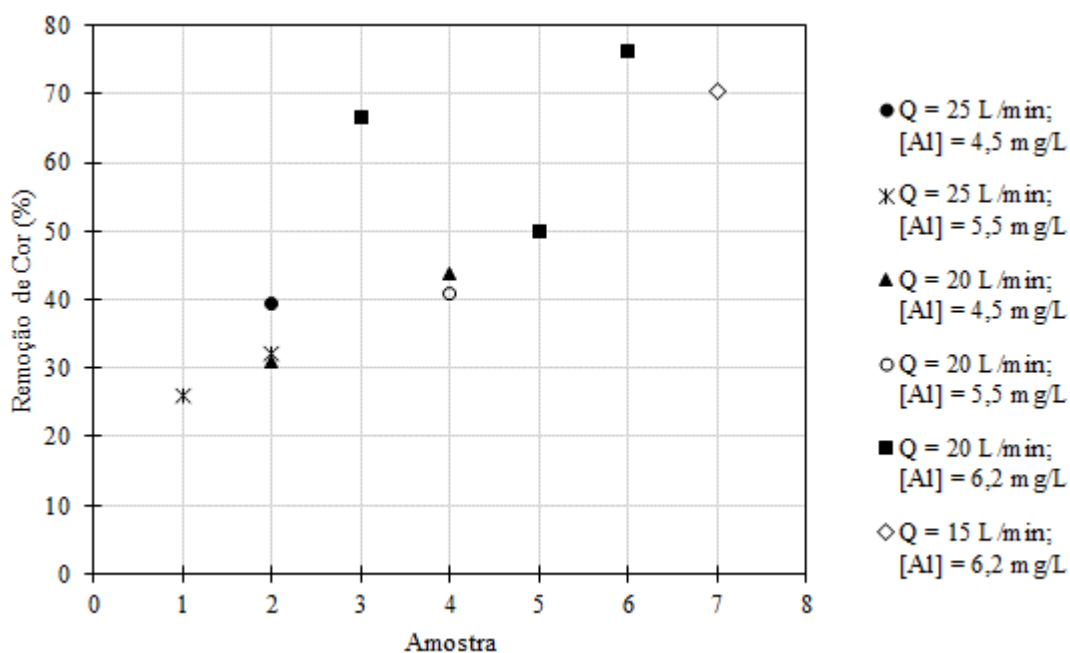
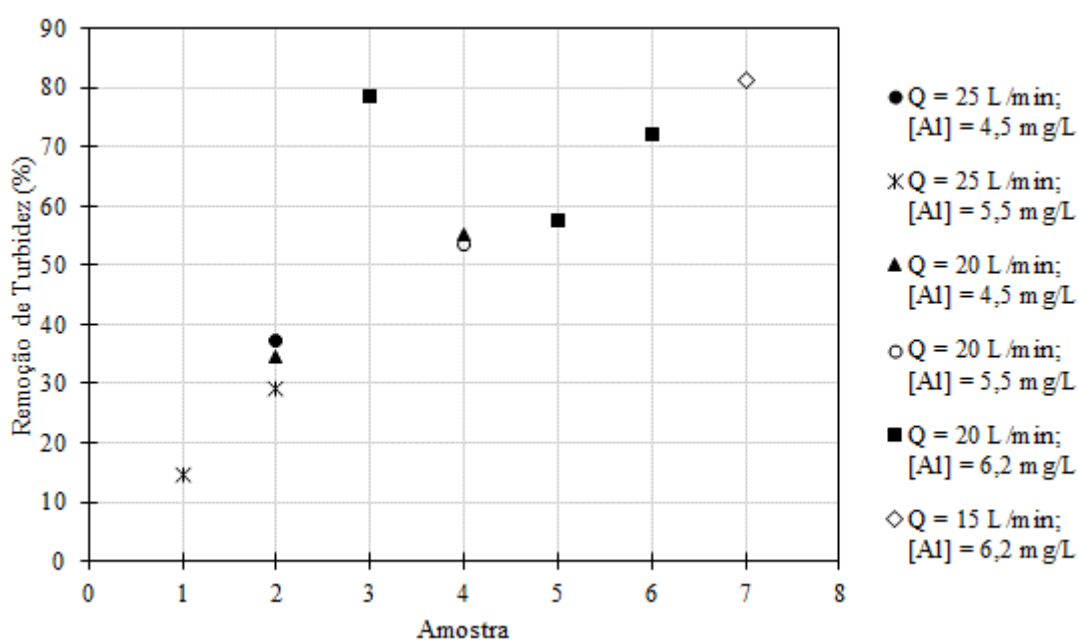


Figura 13 - Remoção de turbidez observada nas diferentes condições estudadas durante o monitoramento realizados entre os meses de janeiro e março



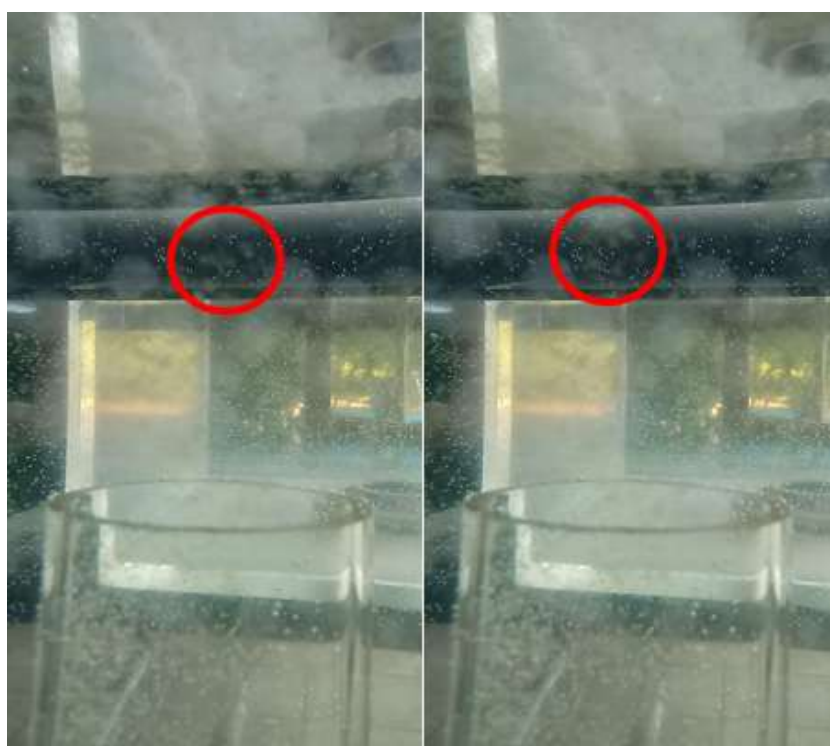
As Figuras 12 e 13 mostram que os maiores percentuais de remoção de cor e turbidez foram obtidos com a vazão de  $20 \text{ L min}^{-1}$  e com uma concentração de alumínio de  $6,2 \text{ mg L}^{-1}$ . Os maiores percentuais registrados até então foram de 76,1 % de remoção de cor com a amostra 6, e 78,5 % de remoção de turbidez com a amostra 3. Os melhores resultados obtidos nestas condições indicam que a redução da vazão proporcionou um menor gradiente de velocidade e então melhores circunstâncias para a formação de flocos e separação de fases (Figura 14). Assim como, o uso de maior concentração de alumínio compensou a execução do tratamento em condições hidráulicas não ideais, possibilitando melhor floculação. O aumento de unidades anelares ocorreu a partir dos experimentos com a amostra 6 e os resultados indicaram uma pequena melhoria proporcionada por este aumento, uma vez que a remoção de cor e turbidez foram elevadas (76,1 % e 72,0 %, respectivamente). Cabe ressaltar que no experimento realizado com a amostra 3, o sistema ainda era operado em modo semi-batelada (eletrocoagulação e floculação ocorriam de modo contínuo, no entanto a separação de fases era em batelada), o que pode explicar a remoção de turbidez levemente maior. Além destes resultados, também foi registrada uma remoção de coliformes totais de 89,5 % com a amostra 6 e um consumo de energia de  $0,09 \text{ kWh m}^{-3}$ .

Figura 14 - Separação de fases no experimento realizado com a amostra 6



Tendo em vista os aspectos positivos da diminuição da vazão de trabalho do sistema ECF nestas condições, com a amostra 8 foi realizado tratamento com uma vazão de 15 L/min para avaliar a possibilidade de aumentar a eficiência de remoção dos constituintes, mantendo-se a concentração de alumínio em 6,2 mg/L. Como pode ser observado nas Figuras 12 e 13, nestas condições foi registrada a maior remoção de turbidez deste período de monitoramento, de 81,1 %, e uma remoção de cor de 70,4 %, semelhante ao registrado com a amostra 6. Além disso, foi registrada uma maior remoção de coliformes totais nestas condições, chegando a 94,5 %, e a remoção de *Escherichia coli* atingiu o percentual 91,3 %. O consumo energético com estas condições foi de 0,08 kWh m<sup>-3</sup>. É importante observar que, mesmo em condições hidráulicas não ideais, o sistema ECF atingiu percentuais de remoção de turbidez e coliformes totais dentro da faixa de desempenho esperada, superiores a 80 % e 90 % respectivamente. A Figura 15 demonstra os flocos formados na saída do FTH no experimento realizado com a amostra 7. O sistema ainda não atingiu o desempenho esperado em relação à remoção de cor (>85 %), o qual acredita-se que será atingido assim que ajustadas novamente as condições hidráulicas do FTH. Atribui-se, ainda, às condições hidráulicas fora da faixa ideal, o fato de ocorrer flotação e sedimentação simultaneamente no separador de fases, e não somente flotação conforme verificado em bancada.

Figura 15 - Registro dos flocos formados no sistema ECF



Contudo, o projeto (Termo de Cooperação Técnica nº 011/17) ainda se encontra em execução e novas alterações serão realizadas futuramente, com o objetivo de diminuir o valor do gradiente de velocidade, para a obtenção de melhores resultados no tratamento de água pelo sistema ECF.

## 7 DISCUSSÃO

O sistema ECF foi desenvolvido a partir de uma demanda de companhias de saneamento básico, por um equipamento compacto, prático, portátil, eficiente e com potencial de automação, para realizar o tratamento de água. As técnicas eletroquímicas são apropriadas para atender a todos esses requisitos, o que fez com que o sistema ECF fosse desenvolvido a partir da técnica ECF. A Figura 1 demonstra o desenvolvimento do sistema ECF nas etapas I e II.

Por meio de uma revisão bibliográfica foram determinadas as variáveis que poderiam influenciar na técnica de ECF, para serem estudadas. No primeiro artigo, item 2, analisou-se as variáveis que poderiam apresentar maior efeito para o tratamento de água no reator ECF batelada, em fluxo descontínuo. As variáveis independentes pH inicial, corrente elétrica, tempo de eletrólise e número de eletrodos, possuíram efeito significativo no tratamento. Assim, uma condição ideal de tratamento foi determinada para essas variáveis independentes: pH de 8,5, corrente elétrica de 0,4 A, tempo de eletrólise de 12,5 min e 3 unidades de eletrodos, acarretando em uma concentração de alumínio de 18,6 mg L<sup>-1</sup>. Considerando a distância entre os eletrodos de 1,0 cm e agitação de 280 rpm, determinadas no estudo de efeitos. Nessa condição houve uma eficiência de remoção de cor aparente de 86,42 %, consumo de massa dos eletrodos de 0,019 kg m<sup>-3</sup>, produção de lodo de 0,087 kg m<sup>-3</sup> e consumo de energia de 0,21 kWh m<sup>-3</sup>.

No segundo artigo, item 3, a corrente elétrica e o tempo de eletrólise foram estudados detalhadamente, pois apresentaram maior efeito no tratamento de água, conforme o artigo 1. Uma análise de custo-benefício entre as variáveis remoção de cor, produção de lodo, consumo de massa dos eletrodos e consumo de energia, também foi realizada para avaliar a viabilidade do tratamento. Nesse estudo, a condição ideal de tratamento reator ECF batelada foi ajustada, para: distância entre os eletrodos de 1,0 cm, agitação de 280 rpm, pH inicial 7,0, 4 unidades de eletrodos de alumínio, corrente elétrica de 0,3A e tempo de eletrólise de 25 min. Nessa condição a concentração de alumínio foi de 27,9 mg L<sup>-1</sup>, e promoveu uma eficiência de remoção de cor de 82,03 %, pH final de 8,51, consumo de massa dos eletrodos de 0,05 kg m<sup>-3</sup>, produção de lodo de 0,19 kg m<sup>-3</sup>, consumo de energia de 0,45 kWh m<sup>-3</sup> e alumínio residual de 7,48 mg L<sup>-1</sup>. Ao ser encerrada a etapa I do estudo, observou-se que o tratamento de água estava sendo eficiente, no entanto, havia uma concentração elevada de íons de alumínio residual na água tratada, os valores chegavam à 10 mg L<sup>-1</sup>, sendo o valor máximo permitido de 0,2 mg L<sup>-1</sup>. Portanto, concluiu-se que o alumínio não estava sendo utilizado no tratamento

de forma eficiente. Por ser um reator aberto, as microbolhas escapavam para a superfície, sendo preciso colocar um valor de corrente elétrica alto para ter uma produção de microbolhas suficiente para flotar os flocos, conseqüentemente, uma concentração desnecessária de alumínio era produzida. Além disso, os flocos formados não conseguiam reagir com os poluentes da solução, pois flotavam rapidamente. Ainda, o valor elevado da corrente elétrica produzia um maior consumo de massa dos eletrodos, maior consumo de energia e maior produção de lodo. Aspectos negativos do tratamento, que geram um alto custo operacional.

Diante disso, na etapa II, um novo design do reator ECF foi desenvolvido, em fluxo contínuo. Na configuração do design, se buscou um sistema fechado que impossibilitasse o escapamento das microbolhas para a superfície, permitindo a aplicação de um valor de corrente elétrica inferior, sem prejudicar a flotação. Esse novo design favoreceria o contato floco-microbolha, possibilitando a formação de flocos aerados. Além disso, a presença de alumínio residual seria menor, pois o alumínio estaria sendo utilizado de forma eficiente, sem excessos.

Então, no artigo 3, item 4, foi desenvolvido o reator ECF serpentino. Um reator fechado com agitação hidráulica, em fluxo contínuo. A partir desse estudo a dosagem de alumínio dos experimentos foi pré-determinada, por meio de valores de concentração de alumínio. Nesse artigo a concentração de alumínio foi pré-determinada em  $10 \text{ mg L}^{-1}$ . Nos resultados foi possível observar que a concentração de alumínio residual diminuiu em torno de 40 %. Porém, o tratamento não foi eficiente, com valores de remoção de poluentes baixos. Possivelmente, durante a agitação hidráulica os flocos aerados se chocaram com as extremidades do reator ECF serpentino, fazendo com que se degradassem em flocos menores, e na separação de fases permanecessem em suspensão. Nesse artigo também foi observado que o uso de baixas densidades de corrente é imprescindível para obtenção de melhores resultados no tratamento de água por ECF, visto que o menor consumo de energia e as maiores remoções de cor aparente, turbidez e coliformes totais, são provocados pelo uso de baixas densidades de corrente.

Assim, no artigo 4, item 5, novamente foi definido um novo design para o reator ECF, onde o sistema ECF foi desenvolvido. A agitação serpentina foi substituída pelo FTH. Então, o sistema ECF foi constituído por reatores ECF modulares combinados com um FTH. Essa configuração do sistema ECF possibilitou a formação dos flocos aerados que flotavam rapidamente, sem que houvesse degradação desses na agitação. A concentração de alumínio foi diminuída para aproximadamente  $4,0 \text{ mg L}^{-1}$ . A eficiência do tratamento foi satisfatória, apresentando uma remoção de cor superior a 85 %, remoção de turbidez superior a 80 % e

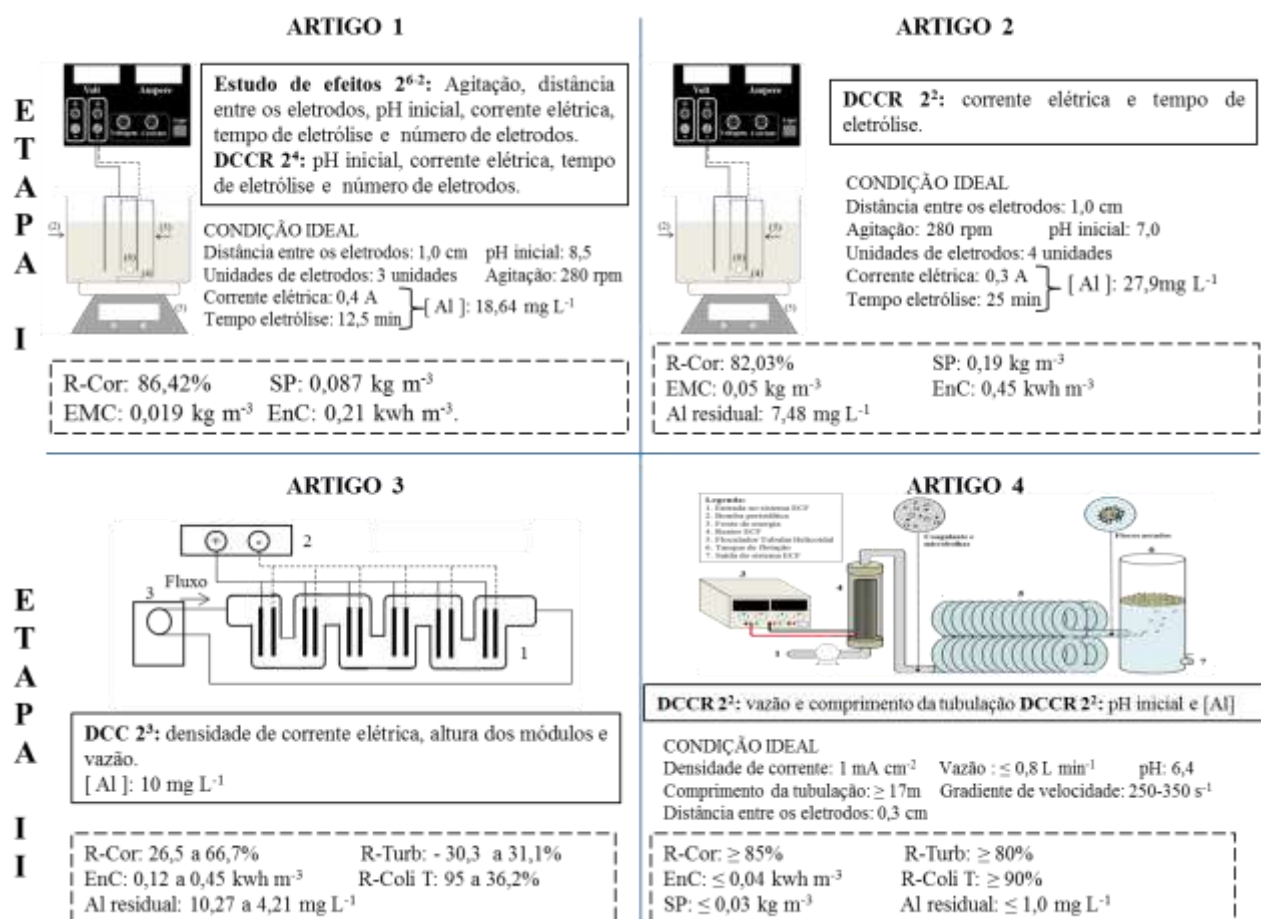


remoção de coliformes totais superior a 90 %, com um consumo energético inferior a 0,04 kWh m<sup>-3</sup> e produção de lodo inferior a 0,03 kg m<sup>-3</sup>. As concentrações de alumínio residuais foram inferiores a 1 mg L<sup>-1</sup>. Em testes paralelos extras do estudo, foi realizado o tratamento de água com o sistema ECF em concentrações de alumínio de 2,5 mg L<sup>-1</sup>. Essa concentração possibilitou uma remoção de cor e turbidez de aproximadamente 85 %, consumo de energia de 0,03 kWh m<sup>-3</sup> e concentração de alumínio residual inferior a 0,4 mg L<sup>-1</sup>.

Contudo, o sistema ECF atendeu a demanda de uma tecnologia compacta, prática, portátil, eficiente e com potencial de automação. No entanto, vale ressaltar que junto ao sistema ECF deve ser inserido uma unidade de filtração e desinfecção. Uma vez que o sistema ECF substitui as etapas de coagulação, floculação e sedimentação do tratamento de água baseado na coagulação química convencional. O sistema ECF já foi instalado em escala piloto, em uma ETA, onde foi iniciado o monitoramento do seu desempenho, com diferentes características de amostras de água bruta.

Também vale ressaltar que uma *startup* está sendo desenvolvida para a comercialização do sistema ECF, após a sua validação.

Figura 1 – Demonstração esquemática do desenvolvimento do sistema ECF nas etapas I e II





## 8 CONCLUSÕES

Com base nos resultados desse estudo foi possível verificar a validade da hipótese formulada para esta pesquisa: que o tratamento de água de abastecimento público pode ser realizado por uma tecnologia eletroquímica, de forma eficiente, prática e compacta. Diante disso, têm-se as principais conclusões:

- i) As variáveis independentes com mais efeitos significativos para o tratamento de água com o reator ECF batelada, em fluxo descontínuo, são o pH inicial, a corrente elétrica, o tempo de eletrólise e o número de eletrodos. A agitação e a distância entre os eletrodos não foram significativas considerando o conjunto de todas as variáveis respostas analisadas no estudo de efeitos;
- ii) A condição operacional ideal de tratamento de água com o reator ECF batelada, em fluxo descontínuo é de distância entre os eletrodos de 1,0 cm, agitação de 280 rpm, pH inicial 7,0, 4 unidades de eletrodos de alumínio, corrente elétrica de 0,3 A e tempo de eletrólise de 25 min. Nessa condição houve uma eficiência de remoção de cor de 82,03 %, pH final de 8,51, consumo de massa do eletrodo de  $0,05 \text{ kg m}^{-3}$ , produção de lodo de  $0,19 \text{ kg m}^{-3}$ , consumo de energia de  $0,45 \text{ kWh m}^{-3}$  e alumínio residual de  $7,48 \text{ mg L}^{-1}$ . Porém, os valores de concentração de alumínio residual foram elevados.
- iii) A combinação do reator ECF com agitação hidráulica serpentina não foi eficiente para o tratamento de água, apresentando baixos valores de remoção de poluentes. Possivelmente, durante a agitação hidráulica os flocos aerados se chocaram com as extremidades do reator ECF serpentino, fazendo com que se degradassem em flocos menores, e na separação de fases permanecessem em suspensão.
- iv) A combinação do reator ECF com um FTH foi eficiente para o tratamento de água de abastecimento. O que fez com que a configuração do sistema ECF fosse composta por reatores ECF modulares combinados com FTH. Essa combinação possibilitou a formação de flocos aerados.
- v) A condição ideal do tratamento de água pelo sistema ECF é de vazão igual ou inferior a  $0,8 \text{ L min}^{-1}$ , comprimentos de tubulação superiores a 17,5 m, pH inicial de 6,4, densidade de corrente de  $1 \text{ mA cm}^{-2}$ , gradiente de velocidade de  $250\text{-}350 \text{ s}^{-1}$  e distância entre os eletrodos de 0,3 cm. A eficiência do tratamento de água nessa condição foi satisfatória, apresentando uma remoção de cor superior a 85 %, turbidez superior a 80 % e coliformes totais superior a 90 %, com um consumo energético

inferior a  $0,04 \text{ kWh m}^{-3}$ , produção de lodo inferior a  $0,03 \text{ kg m}^{-3}$  e concentração de alumínio residual inferior a  $1 \text{ mg L}^{-1}$ .

vi) O desempenho do sistema ECF em escala piloto foi monitorado, apresentando resultados promissores quanto a aplicabilidade do sistema para o tratamento de água. A remoção de turbidez foi de aproximadamente 80 %, remoção de cor 70 %, remoção de coliformes totais 94 %, remoção de *Escherichia coli* 91 %, e consumo energético de  $0,08 \text{ kWh m}^{-3}$ . O sistema ainda não atingiu o desempenho esperado, pois suas condições hidráulicas ainda precisam ser ajustadas de acordo com as condições estabelecidas em escala de bancada.

## 9 RECOMENDAÇÕES

Tendo em vista os resultados desta pesquisa, sugere-se para trabalhos futuros:

i) Realizar estudos em escala de bancada com o sistema ECF acoplado a um separador de fases (tanque de flotação) em fluxo contínuo;

ii) Realizar estudos em escala de bancada, referente ao tratamento de água com o sistema ECF, para a remoção de poluentes como: fluoreto, arsênio, ferro, boro, algas, entre outros poluentes ou micro-organismos, tais como COVID-19;

iii) Realizar testes de correção de pH inicial com os ácidos já utilizados na ETA. Como exemplo do ácido fluossilícico, que poderia aliar a etapa de correção de pH com a fluoretação;

iv) Realizar estudos sobre os custos associados ao tratamento de água pelo sistema ECF. E, posteriormente, comparar ao custo do tratamento de água com coagulação química convencional. De forma que seja possível avaliar a viabilidade de substituição do tratamento convencional pelo sistema ECF.

v) Realizar estudos de automação do sistema ECF.



## REFERÊNCIAS

ADAMOVIĆ, S. et al. Feasibility of electrocoagulation/flotation treatment of waste offset printing developer based on the response surface analysis. **Arabian Journal of Chemistry**, v. 9, p. 152-162, 2016.

AKBAL, F.; CAMCI, S. Copper, chromium and nickel removal from metal plating wastewater by electrocoagulation. **Desalination**, v. 269, p. 214 – 222, 2011.

ALIMOHAMMADI, M.; ASKARI, M.; DEHGHANI, M. H.; DALVAND, A.; SAEED, R.; YETILMEZSOY, K.; HEIBATI, B.; McKAY, G. Elimination of natural organic matter by electrocoagulation using bipolar and monopolar arrangements of iron and aluminum electrodes. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 14, p. 2125-2134, 2017.

AMMAR, S. H.; AKBAR, A. S. Oilfield produced water treatment in internal-loop airlift reactor using electrocoagulation/flotation technique. **Chinese Journal of Chemical Engineering**, v. 22, p. 1-16, 2017.

APHA – American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater: Method 2540 D**. 22<sup>nd</sup>.ed. Washington: APHA-AWWA-WEF, 2012.

ATSDR – Agency for Toxic Substances and Disease Registry. **Toxicological Profile for Aluminum**, p. 8, 2008. Disponível em: <<https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp22.pdf>>. Acesso em: 16 de Out. de 2017.

ATTOUR, A. et al. Influence of operating parameters on phosphate removal from water by electrocoagulation using aluminum electrodes. **Separation and Purification Technology**, v. 123, p. 124-129, 2014.

AVELLAR, I. G. J.; COTTA, T. A. P. G.; NEDER, A. V. F. Aplicação de Eletroflotação na Remoção de Fosfatos em Efluente Doméstico Artificial Preparado a Partir de Bebida Refrigerante – Um experimento para a Graduação. **Revista Virtual de Química**, v. 7, n. 6, p. 2255-2272, 2015.

BAIERLE, F. et al. Biomass from microalgae separation by electroflotation with iron and aluminum spiral electrodes. **Chemical Engineering Journal**, v. 267, p. 274-281, 2015.

BABU, J. M.; GOEL, S. Defluoridation of drinking water in batch and continuous-flow electrocoagulation systems. **Pollution Research**, v. 32, n. 4, p. 727-736, 2013.

BAIRD, C. tradução Marco Tadeu Grassi et al. **Química Ambiental**, Editora ARTMED, 4<sup>a</sup> ed. Porto Alegre, 2011.

BANERJI, T.; CHAUDHARI, S. Arsenic removal from drinking water by electrocoagulation using iron electrodes – an understanding of the process parameters. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 4, p. 3990-4000, 2016.

BARIŞCI, S.; TURKAY, O. Domestic greywater treatment by electrocoagulation using hybrid electrode combinations. **Journal of Water Process Engineering**, v. 10, p. 56-66, 2016.

BARRERA-DÍAZ, C. et al. Synergy of electrochemical/O<sub>3</sub> Process with Aluminum Electrodes in Industrial Wastewater Treatment. **Industrial & Engineering Chemistry Research**, v. 51, p. 9335-9342, 2012.

BATTULA, S. K. et al. Effective Removal of Fluoride from Ground Water Using Electro-Coagulation. **International Journal of Engineering Research and Applications**, v. 4, p. 439-445, 2014.

BAZRAFESHAN, E. et al. Application of Electrocoagulation Process for Dairy Wastewater Treatment. **Journal of Chemistry**, v. 2013, p. 1-8, 2013.

BEHBAHANI, M.; MOGHADDAM, M. R. A.; ARAMI, M. Thecno-economical evaluation of fluoride removal by electrocoagulation process: optimization through response surface methodology. **Desalination**, v. 271, n. 1, p. 209-218, 2011.

BENNAJAH, M. et al. Defluoridation of Morocco drinking water by electrocoagulation/electroflotation in an electrochemical external-loop airlift reactor. **Chemical Engineering Journal**. v. 148. p. 122-131, 2009.

BEJJANY, B. et al. Treatment of the surface water by Electrocoagulation-Electroflotation process in internal loop airlift reactor: Conductivity effect on turbidity removal and energy consumption. **Journal of Materials and Environmental Sciences**, v. 8, p. 2757-2768, 2017.

BETANCOURT, W. Q.; ROSE, J. B. Drinking water treatment processes for removal of Cryptosporidium and Giardia. **Veterinary parasitology**, v. 126, n. 1-2, p. 219-234, 2004.

BONJORNO, J. R. et al. **Física: Eletromagnetismo**, Editora FTD, 3ª Ed., v. 3, p. 68, 2016.

BONTON, A. et al. Comparative life cycle assessment of water treatment plants. **Desalination**, v. 284, p. 42-54, 2012.

BRAHMI, K. et al. Investigation of electrocoagulation reactor design parameters effect on the removal of cadmium from synthetic and phosphate industrial wastewater. **Arabian Journal of Chemistry**, p. 1-12, 2015.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **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 lançamentos de efluentes, e dá outras providências. **Diário oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 17 de março de 2005.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017**. Brasília, DF, 2017. Disponível em: <  
<https://portalarquivos2.saude.gov.br/images/pdf/2018/marco/29/PRC-5-Portaria-de-Consolida----o-n---5--de-28-de-setembro-de-2017.pdf>. Acesso em: 26 mar. 2020.



BRITO, C. N.; ARAÚJO, E. G.; MARTÍNEZ-HUITLE, C. A. Aplicação de Métodos Oxidativos Avançados para a Desinfecção de Água. **Revista Virtual de Química**, v. 7, n. 5, p. 1617-1634, 2015.

BUAMAH, R.; ODURO, C. A.; SADIK, M. H. Fluoride removal from drinking water using regenerated aluminum oxide coated media. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 4, p. 250-258, 2016.

CARISSIMI, E. Desenvolvimento do Reator Gerador de Flocos (RGF): aspectos teóricos e aplicações no tratamento e reuso de águas e efluentes. 2007, 180 f. Tese (Doutorado em Engenharia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007.

CERQUEIRA, A. A.; SOUZA, P. S. A.; MARQUES, M. R. C. Effects of direct and Alternating current on the treatment of oily water in an electroflocculation process. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 31, n. 3, p. 693-701, 2014.

CHEN, C.; CHANG, K.; PAN, T. Monascus purpureus NTU 568 fermented product improves memory and learning ability in rats with aluminium-induced Alzheimer's disease. **Journal of Functional Foods**, vol. 21, p. 167-177, 2016.

CHOU, W. Removal and adsorption characteristics of polyvinyl alcohol from aqueous solutions using electrocoagulation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 177, p. 842-850, 2010.

Corsan – Companhia Riograndense de Saneamento. **Tratamento de Água**. Disponível em: <<http://www.corsan.com.br/tratamentodeagua>>. Acesso em: 24 de Ago. de 2017.

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

CUNHA, G. S.; DUTRA, A. J. Avaliação da eletroflotação no tratamento de água produzida de petróleo. **Holos**, v. 3, p. 212 – 219, 2014.

DAS, D.; NANDI, B. K. Simultaneous removal of fluoride and Fe (II) ions from drinking water by electrocoagulation. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 8, p. 1-9, 2020.

DEMIRCI, Y.; PEKEL, L. C., ALPBAZ, M. Investigation of different electrode connections in electrocoagulation of textile wastewater treatment. **International Journal of Electrochemical Science**, v. 10, p. 2685-2693, 2015.

DOLATI, M. et al. Boron removal from aqueous solutions by electrocoagulation at low concentrations. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 5, p. 5150-5156, 2017.

DROUCHE, N. et al. Study on the treatment of photovoltaic wastewater using electrocoagulation: Fluoride removal with aluminium electrodes-Characteristics of products. **Journal of Hazardous Materials**, v. 169, p. 65-69, 2009.

DUBRAWSKI, K. L.; FAUVEL, M.; MOHSENI, M. Metal type and natural organic matter source for direct filtration electrocoagulation of drinking water. **Journal of hazardous materials**, v. 244, p. 135-141, 2013.

ELAZZOUI, M.; HABOUBI, KH.; ELYOUBI, M. S. Electrocoagulation-flocculation as a low-cost process for pollutants removal from urban wastewater. **Chemical Engineering Research and Design**, v. 117, p. 614-626, 2017.

EMAMJOMEH, M. M.; SIVAKUMAR, M. Review of pollutants removed by electrocoagulation and electrocoagulation/flotation processes. **Journal of Environmental Management**, v. 90, p. 1663-1679, 2009.

EMAMJOMEH, M.M.; SIVAKUMAR, M.; VARYANI, A. S. Analysis and the understanding of fluoride removal mechanisms by an electrocoagulation/flotation (ECF) process. **Desalination**, v. 275, p. 102-106, 2011.

ESSADKI, A. H.; GOURICH, B.; VIAL, C.; DELMAS, H.; BENNAJAH, M. Defluoridation of drinking water by electrocoagulation/electroflotation in a stirred tank reactor with a comparative performance to an external-loop airlift reactor. **Journal of hazardous materials**, v. 168, n. 2-3, p. 1325-1333, 2009.

FARKAS, A. et al. Microbiological contamination and resistance genes in biofilms occurring during the drinking water treatment process. **Science of the Total Environment**, v. 443, p. 932-938, 2013.

FERNANDES, A. et al. Review on the electrochemical processes for the treatment of sanitary landfill leachates: Present and future. **Applied Catalysis B: environmental**, v. 176-177, p. 183-200, 2015.

FREITAS, J. H. E. S. et al. Evaluation of using aluminum sulfate and water-soluble *Moringa oleifera* seed lection to reduce turbidity and toxicity of polluted stream water. **Chemosphere**, v. 163, p. 133-141, 2016.

GAMAGE, N. P.; RIMER, J. D.; CHELLAM, S. Improvements in permeate flux by aluminum electroflotation pretreatment during microfiltration of surface water. **Journal of Membrane Science**, v. 411-412, p. 45-53, 2012.

GAO. S.; YANG. J.; TIAN. J.; MA. F.; TU. G.; DU. M.. Electro-coagulation–flotation process for algae removal. **Journal of Hazardous Materials**, v. 177,n. 1-3, p. 336-343. 2010.

GARCIA-GARCIA, A. et al. Industrial wastewater treatment by electrocoagulation-electrooxidation process powered by solar cells. **Fuel**, v. 149, p. 46-54, 2015.

GHANIM. A. N. Electrocoagulation of fluoride potable water utilizing bipolar electrodes: Statistical analysis and optimization through response surface methodology. **International Journal of Environmental Sciences**, v. 4, n. 5, p. 660, 2014.

GOLDER, A. K.; SAMANTA, A. N.; RAY, S. Removal of  $\text{Cr}^{3+}$  by electrocoagulation with multiple electrodes: Bipolar and monopolar configurations, *J Hazard Mater.*, v.141, p.653-661, 2007.

GHOSH.D.; MEDHI.C.R.; PURKAIT.M.K. Treatment of fluoride containing drinking water by electrocoagulation using monopolar and bipolar electrode connections. **Chemosphere**. v. 73 (9). p. 1393-1400. 2008.

HAKIZIMANA, J. N. et al. Electrocoagulation process in water treatment: A review of electrocoagulation modeling approaches. **Desalination**, v. 404, p. 1-21, 2017a.

HAKIZIMANA, J. N. et al. Hybrid electrocoagulation/electroflotation/electrodisinfection process a pretreatment for seawater. **Chemical Engineering Science**, v. 170, p. 530-541, 2017b.

HAN, M.; SONG, J.; KWON, A. Preliminary investigation of electrocoagulation as a substitute for chemical coagulation. **Water Science and Technology: Water Supply**, v. 2, n. 5-6, p. 73-76, 2002.

HARIF, T.; KHAI, M.; ADIN, A. Electrocoagulation versus chemical coagulation: Coagulation/flocculation mechanisms and resulting floc characteristics. **Water Research**, v. 46, p. 3177-3188, 2012.

HASHIM, K. S. et al. Iron removal, energy consumption and operating cost of electrocoagulation of drinking water using a new flow column reactor. **Journal of Environmental Management**, v. 189, p. 98-108, 2017a.

HASHIM, K. S. et al. Defluoridation of drinking water using a new flow column electrocoagulation reactor (FCER) – Experimental, statistical, and economic approach. **Journal of Environmental Management**, v. 197, p. 80-88, 2017b.

HELLER, L.; PÁDUA, V. L. **Abastecimento de água para consumo humano**. Editora UFMG, 2ª Ed., Vol. 2, Belo Horizonte, 872p., 2010.

HERNÁNDEZ, M. C. et al. Heavy metal removal by means of electrocoagulation using aluminum electrodes for drinking water purification. **Journal of Applied Electrochemistry**, v. 42, p. 809-817, 2012.

HERNÁNDEZ-ORTEGA, M. et al. Use of a combined electrocoagulation-ozone process as a pre-treatment for industrial wastewater. **Desalination**, v. 250, p. 144-149, 2010.

HESPANHOL, I. Reuso Potável direto e o desafio dos poluentes emergentes. **Revista USP**, n. 106, p. 79-94, 2015.

JIANG, J.; GRAHAM, N.; ANDRE,C.; KELSALL, G. H.; BRANDON, N. Laboratory study of electro-coagulation–flotation for water treatment. **Water Research**. v. 36. p. 4064–4078. 2002.

JIANG, J. The role of coagulation in water treatment. **Current Opinion in Chemical Engineering**, v. 8, p. 36-44, 2015.

JIMÉNEZ, C. et al. Optimization of a combined electrocoagulation – electroflotation reactor. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, p. 9700-9711, 2016.

JUNIOR, A. P.; MARTINS, G. Águas de Abastecimento. In: Saneamento, Saúde e Ambiente: Fundamentos para um desenvolvimento sustentável. 4ª ed., p. 117-180, 2014.

KABDAŞLI, I. et al. Electrocoagulation applications for industrial wastewaters: a critical review. **Environmental Technology Reviews**, v. 1, n. 1, p. 2-45, 2012.

KHANDEGAR, V.; SAROHA, A. K. Electrocoagulation for the treatment of textile industry effluent – A review. **Journal of Environmental Management**, v. 128, p. 949-963, 2013.

KYZAS, G. Z.; MATIS, K. A. Electroflotation process: A review. **Journal of Molecular Liquids**, v. 220, p. 657-664, 2016.

KOBYA, M.; BAYRAMOĞLU, M.; EYVAZ, M. Techno-economical evaluation of electrocoagulation for the textile wastewater using different electrode connections. **Journal of Hazardous Materials**, v. 148, p. 311-318, 2007.

KOBYA, M. et al. Treatment of potable water containing low concentration of arsenic with electrocoagulation: Different connection modes and Fe-Al electrodes. **Separation and Purification Technology**, v. 77, p. 283-293, 2011.

KOBYA, M.; et al. Optimization of arsenic removal from drinking water by electrocoagulation batch process using response surface methodology. **Desalination and Water Treatment**, v. 51, p. 6676-6687, 2013.

KOBYA, M.; DEMIRBAS, E.; ULU, F. Evaluation of operating parameters with respect to charge loading on the removal efficiency of arsenic from potable water by electrocoagulation. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 4, p. 1484-1494, 2016.

KUMAR, P. R. et al. Removal of arsenic from water by electrocoagulation. **Chemosphere**, v. 55, p. 1245-1252, 2004.

KUMAR, N. S.; GOEL, S. Factors influencing arsenic and nitrate removal from drinking water in a continuous flow electrocoagulation (EC) process. **Journal of Hazardous Materials**, v. 173, p. 528-533, 2010.

KUSHWAHA, J. P.; SRIVASTAVA, V. C.; MALL, I. D. Organics removal from dairy wastewater by electrochemical treatment and residue disposal. **Separation and Purification Technology**, v. 76, p. 198-205, 2010.

LEE, P-C.; GAU, S-H.; SONG, C-C.; Particle removal of high-turbidity reservoir water by electro-aggregation. **Journal Environmental Engineering Management**, v. 17, n. 5, p. 371-375, 2007.

LIBÂNIO, M. Fundamentos de qualidade e tratamento de água. 3 ed. Campinas: Editora Átomo, 2010. 486 p.

LIU, S. et al. Simultaneous removal of Ni(II) and fluoride from a real flue gas desulfurization wastewater by electrocoagulation using Fe/C/Al electrode. **Journal of Water Reuse and Desalination**, p. 288-297, 2017.

LÓPEZ-GUZMÁN et al. Simultaneous removal of fluoride and arsenic from well water by electrocoagulation. **Science of the Total Environment**, v. 678, p. 181-187, 2019.

LUTTERBECK, C. A. et al. Electrooxidation Combined with Ozonization in Hospital Laundry Effluents Treatment. **Clean Soil Air Water**, v. 42, n. 5, p. 601-608, 2014.

MALAKOOTIAN.M.; MANSOORIAN. H. J.; MOOSAZADEH. M. Performance evaluation of electrocoagulation process using iron-rod electrodes for removing hardness from drinking water. **Desalination**. v. 255. p. 67-71. 2010.

MARTÍNEZ-VILLAFANE et al. Energy and electrode consumption analysis of electrocoagulation for the removal of arsenic from underground water. **Journal of Hazardous Materials**, v. 172, p. 1617-1622, 2009.

MATILAINEN, A.; SILLANPÄÄ, M. Removal of natural organic matter from drinking water by advanced oxidation processes. **Chemosphere**, v. 80, p. 351-365, 2010.

MCBEATH. S. T.; MOHSENI.M.; WILKINSON. D. P.; Pilot-scale iron electrocoagulation treatment for natural organic matter removal. **Environmental Technology**, v. 39, n. 15, p. 1926-1936, 2018.

MCBEATH, S. T.; MOHSENI, M.; WILKINSON, D. P. Pilot-scale iron electrocoagulation treatment for natural organic matter removal. **Environmental Technology**, v. 41, n. 5, p. 577-585, 2020.

MENESES, J. M. et al. Tratamento do efluente do biodiesel utilizando a eletrocoagulação/flotação: investigação dos parâmetros operacionais. **Química Nova**, São Paulo, v. 35, n. 2, p. 235-240, 2012.

MERZOUK, B. et al. Removal turbidity and separation of heavy metals using electrocoagulation-electroflotation technique: A case study. **Journal of Hazardous Materials**, v. 164, p. 215-222, 2009.

MIERZWA, J. C. Tratamento de Água para Abastecimento Público por ultrafiltração: avaliação comparativa através dos custos diretos de implantação e operação com os sistemas convencional e convencional com carvão ativado. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 13, n. 1, p. 78-87, 2008.

MÓDENES, A. P. N. et al. Aplicação da técnica de eletrocoagulação no tratamento de efluentes de abatedouro de aves. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 3, p. 571-578, 2017.

MOHORA,E.; RONCEVIC, S.; AGBABA, J.;TUBIC,A.; MITIC,M.; KLAŠNJA,M.; DALMACIJA, B. Removal of arsenic from groundwater rich in natural organic matter (NOM) by continuous electrocoagulation/flocculation (ECF). **Separation and Purification Technology**, v. 136, p. 150–156, 2014.

MÓLGORA, C. C. Removal of arsenic from drinking water: A comparative study between electrocoagulation-microfiltration and chemical coagulation-microfiltration processes. **Separation and Purification Technology**, v. 118, p. 645-651, 2013.

MOLLAH, M. Y. A. et al. Electrocoagulation (EC) – science and applications. **Journal of Hazardous Materials**, B84, p. 29-41, 2001.

MOLLAH, M. Y. A. et al. Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 114, p. 199-210, 2004.

MOLIN, J. P.; RABELLO, L. M. Estudos sobre a mensuração da condutividade elétrica do solo. **Engenharia Agrícola**, v. 31, n. 1, p. 90-101, 2011.

MOTA, I. O. et al. Study of electroflotation method for treatment of wastewater from washing soil contaminated by heavy metals. **Journal of Materials Research and Technology**, v. 4, n.2, p. 103-113, 2015.

MOUEDHEN, G. et al. Behavior of aluminum electrodes in electrocoagulation process. **Journal of Hazardous Materials**, v. 150, p. 124-135, 2008.

MOUSSA, D. T. et al. A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: Potentials and challenges. **Journal of Environmental Management**, p. 1-18, 2016.

NASRULLAH, M.; SIDDIQUE, M. N. I.; ZULARISAM, A. W. Effect of High Current Density in Electrocoagulation Process for Sewage Treatment. **Asian Journal of Chemistry**, v. 26, n. 14, p. 4281-4285, 2014.

NUNES, B. W. Análise ecotoxicológica da acrilamida utilizando uma microalga como organismo indicador. 2014. 105 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2014.

OLIVEIRA, D. S.; TEIXEIRA, E. C. Hydrodynamic characterization and flocculation process in helically coiled tube flocculators: an evaluation through streamlines. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 14, p. 2561-2574, 2017.

OZYONAR, F. Treatment of Train Industry Oily Wastewater by Electrocoagulation with Hybrid Electrode Pairs and Different Electrode Connection Modes. **International Journal of Electrochemical Science**, v. 11, p. 1456-1471, 2016.

PALAHOUANE, B. et al. Cost-effective electrocoagulation process for the remediation of fluoride from pretreated photovoltaic wastewater. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, v. 22, p. 127-131, 2015.

RICHTER, C. A. **Água: métodos e tecnologia de tratamento**. Editora Edgard Blucher Ltda, 1ª ed., vol. Único, 340 p., 2012.

RICHTER, C. A.; NETTO, J. M. A. **Tratamento de água: tecnologia atualizada**. Editora Edgard Blucher Ltda, 1ª ed., vol. Único, 332 p., 2013.

RINCÓN, G. J.; MOTTA, E. J. L. Simultaneous removal of oil and grease, and heavy metals from artificial bilge water using electro-coagulation/flotation. **Journal of Environmental Management**, v. 144, p. 42-50, 2014.

RODRIGUES, M. I.; IEMMA, A. F. Experimental Design and Process Optimization, CRC Press, 2014.

SANDOVAL, M. A. et al. Fluoride removal from drinking water by electrocoagulation in a continuous filter press reactor coupled to a flocculator and clarifier. **Separation and Purification Technology**, v. 134, p. 163-170, 2014.

SAFARI, S.; AGHDAM, M. A.; KARIMINIA, H. R. Electrocoagulation for COD and diesel removal from oily wastewater. **International Journal of Environmental Science and Technology**. v. 13, p. 231-242, 2016.

SAHU, O.; MAZUMDAR, B.; CHAUDHARI. Treatment of wastewater by electrocoagulation: a review. **Environmental Science and Pollution Research**. v. 21, p. 2397-2413, 2014.

SÁNCHEZ, A. L. T. et al. Electrocoagulation Process Coupled with Advance Oxidation Techniques to Treatment of dairy Industry Wastewater. **International Journal of Electrochemical Science**, v. 9, p. 6103-6112, 2014.

SANTIAGO, S. L. G.; CASTREJÓN, S. P.; DOMÍNGUEZ, A. M.; BRITO, A. M.; MENDOZA, I. E. V. Current Density as a Master Variable in Designing Reactors. **Procedia Chemistry**, v. 12, p. 66-72, 2014.

SATTERFIELD, Z. Jar Testing. **Tech Brief - The national environmental services center**, v. 5, 2005.

SCIENCE DIRECT, 2020. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/search>>. Acesso em: 11 de out. de 2017.

SEID-MOHAMMADI, A.; SHARIFI, Z.; SHABANLO, A.; ASGARI, G. Simultaneous removal of Turbidity and Humic Acid Using Electrocoagulation/Flotation Process in Aqua Solution. **Avicenna Journal Environmental Health Engineering**, v. 2, n.1, p. 1-5, 2015.

SILVA, A. A. R. et al. Otimização dos parâmetros operacionais de eletrocoagulação aplicada à recuperação de efluentes de lavagem de veículos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 1, p. 179-186, 2017a.

SILVA, M. M. A. P. M.; FARIA, S. D.; MOURA, P. M. Modelagem da qualidade da água na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba (MG). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 1, p. 133-143, 2017b.

SILVA, L. J.; LOPES, L. G.; AMARAL, L. A. Qualidade da Água de Abastecimento público do município de Jaboticabal, SP. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n. 3, p. 615-622, 2016.

TSUTIYA, M. T. **Abastecimento de Água**, 3ª Ed., São Paulo, Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 643 p., 2006.

Progress on household drinking water, sanitation and hygiene 2000-2017. Special focus on inequalities. New York: United Nations Children's Fund (UNICEF) and World Health Organization, 2019.

UCAR, C.; BASKAN, M. B.; PALA, A. Arsenic removal from drinking water by electrocoagulation using iron electrodes. **Korean Journal of Chemical Engineering**, v. 30, n. 10, p. 1889-1895, 2013.

United Nations (UN). Resolution adopted by the Human Rights Council 18/1 - The human right to safe drinking water and sanitation. United Nations, 2011.

United Nations (UN). Transforming our world: The 2030 agenda for sustainable development. United Nations, 2015.

VALENTE, G. F. S.; MENDONÇA, R. C. S.; PEREIRA, J. A. M. The efficiency of electrocoagulation using aluminum electrodes in treating wastewater from a dairy industry. **Ciência Rural**, v. 45, n. 9, p. 1713-1719, 2015.

VASUDEVAN, S.; LAKSHMI, J. Effects of alternating and direct current in electrocoagulation process on the removal of cadmium from water – a novel approach. **Separation and Purification Technology**, v. 80, p. 643-651, 2011.

VEPSÄLÄINEN, M. **Electrocoagulation in the treatment of industrial waters and wastewaters**. 2012. 154 p. Thesis (Doctor of Science) - Lappeenranta University of Technology, Finland, 2012.

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

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Editora UFMG, 4ª ed., vol. 1, 470 p., 2014.

Zetasizer Nano Series User Manual – Mano 317. Volume 1.1, 2004. Disponível em:< [http://www.biophysics.bioc.cam.ac.uk/files/Zetasizer\\_Nano\\_user\\_manual\\_Man0317-1.1.pdf](http://www.biophysics.bioc.cam.ac.uk/files/Zetasizer_Nano_user_manual_Man0317-1.1.pdf)>. Acesso em: 20 nov. 2018.

ZHANG, S. et al. Removal of phosphate from landscape water using an electrocoagulation process powered directly by photovoltaic solar modules. **Solar Energy Materials & Solar Cells**, v. 117, p. 73-80, 2013.

ZUO, Q.; CHEN, X.; LI, W.; CHEN, G. Combined electrocoagulation and electroflotation for removal of fluoride from drinking water, *J Hazard Mater*, v. 159, p.452-457, 2008.

WAN, W. et al. Effects of water chemistry on arsenic removal from drinking water by electrocoagulation. **Water Research**, v. 45, p. 384-392, 2011.



WILEY. P. E.; TRENT.J. D. Clarification of algae-laden water using electrochemical processes. **Water Science & Technology: Water Supply**, v. 16, n. 2, p. 314-323, 2016.

## APÊNDICE

### Apêndice 1 – Descrição da tecnologia patenteada e diferenças em relação ao sistema ECF

Quadro 4 - Descrição da tecnologia patenteada conforme o documento CN108298741 e suas diferenças em relação ao sistema ECF desenvolvido

Base: ORBIT
N. do documento: CN108298741
<p>Descrição: A invenção descreve um dispositivo de clarificação de floculação elétrica de efluente contendo óleo. Constituído de um tanque de armazenamento de água, uma área de floculação elétrica e uma área de clarificação. Na área de floculação elétrica há uma pluralidade de dispositivos de floculação elétrica cilíndrica, na sequência, o efluente segue para a área de clarificação, composta por uma área de flotação de ar compulsiva, uma área de sedimentação de placa inclinada e uma área de captura de lodo.</p>
<p>Diferença e vantagem da invenção proposta: A invenção possui diferença no modo operacional da eletrocoagulação, floculação e separação de fases. Na invenção existente a eletrocoagulação e a floculação são feitas por dispositivos cilíndricos, sendo seguidas de uma tubulação com eixo e placas helicoidais para acelerar a sedimentação, enquanto na invenção proposta a eletrocoagulação é realizada em reatores tubulares contendo placas de alumínio em seu interior, e a floculação é feita por meio de floculador tubular helicoidal, com total uso das microbolhas geradas na eletrocoagulação para formar flocos facilmente flotáveis.</p> <p>Ainda, na invenção existente a flotação é forçada pela injeção de ar e a separação de fases ocorre também pela sedimentação, enquanto na invenção proposta ocorre somente a flotação, com total aproveitamento das microbolhas já geradas na eletrocoagulação.</p> <p>A vantagem da invenção proposta é a facilidade em aumentar ou diminuir o volume de efluente tratado, o sistema é composto por módulos. Além de possibilitar que a densidade de corrente elétrica seja alterada mais facilmente, como também facilitar a manutenção dos eletrodos utilizados na eletrocoagulação.</p>

Quadro 5 - Descrição da tecnologia patenteada conforme o documento WO201749299 e suas diferenças em relação ao sistema ECF desenvolvido

Base: ORBIT
N. do documento: WO201749299
Descrição: A invenção descreve um sistema de tratamento de água com módulos tubulares. Composto por um ou mais tubos, dispostos em série ou paralelo. Em cada tubo há pelo menos um ânodo e um cátodo.
Diferença e vantagem da invenção proposta: A invenção existente é semelhante ao reator de eletrocoagulação da invenção proposta, porém difere por apresentar um dispositivo que busca aumentar a turbulência e o tempo de contato da água na zona de eletrocoagulação. Os eletrodos são de formato cilíndrico e estão dispostos em posição radial. Além de não possuir uma zona de floculação ou que permita a formação de flocos aerados, conforme permite o floculador tubular helicoidal da invenção proposta.