



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
QUÍMICA

Mírian Graciela Dalla Porta

**AVALIAÇÃO DA ELETROCOAGULAÇÃO NO TRATAMENTO
DE EFLUENTES LÍQUIDOS DA INDÚSTRIA DE
PROCESSAMENTO DE PESCADO**

Florianópolis
2016

Mírian Graciela Dalla Porta

**AVALIAÇÃO DA ELETROCOAGULAÇÃO NO TRATAMENTO
DE EFLUENTES LÍQUIDOS DA INDÚSTRIA DE
PROCESSAMENTO DE PESCADO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Química da Universidade Federal de Santa Catarina, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Química.

Orientador: Prof^ª. Dra. Regina de Fátima Peralta Muniz Moreira.

Coorientadora: Prof^ª. Dra. Danielle de Bem Luiz.

Florianópolis
2016

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária
da UFSC.

Dalla Porta, Mírian Graciela

Avaliação da Eletrocoagulação no Tratamento de Efluentes Líquidos da Indústria de Processamento de Pescado / Mírian Graciela Dalla Porta ; orientadora, Regina de Fátima Peralta Muniz Moreira ; coorientadora, Danielle de Bem Luiz. – Florianópolis, SC; 2016.

126 PG.

Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química.

Inclui referências

1. Engenharia Química. 2. Pescado. 3. Eletrocoagulação. 4. Tratamento de Efluentes. I. Moreira, Regina de Fátima Peralta Muniz. II. Luiz, Danielle de Bem. III. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química. III. Título.

Folha de aprovação

AGRADECIMENTOS

Agradeço em primeiro lugar a Deus, por me guiar em todos os momentos da minha vida e me dar força interior para superar as dificuldades encontradas.

À minha família que sempre esteve ao meu lado, dando-me apoio e carinho. Em especial agradeço ao meu esposo, James Panosso, por toda compreensão e paciência nas situações em que mais precisei além de cuidar da nossa família nos momentos em que estive ausente desenvolvendo este trabalho.

À Prof^a. Dra. Regina de Fátima Peralta Muniz Moreira pela orientação, dedicação, confiança e por todo conhecimento transmitido durante estes anos de convívio.

À Dra. Danielle de Bem Luiz pelas valiosas sugestões e correções fruto da vasta experiência no desenvolvimento de trabalhos científicos.

À empresa GDC Alimentos, por possibilitar essa pesquisa em especial ao Diretor Industrial, Adão Pereira de Sá, pelos ensinamentos e sugestões relevantes na execução dos testes e da visão estratégica da aplicação da metodologia estudada em escala industrial.

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química da Universidade Federal de Santa Catarina pela oportunidade concedida.

RESUMO

Uma planta de processamento de pescado gera de 5 a 33,4 m³/dia.tonelada de efluentes líquidos em seus processos. Essas águas residuárias possuem elevadas concentrações de compostos orgânicos, nutrientes, óleos e gorduras e, em geral, os processos convencionais de tratamento não apresentam eficiência satisfatória. Dessa forma, este estudo propôs avaliar a performance da eletrocoagulação com posterior filtração aplicada nos efluentes final e após etapa de coagulação/floculação (efluente primário) para tratar os efluentes líquidos de uma indústria de processamento de pescado. Foram utilizados eletrodos de alumínio e avaliada a melhor condição de processo, através de um planejamento de testes sequencial. Os efeitos das variáveis de processo (densidade de corrente, tempo de processo e o pH inicial) na eficiência de tratamento dos efluentes líquidos foram analisados, de forma a se atingir águas com qualidade para o seu reuso na indústria. A eficiência do tratamento foi avaliada pela determinação experimental dos parâmetros: Demanda Química de Oxigênio (DQO), Carbono Orgânico Total (COT), Fósforo Total, Nitrogênio Amoniacal, Nitrogênio Orgânico, Cor Aparente, Turbidez e Sólidos Suspensos. Os parâmetros operacionais que otimizaram a eficiência do processo foram: densidade de corrente de 100 A.m⁻², tempo de 10 minutos e pH inicial de 4. Nessas condições, alcançou-se remoções de quase 90% de COT, DQO, Sólidos Suspensos, Fósforo, Cor e Turbidez. Tanto o tratamento do efluente final quanto do efluente primário sob as condições otimizadas foram moderadamente eficientes na remoção de nitrogênio, e o custo do tratamento foi estimado em R\$ 1,26/m³. Baseado nesses resultados verificou-se que a eletrocoagulação apresenta-se como uma alternativa técnica e economicamente viável, sendo possível o atendimento a legislações de lançamentos de efluentes nos parâmetros analisados além de reuso em algumas aplicações da indústria.

Palavras-chave: Pescado. Eletrocoagulação. Tratamento de Efluentes.

ABSTRACT

A fish processing plant generates 5 to 33.4 m³/day.tonne of wastewater in their processes. These wastewaters have high concentrations of organic compounds, nutrients, oils and fats and, in general, conventional treatment processes do not exhibit satisfactory efficiency. Thus, this study aimed to evaluate the performance of electrocoagulation with subsequent filtration applied to the final effluent and after step coagulation/flocculation (primary effluent) to treat wastewater from a fish processing industry. Aluminum electrodes were used to evaluate the best process conditions through a planning sequential tests. The effects of the process variables (current density, process time and the initial pH) in the treatment efficiency of the wastewater were analyzed in order to achieve water quality for its reuse in the industry. The efficiency of the treatment was evaluated by experimental determination of the parameters: Chemical Oxygen Demand (COD), Total Organic Carbon (TOC), Total Phosphorus, Nitrogen Ammonia, Nitrogen Organic Color Apparent, Turbidity and Suspended Solids. The operating parameters optimized efficiency of the process were: Current density of 100 Am⁻², 10 minutes time and initial pH 4. Under these conditions was reached, removal of almost 90% TOC, COD, suspended solids, phosphorous, color, and turbidity. Any treatment of the final effluent and primary effluent under optimized conditions were moderately effective at removing nitrogen, and the cost of treatment is estimated at R\$ 1.26/m³. Based on these results it was found that the electrocoagulation presents itself as a technically and economically viable alternative, and possible service to the legislation of effluent discharges in the parameters analyzed in addition to reuse in some industrial applications.

Keywords: Fish. Electrocoagulation. Wastewater treatment.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Consumo de água por tonelada de pescado processado	28
Tabela 2 - Composição de efluentes gerados no processamento de pescado	29
Tabela 3 - Potencial redox de espécies	37
Tabela 4 - Características físico-químicas dos efluentes estudados	62
Tabela 5 - Planejamento sequencial dos testes	65
Tabela 6 - Métodos e equipamentos utilizados para análise de parâmetros	66
Tabela 7 - Intervalo de correntes correspondente a densidade de Corrente	67
Tabela 8 - Espaçamentos de eletrodos utilizados nos testes	67
Tabela 9 - Parâmetros para lançamento de efluentes	69
Tabela 10 - Requisitos de qualidade para reuso e/ou reciclo determinados por regulamentos e normativas empregadas para o reuso industrial	70
Tabela 11 - Eficiência na remoção de DQO obtida no processo de ozonização	73
Tabela 12 - Eficiência na remoção de DQO obtida no processo Fenton	75
Tabela 13 – Resultados testes preliminares de eletrocoagulação	77
Tabela 14 – Resultados obtidos no efluente bruto com os testes de eletrocoagulação	80
Tabela 15 – Remoções obtidas no efluente primário	91
Tabela 16 - Comparação entre a EC e processo convencional de tratamento	100
Tabela 17– Parâmetros de processo para o tratamento do efluente primário	103
Tabela 18 – Oportunidades de reuso do efluente tratado	104
Tabela 19 – Concentrações finais encontradas na condição ótima de tratamento	105

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Fluxograma do tratamento de efluentes	33
Figura 2 - Configuração esquemática da dupla camada elétrica	35
Figura 3 - Mecanismos de reação do ozônio.....	38
Figura 4 - Processos na eletrocoagulação	46
Figura 5 - Hidrólise do alumínio em função do pH	47
Figura 6 - Tipo de conexão dos eletrodos	48
Figura 7 - Local de coleta das amostras para os testes	58
Figura 8 – Reator utilizado para os testes de ozonização	59
Figura 9 - Equipamento Teste de Jarros utilizados para os testes Fenton	60
Figura 10 - Sistemas montados para os testes de eletrocoagulação.....	60
Figura 11 – Eletros de Alumínio e Fonte de Alimentação	61
Figura 12 - Efluentes utilizados para os testes de Eletrocoagulação	62
Figura 13 - Reator montado para os testes	63
Figura 14 - Faces positivas dos eletrodos (ânodos)	64
Figura 15 - Ensaio de Eletrocoagulação	66
Figura 16 - Amostras após processo de Eletrocoagulação	68
Figura 17 - Remoção de DQO (%) variando Densidade de corrente e tempo, mantendo pH inicial de 6,0	81
Figura 18 - Remoção de SS (%) variando Densidade de corrente e tempo, mantendo pH inicial de 6,0	82
Figura 19 - Remoção de cor aparente (%) variando Densidade de corrente e tempo, mantendo pH inicial de 6,0	84
Figura 20 - Remoção de turbidez (%) variando Densidade de corrente e tempo, mantendo pH inicial de 6,0	84
Figura 21 - Remoção de Fósforo Total variando densidade de corrente e tempo, mantendo pH inicial fixo de 6,0.....	86
Figura 22 – Remoção de COT variando densidade de corrente, pH inicial, mantendo fixo tempo de 15 minutos.....	87
Figura 23 - Remoção de Nitrogênio Amoniacal variando Densidade e pH inicial, mantendo tempo fixo de 5 minutos	89
Figura 24 - Remoção de NO (%) variando pH e tempo, mantendo Densidade de corrente igual a 150 A.m^{-2}	89
Figura 25 - Remoções de Sólidos Suspensos e Fósforo Total variando densidade de corrente e tempo, mantendo pH fixo de 6,0.....	93
Figura 26 - Remoções de Cor Aparente e Turbidez variando densidade de corrente e tempo, mantendo pH fixo de 6,0	93

Figura 27 - Remoção de DQO variando densidade de corrente, tempo de processo, mantendo pH inicial fixo de 4,0.....	94
Figura 28 - Remoção de COT variando densidade de corrente, tempo de processo, mantendo pH inicial fixo de 6,0.....	95
Figura 29 - Remoção de Nitrogênio Amoniacal variando tempo e pH inicial, mantendo densidade de corrente fixa em 150Am^{-2}	96
Figura 30 – Remoção de Nitrogênio Orgânico variando tempo e pH inicial, mantendo densidade de corrente fixa em 150Am^{-2}	97
Figura 31 – Remoções de Nitrogênio Orgânico versus ORP	99

LISTA DE QUADROS

Quadro 1- Principais usos do ozônio em tratamento de águas residuárias	39
Quadro 2 - Tipos de processo de oxidação avançada	43
Quadro 3 - Reações na eletrocoagulação com eletrodos de alumínio ...	47
Quadro 4 - Aplicações da Eletrocoagulação no tratamento de águas residuárias.....	51

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	23
1.1 OBJETIVO GERAL.....	24
1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	24
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	27
2.1 CONSUMO DE ÁGUA NA INDÚSTRIA DE PESCADOS	27
2.2 A GERAÇÃO DE EFLUENTES E SUAS CARACTERÍSTICAS NA INDÚSTRIA DE PESCADOS.....	28
2.3 AS ALTERNATIVAS PARA A REDUÇÃO DE CONSUMO DE ÁGUA.....	29
2.3.1 O Gerenciamento Hídrico.....	30
2.3.2 O Reuso de Água nas Indústrias.....	31
2.4 O TRATAMENTO DE EFLUENTES NA INDÚSTRIA DE PESCADO.....	32
2.5 REMOÇÃO DE SUBSTÂNCIAS EM ESTADO COLOIDAL – COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO.....	34
2.5.1 Fenômenos envolvidos na Desestabilização dos Colóides	36
2.6 TRATAMENTO DE EFLUENTES INDUSTRIAIS VISANDO A PRODUÇÃO DE ÁGUA DE REUSO	37
2.6.1 Ozonização	37
2.6.2 Processos de oxidação avançada	43
2.6.3 Processo Fenton	44
2.6.4 Eletrocoagulação.....	44
2.6.4.1 Reações na eletrocoagulação.....	46
2.6.4.2 Reator de eletrocoagulação.....	48
2.6.4.3 Variáveis do processo de eletrocoagulação	48
2.6.4.3.1 Densidade de corrente	49
2.6.4.3.2 Distância dos eletrodos	49
2.6.4.3.3 Condutividade	49
2.6.4.3.4 Efeito do pH	50
2.6.4.3.5 Passivação e polarização dos eletrodos.....	50
2.6.4.4 Aplicações da eletrocoagulação no tratamento de águas residuárias	50
3 MATERIAIS E MÉTODOS	57
3.1 MATERIAIS E MÉTODOS: TESTES PRELIMINARES	57
3.1.1 Coleta dos efluentes	57
3.1.2 Sistemas montados para os Testes preliminares	58
3.1.2.1 Testes preliminares de Ozonização.....	58
3.1.2.2 Testes preliminares Fenton.....	59

3.1.3 Testes preliminares de Eletrocoagulação.....	60
3.2TESTES DE ELETROCOAGULAÇÃO.....	61
3.2.1 Efluentes analisados	61
3.2.2 Reator de eletrocoagulação	63
3.2.3 Planejamento dos testes de eletrocoagulação	64
3.2.4 Caracterização das amostras dos testes de eletrocoagulação	65
3.2.5 Ensaio de eletrocoagulação	66
3.2.6 Comparação dos entre os parâmetros finais de qualidade do efluente bruto obtido no processo de eletrocoagulação e tratamento convencional	68
3.2.7 Comparação entre os parâmetros finais de qualidade do efluente primário obtido no processo de eletrocoagulação e lançamento de efluentes/reuso na indústria	68
3.2.8 Cálculo custo dos eletrodos e energético do processo.....	70
3.2.8.1 Cálculo do desgaste do eletrodo	70
3.2.8.2 Consumo de energia elétrica.....	71
3.2.8.3 Cálculo do custo de operação do sistema	71
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	73
4.1RESULTADOS OBTIDOS NOS TESTES PREMIMINARES ..	73
4.1.1 Tratamento do efluente primário com ozônio.....	73
4.1.2 Tratamento do efluente primário pelo processo Fenton	74
4.1.3 Resultados obtidos com a Eletrocoagulação – Testes preliminares	76
4.2EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO POR ELETROCOAGULAÇÃO OBTIDAS NO EFLUENTE BRUTO	79
4.3EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO POR EC OBTIDAS NO EFLUENTE PRIMÁRIO	90
4.4CONSIDERAÇÕES SOBRE OS DEMAIS PARÂMETROS ANALISADOS NOS TESTES	98
4.5COMPARAÇÃO ENTRE OS PARÂMETROS FINAIS DE QUALIDADE DO EFLUENTE BRUTO OBTIDO NO PROCESSO DE EC E TRATAMENTO CONVENCIONAL	100
4.6COMPARAÇÃO ENTRE OS PARÂMETROS FINAIS DE QUALIDADE DO EFLUENTE PRIMÁRIO OBTIDO NO PROCESSO DE EC COM OS DE LANÇAMENTO DE EFLUENTES/REUSO NA INDÚSTRIA	101
4.7CÁLCULO DO CUSTO DOS ELETRODOS E ENERGÉTICO DO PROCESSO.....	105
4.7.1 Cálculo do desgaste do eletrodo	106
4.7.2 Consumo de energia elétrica	106

4.7.3 Cálculo do custo de operação do sistema	106
5 CONCLUSÕES	109
REFERÊNCIAS	111

1 INTRODUÇÃO

O setor da pesca vem se destacando nos últimos anos pelo aumento constante em produção mundial. Dados da FAO (2014) mostram que esse segmento atingiu valores recordes de produção em 2013 de 160 milhões de toneladas. Com esse aumento de produção, o consumo desse tipo de proteína representa 17% das proteínas consumidas pela população mundial (FAO, 2014).

Esse rápido crescimento da indústria da pesca ocasiona uma forte demanda de utilização de recursos naturais, principalmente no consumo de água (UNEP, 2000) pois, para se atingir condições ideais para a industrialização da carne de pescados, grandes volumes de água são necessários, tanto para a manutenção da higiene industrial quanto para a qualidade dos alimentos processados.

Dependendo do processo industrial, a água pode considerada tanto como matéria-prima, através da incorporação ao produto final, como um auxiliar na preparação de insumos, fluido de transporte, fluido de aquecimento e/ou refrigeração ou nos processos de limpeza de equipamentos, etc. (MIERZWA & HESPANHOL, 2005).

Em função da escassez de água que tem assolado diferentes regiões do país, as empresas têm adotado uma visão estratégica sobre a utilização desse recurso, pois sua redução tem tanto o apelo ambiental, quanto econômico. Dentro desse contexto, o reuso de águas residuárias é uma prática que tem ganhado cada vez mais espaço dentro das indústrias, pois além de propiciar a redução do consumo de água potável contribui para a redução da poluição (MOGAMI, 2011).

Porém conseguir atingir parâmetros que possibilitem o reuso no tratamento de efluentes é um grande desafio que requer o estudo de novos sistemas de tratamento que superem os problemas dos sistemas convencionais. Principalmente no caso de efluentes que possuem alta carga de contaminantes como é o caso do efluente gerado na indústria de pescado. Nesse tipo de efluente, os contaminantes orgânicos estão em formas coloidais e em partículas solúveis, resultando em alta demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO) e sólidos suspensos totais (SST) (MUTHUKUMARAN; BASKARAN, 2013).

Métodos convencionais de tratamento físico-químico e/ou biológico apesar de serem comumente aplicados em indústrias de pescado, não garantem a remoção de contaminantes suficientes para produzir água de reuso, e em muitos casos, não garantem também o

atingimento de parâmetros de lançamento de efluentes. Dessa forma, processos alternativos de tratamento, tais como ozonização, oxidação avançada e eletroquímicos, que exploram a alta remoção da matéria orgânica estão sendo cada vez mais explorados (KAJITVICHYANUKUL; LU; JAMROENSAN, 2007; KNITTEL; SCHOLLMEYER, 2008).

Os processos eletroquímicos que já foram testados para o tratamento de efluentes oriundos de vários segmentos industriais tais como: Frigoríficos, têxteis, laticínios, processamento de óleos, curtume, galvanoplastia entre outras (BORBA, 2010; HOSSAIN *et al.*, 2013; KUSHWAHA; SRIVASTAVA; MALL, 2010; HOSNY, 1996; HEIDMANN; CALMANO, 2008), porém ainda não existe um consenso geral sobre a eficiência desse tratamento para produzir água com características de reuso industrial, principalmente em indústrias alimentícias.

Com base no que foi exposto, esta pesquisa pretende aplicar a eletrocoagulação (EC), nos efluentes bruto (soma de todas as correntes geradas no processamento) e primário (após etapa convencional de coagulação/floculação) gerados em uma indústria de processamento de pescado. Serão avaliadas as interferências que a densidade de corrente, tempo de processo e pH inicial exercem na remoção dos contaminantes tais como: COT, DQO, Fósforo Total, Nitrogênio Amoniacal, Nitrogênio Total, Cor Apetente, Turbidez, e Sólidos Suspensos. Com isso espera-se conseguir parâmetros de qualidade que não contemplem apenas legislações de lançamento de efluentes, mas também de reuso.

1.1 OBJETIVO GERAL

O objetivo geral desta dissertação é avaliar a eficiência de processos avançados de tratamento de efluentes oriundos do processamento de pescado e aprofundar o estudo do processo que apresentar um maior nível de depuração do efluente líquido.

1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar preliminarmente a performance dos tratamentos de: Ozonização, Fenton e Eletrocoagulação no tratamento de efluente oriundo do processamento de pescado;
- Definir o efeito dos parâmetros operacionais (densidade de corrente aplicada, tempo de eletrocoagulação e pH inicial do processo) na

eficiência do processo de eletrocoagulação para aplicação no tratamento do efluente líquido bruto e no tratamento do efluente pré-tratado pelo processo convencional (coagulação/floculação);

- Comparar a eficiência da eletrocoagulação aplicada no efluente bruto com a obtida no processo convencional do tratamento (coagulação/floculação) e comparar os parâmetros obtidos com a aplicação da EC no efluente primário com parâmetros de lançamento de efluentes e reuso industrial;
- Realizar a análise econômica do processo sob as condições otimizadas de tratamento.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 CONSUMO DE ÁGUA NA INDÚSTRIA DE PESCADOS

A água é fundamental nos processos produtivos das indústrias de alimentos e está presente em praticamente todas as etapas do processamento, como por exemplo, na lavagem das matérias-primas e de equipamentos, caldeiras para produção de vapor, refrigeração de equipamentos, lavagem de pisos das áreas de produção, incorporação aos produtos, reações químicas, higiene dos funcionários, combate a incêndios, entre outras. Em cada uma desses processos, a água deve seguir padrões mínimos de qualidade, de forma a atender as exigências de cada uso (MALDANER, 2008).

No processamento de pescado, a água também pode ser utilizada como meio para armazenamento e refrigeração dos produtos da pesca antes e durante o processamento. Adicionalmente, a água é um importante lubrificante e serve como transporte de sólidos em várias etapas de manuseamento e processamento (CHOWDHURY; VIRARAGHAVAN; SRINIVASAN, 2010).

As taxas de consumo de água podem variar consideravelmente (Tabela 1), dependendo da escala e idade da planta, do tipo de processo, o nível de automatização, facilidade de limpeza do equipamento e habilidade dos operadores (UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME, 2000). Carawan (1991), acrescenta que a capacidade de processamento também possui contribuição significativa, sendo que quanto menor a planta, maior é o consumo de água por tonelada produzida.

Tabela 1 - Consumo de água por tonelada de pescado a ser processada

Tipo de Indústria	Consumo de água (m³/ton a ser processada)	Referência
Atum enlatado	10,0 a 20,0	Nair (1990)
Atum enlatado	13,0	Uttamangkabovorn, Prasertsan e Kittikun (2005)
Sardinha enlatada	9,0	Proença, Nunes e Barata (2001)
Peixe congelado	8,9	Nimnu (1998)
Filetagem de peixe	5,0 – 11,0	UNEP (2000)
Indústria de conservas	15,0	UNEP (2000)
Processamento de Pescado em geral	8,4 – 33,4	Murphy (2006)

Fonte: Murphy (2006), Nair (1990), Nimnu (1998), Proença, Nunes e Barata (2001), United Nations Environment Programme (2000) e Uttamangkabovorn, Prasertsan e Kittikun (2005).

Geralmente as etapas de higienização de equipamentos e pisos totalizam os maiores consumos de água dentro da indústria de processamento de pescado, e podem alcançar até 40% do consumo total de água, de acordo com Thrane, Nielsen e Christensen (2009).

2.2 A GERAÇÃO DE EFLUENTES E SUAS CARACTERÍSTICAS NA INDÚSTRIA DE PESCADO

Os efluentes de uma indústria de pescado são gerados a partir de diversas etapas do processamento que variam de acordo com os derivados produzidos na empresa. Podem ser originados de vários locais como, por exemplo: recepção do pescado, evisceração, filetagem, salmoura, acondicionamento, cozimento, recravação, autoclavagem e lavagem das latas. Também podem ser procedentes da lavagem de pisos, de equipamentos e dos utensílios utilizados durante o beneficiamento da matéria-prima (GIORDANO, 2005; LIU, 2007).

Segundo LIM, KIM E HWANG (2003), a geração de efluentes líquidos resulta principalmente da limpeza da fábrica, lavagem da matéria-prima e lavagem do pescado eviscerado. Esse tipo de efluente contém pedaços de carne, sangue solúvel, substâncias oriundas das vísceras, bem como os detergentes e outros agentes de limpeza (UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME, 2000).

De maneira geral, os principais componentes do efluente gerado no processamento de pescado são lipídios e proteínas (GONZALES, 1996) que contribuem para a alta carga orgânica (BRAILE; CAVALCANTI, 1993). Os valores típicos dos parâmetros de caracterização dos despejos da indústria de pescado são mostrados na Tabela 2. A fração proteica nesse tipo de efluente líquido pode apresentar valores maiores do que 70% da matéria orgânica (GUERRERO *et al.*, 1999).

Tabela 2 - Composição de efluentes gerados no processamento de pescado

Parâmetros	Rollón (1999)	Lim, Kim e Hwang (2003)	Hornes e Queiroz (2004)	Carawan (1991)
DBO (mg.L ⁻¹)	710 - 14.500	1.700	-	125 - 300
DQO (mg.L ⁻¹)	1.500 - 53.600	4.300	1.900	1.600
SST (mg.L ⁻¹)	550 - 12.400	-	-	500
Óleos e graxas (mg.L ⁻¹)	-	800	-	250
pH	5,6 - 7,2	6,2 - 7,0	-	-
Fósforo P-PPO ₄₋₃ (mg.L ⁻¹)	-	-	14	-

Fonte: Carawan (1991), Hornes e Queiroz (2004), Lim, Kim e Hwang (2003) e Rollón (1999).

Tanto o volume quanto a concentração do efluente gerados a partir do processamento de pescado estão relacionados diretamente com a composição do pescado cru (MUTHUKUMARAN; BASKARAN, 2013), dos aditivos e das operações unitárias usados no processamento, e do tipo de fonte de água.

2.3 AS ALTERNATIVAS PARA A REDUÇÃO DE CONSUMO DE ÁGUA

Com o aumento da pressão econômica e das preocupações ambientais, a indústria precisa constantemente inovar e melhorar seu processo de produção para tornar-se mais sustentável. Esforços são necessários para que a adoção de tecnologias limpas mantenham o nível de produção atual da indústria, melhorando o gerenciamento dos recursos naturais e minimizando o lançamento de poluentes (UTTAMANGKABOVORN; POONSUK; ARAN, 2005).

A conservação da água conseguida através do uso racional e do reuso são ferramentas eficazes na preservação dos recursos hídricos, pois os ganhos ambientais são obtidos não apenas na redução da captação de água, mas também na redução da emissão de poluentes, preservando esse recurso natural em quantidade e qualidade (WEBER; CYBIS; BEAL, 2010).

Estratégias de uso eficiente da água podem ser identificadas através da análise dos padrões de uso de água na unidade de processamento, da identificação de práticas de desperdício e pela determinação da taxa ideal de consumo de água para os processos unitários individuais. Com base nas informações coletadas, opções de reutilização de água podem ser consideradas sem comprometer a qualidade do produto e higiene (UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME, 2000).

2.3.1 O Gerenciamento Hídrico

O gerenciamento de água inclui sua utilização, a conservação de sua fonte, o monitoramento e a preservação de sua qualidade (AHMED; ROY, 2007). Ações tecnológicas, institucionais e educacionais têm sido implementadas em todo o mundo em busca de alternativas de otimização de consumo de água, de redução de efluentes gerados e do uso de fontes alternativas de água (FIESP/CIESP, 2004).

Para a redução no consumo de água no setor de conservas de peixe, uma das principais práticas a ser considerada é a implementação de medidas destinadas a reduzir o consumo de água, tais como: sistemas de sucção a vácuo sobre a recepção de matérias-primas; controle de fluxo em operações de limpeza por instalação de dispositivos de corte; uso de água quente ou ar úmido no descongelamento de peixe; utilização de sistemas de limpeza de baixo fluxo e alta pressão; uso de ar comprimido, em vez de água, quando possível; reutilização e reciclagem de água para operações não críticas; armazenamento de resíduos de peixe em recipientes fechados para evitar perdas; transporte seco de resíduos; o ajuste do tamanho dos bocais; etc. (CARAWAN; CHAMBERS; ZALL, 1979; CHOWDHURY; VIRARAGHAVAN; SRINIVASAN, 2010).

O controle do uso de água em uma indústria é uma estratégia eficaz de redução do volume de efluente gerado. As operações de limpeza constituem-se oportunidades potenciais de redução do consumo de água, buscando-se assim a otimização do uso de água mediante

estratégias de simples implementação (TIMOFIECSYK; PAWLOWSKY, 2000).

2.3.2 O Reuso de Água nas Indústrias

A maioria das indústrias possui estações de tratamento de águas residuárias, sendo que estes efluentes depois de tratados são despejados nos rios. Porém, esse efluente industrial tratado poderia ser reaproveitado em processos internos para economizar os recursos hídricos (BRAGA *et al.*, 2002). O reuso da água consiste em se utilizar a água mais de uma vez, reaproveitando-a para o mesmo ou outro determinado fim após ter passado por um tratamento ou não (BREGA FILHO; MANCUSO, 2003). Nesse contexto, a classificação dos tipos de reuso é dada abaixo:

- Indireto não planejado;
- Indireto planejado;
- Direto planejado;
- Reciclagem.

Na atualidade, os principais pontos de reutilização da água na indústria são: as torres de resfriamento as caldeiras, a construção civil (incluindo a preparação e cura de concreto, e para compactação do solo), a irrigação de áreas verdes de instalações industriais, as lavagens de pisos e alguns tipos de peças (principalmente na indústria mecânica), e os processos industriais (HESPANHOL, 2003), sendo recomendado iniciar o programa de reuso de água industrial pelas torres de resfriamento.

A adoção de práticas de reuso possui inúmeros benefícios (FIESP/CIESP, 2004), tais como:

a) Benefícios Ambientais:

- Redução do lançamento de efluentes industriais em cursos d'água, possibilitando melhorar a qualidade das águas interiores das regiões mais industrializadas;
- Redução da captação de águas superficiais e subterrâneas;
- Aumento da disponibilidade de água para usos mais exigentes, como abastecimento público, hospitalar, etc.

b) Benefícios Sociais:

- Ampliação da oportunidade de negócios para as empresas fornecedoras de serviços e equipamentos, e em toda a cadeia produtiva;
- Ampliação na geração de empregos diretos e indiretos;
- Melhoria da imagem do setor produtivo junto à sociedade, com reconhecimento de empresas socialmente responsáveis.

c) Benefícios Econômicos:

- Conformidade ambiental em relação a padrões e normas ambientais estabelecidos, possibilitando melhor inserção dos produtos brasileiros nos mercados internacionais;
- Mudanças nos padrões de produção e consumo;
- Redução dos custos de produção;
- Aumento da competitividade do setor.

2.4 O TRATAMENTO DE EFLUENTES NA INDÚSTRIA DE PESCADO

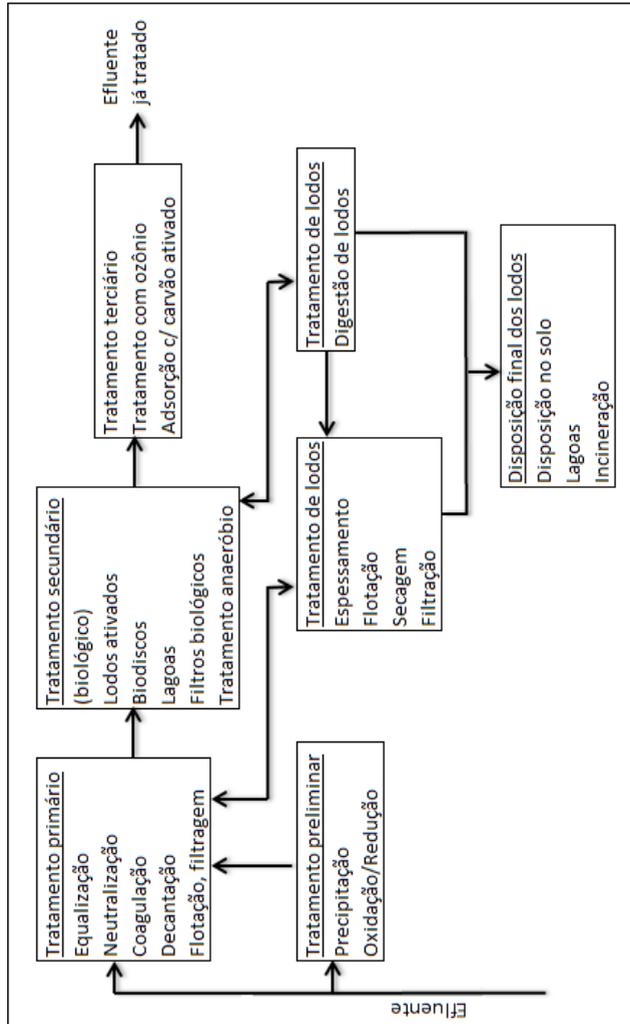
Os efluentes líquidos da indústria de pescado que são produzidos em vazões relativamente elevadas, contém altos teores de DQO, óleos e graxas e sólidos suspensos totais (SST), além de compostos orgânicos complexos como proteínas e gorduras. Somando-se a isso, quantidades geradas variam em função das estações do ano e da maior ou menor facilidade de se obter o pescado (BRAILE; CAVALCANTI, 1993).

As técnicas convencionais utilizadas no tratamento de águas residuárias contemplam etapas primárias, secundárias e terciárias. A etapa primária é composta por processos físicos, os quais envolvem fenômeno da natureza física em seu funcionamento e concepção (SKORONSKI, 2008). A etapa secundária envolve os processos bioquímicos, tornando-se responsável pela remediação de determinado contaminante. Por fim, a etapa terciária reúne os processos físico-químicos, tais como a filtração, adsorção e oxidação química, por exemplo. A Figura 1 mostra o fluxograma do processo de tratamento de efluentes.

No tratamento primário, em geral, remove-se cerca de 50% de sólidos suspensos, 25 a 50% de DBO, 10 a 20% de nitrogênio orgânico e 10% de fósforo. Os coagulantes/floculantes químicos permitem uma remoção parcial da matéria orgânica devido à precipitação de proteínas e gorduras. No entanto, o custo com produtos químicos é elevado, a

gordura dissolvida não é removida de forma eficiente e o lodo produzido requer tratamento para o descarte. (LUCAS; KOETZ; PRZYBYLSK, 2000).

Figura 1- Fluxograma do tratamento de efluentes



Fonte: Modificado de Lora (2002).

As eficiências do tratamento secundário podem variar de 75-95% de DBO e 80-95% de sólidos em suspensão (BRAILE; CAVALCANTI, 1993), sendo que os processos mais utilizados são: processos anaeróbios, sistema de lagoas aeróbias, lodos ativados e suas variações, filtros biológicos de alta taxa e discos biológicos rotativos (biodiscos). Apesar de ser a técnica mais utilizada para o tratamento secundário, o tratamento biológico possui restrições principalmente com relação à degradação de substâncias recalcitrantes além do fato de que muitos compostos podem ser tóxicos aos microrganismos inviabilizando o uso desse processo (MARTINS *et al.*, 2012).

Na etapa terciária são utilizados tratamentos químicos que permitem a degradação ou mineralização completa de compostos refratários. Os processos químicos podem ser empregados isoladamente ou em combinação, dependendo do tipo de contaminante que se deseja remover, incluem-se os processos eletroquímicos e de oxidação avançada (MÓDENES *et al.*, 2012; ROSALES; PAZOS; SANROMÁN, 2012).

Os processos químicos convencionais e avançados podem ser diferenciados de acordo com a sua facilidade de aplicação, eficiência de remoção de contaminantes e pela sua viabilidade econômica (LUBENOW, 2011) e a escolha da combinação de tratamentos dependerá da relação custo-benefício, da segurança, da eficiência na remoção de contaminantes, das aplicações de reuso da água, e das legislações aplicáveis. É pertinente considerar uma possível segregação de efluentes com características físico-químicas e microbiológicas semelhantes de modo a obter um tratamento ótimo para cada caso (MIYAKI *et al.*, 2000).

2.5 REMOÇÃO DE SUBSTÂNCIAS EM ESTADO COLOIDAL – COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO

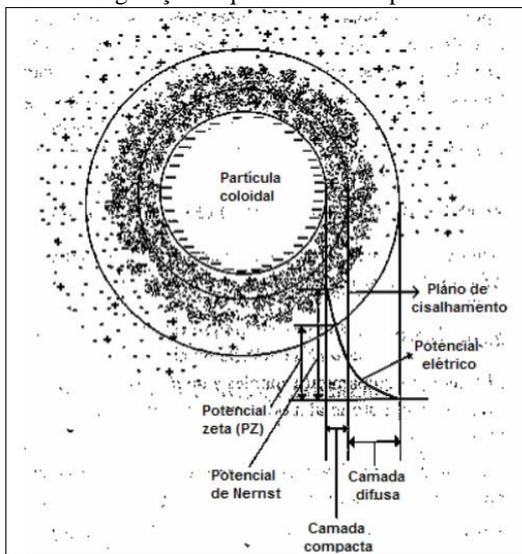
As partículas coloidais (10^{-6} a 10^{-3} mm) presentes em águas e efluentes líquidos conferem cor e turbidez (LÉDO, 2008), e são geralmente removidas por processo de coagulação ou flotação, seguido de filtração. Essas pequenas partículas geralmente possuem carga elétrica negativa que atraem os íons de carga positiva, formando uma *camada compacta* de íons aderidos em torno da superfície do colóide (*camada de Stern*). O modelo de Stern é o mais conhecido para explicar a estabilidade dos colóides. Ao redor dessa camada, forma-se uma camada menos densa de íons, denominada *camada difusa*. Sob efeito de forças eletrostáticas, essas camadas se mantêm próximas da superfície

da partícula. Devido à repulsão eletrostática causada por íons e mesma carga, as partículas coloidais mantêm-se em estado coloidal estável e não são separadas do líquido por processo de decantação natural (RICHTER; AZEVEDO NETTO, 1991).

As principais forças superficiais existentes entre as partículas são: a *força de van der Waals* e as *forças eletrostáticas*, além de outras forças, como a *capilaridade*, *solvatação* e *adsorção de água* (ORTEGA *et al.*, 1997). As *forças de van der Waals* são originadas da interação entre dipolos elétricos, permanentes ou induzidos, situados no interior das partículas, sendo inversamente proporcional à distância.

O potencial elétrico causado pela presença do colóide na água diminui com a distância, a partir da superfície do mesmo, onde é denominado *Potencial de Nernst*. Existe uma distância entre a superfície do colóide e os íons de carga contrária, na qual o potencial elétrico decresce linearmente; a partir dessa distância, o potencial elétrico diminui exponencialmente, passando pela fronteira das camadas compacta e difusa, região em que o potencial elétrico, segundo Lyklema (1978), é chamado de *Potencial Zeta* ou *eletrocinético* (Figura 2).

Figura 2 - Configuração esquemática da dupla camada elétrica



Fonte: Crespilho e Rezende (2004).

Através do *potencial Zeta* é possível determinar o estado de aglomeração da suspensão. Portanto em um sistema onde todas as partículas apresentam cargas iguais, pode-se afirmar que, quanto maior o *potencial Zeta* (positivo ou negativo) maior é a estabilidade da suspensão, superando a tendência natural de aglomeração (desestabilização) (ORTEGA *et al.*, 1997). O *potencial Zeta* é o potencial do plano de cisalhamento, localizado no início da camada difusa (CRESPILHO; REZENDE, 2004). O *potencial zeta* e outros parâmetros, tais como medida de fluxo de corrente, são medidas indiretas das cargas sobre as partículas pelo tipo e concentração de íons na solução (AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, 1990).

2.5.1 Fenômenos envolvidos na Desestabilização dos Colóides

Os processos físico-químicos que promovem a clarificação do efluente se baseiam na desestabilização dos colóides, e isso é conseguido através dos fenômenos de coagulação/floculação, com posterior separação de fases que pode ocorrer flotação ou sedimentação (GIORDANO, 2005).

A adição de eletrólitos à água provoca a adsorção de íons na superfície da partículas coloidais, que anulam as forças de repulsão entre as partículas. A coagulação química é conseguida através da adição de coagulantes inorgânicos, tais como sais de alumínio e de ferro (DUAN; GREGORY, 2006).

Quatro etapas estão envolvidas na desestabilização dos colóides: Compressão da camada difusa: Adsorção e neutralização; adsorção e formação de pontes; e varredura (CUBAS, 1999; DI BERNARDO; DANTAS, 2005; FERREIRA, 1997; HASSEMER, 2000).

A compressão da camada difusa ocorre com a adição de íons de carga contrária no sistema coloidal, que para se manter eletricamente neutra, reduz o seu volume, eliminando a estabilização eletrostática (CUBAS, 1999).

A adsorção e neutralização de cargas é resultante da forte tendência de agregação que as macromoléculas, naturais ou sintéticas (polieletrólitos), possuem em suas interfaces (SILVA, 2014). Nessa etapa pode ocorrer a formação de precipitados de hidróxidos de metais (MENDES, 1989).

Na adsorção e formação de pontes, compostos orgânicos sintéticos e naturais caracterizados por grandes cadeias moleculares, que apresentam sítios ionizáveis ao longo da cadeia (polímeros), adsorvem

mais que uma partícula, mantendo-as unidas umas às outras (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

Pelo mecanismo de varredura pode conduzir à formação de novos precipitados, dependendo da quantidade de coagulante adicionada ao meio, do pH da mistura, da concentração de alguns íons presentes na água que poderá acarretar na formação de precipitados. Segundo Pavanelli (2001) os flocos formados são maiores do que aqueles formados quando se utiliza do mecanismo de adsorção e neutralização, resultando, assim, em velocidades de sedimentação maiores.

2.6 TRATAMENTO DE EFLUENTES INDUSTRIAIS VISANDO A PRODUÇÃO DE ÁGUA DE REUSO

Os tratamentos de oxidação e eletroquímico têm surgido como alternativas ou tratamentos complementares aos convencionais para produzir água de reuso na indústria. A seguir serão apresentadas algumas tecnologias bem-sucedidas, ainda que as questões relacionadas ao custo e eficiência não tenham sido abordadas em detalhe.

2.6.1 Ozonização

A aplicação de ozônio no tratamento de águas e efluentes industriais deve-se ao seu alto potencial redox (Tabela 3).

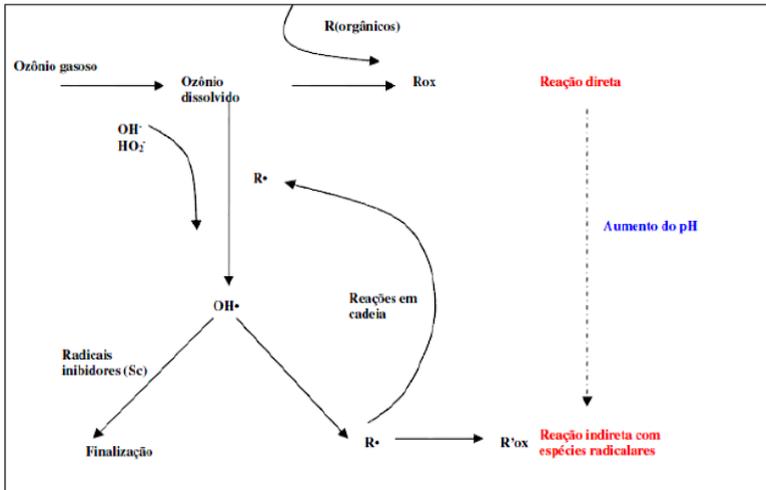
Tabela 3 - Potencial redox de espécies

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

Fonte: Teixeira e Jardim (2004).

A ozonização aplicada ao tratamento de efluentes líquidos pode não formar resíduos, dependendo das condições de aplicação, e ocorrendo por meio de reações de oxidação direta e/ou indireta (BOLLYKY; SILER, 1989) (Figura 3).

Figura 3 - Mecanismos de reação do ozônio



Fonte: Modificado de Medeiros (2008).

No mecanismo de reação direta, o ozônio reage diretamente com outras moléculas orgânicas e inorgânicas via adição eletrofílica ou nucleofílica, dependendo da natureza dos reagentes (BABLON, 1991). As reações diretas de compostos dissolvidos com ozônio molecular são bem lentas e seletivas e graças a esse efeito, pequenas doses de ozônio produzem grande efeito sobre determinadas etapas do tratamento (NIERO, 2011).

No mecanismo de reações indiretas do ozônio, a reação ocorre via radical hidroxila, que é um oxidante poderoso e não seletivo (GENENA, 2009; KUNZ, 1999).

O processo pode levar a mineralização total das substâncias ou intermediários que, muitas vezes, apresentam maior biodegradabilidade (PERA-TITUS *et al.*, 2004). O Quadro 1 resume os principais usos do ozônio no tratamento de águas residuárias.

Quadro 1- Principais usos do ozônio em tratamento de águas residuárias

Tipo de Efluente	Condições de teste	Objetivo do estudo	Principais Conclusões	Referência
<p>Planta sucos de frutas</p>	<p>Dosagem de ozônio: 0,53 a 1,73 gO₃/h; Variação de pH (de 3,0 a 10,0). Combinação de O₃ e H₂O₂. Adição de catalisadores heterogêneos (Mn-Ce-O e Fe-Mn-O)</p>	<p>Ozonização como pré-tratamento para aumentar a biodegradabilidade e do efluente (relação DBO/DQO) inicial de 26,2%.</p>	<p>Os resultados mais efetivos obtidos com a ozonização foram nas condições de: pH = 3 e 40gO₃/m³, resultando em DBO₅/DQO = 0,48. Porém o sistema utilizando O₃ a 40gO₃/m³ associado ao H₂O₂ (32,5mM) com pH de 6,6 também apresentou bom resultado, com DBO₅/DQO = 0,46. A ozonização catalítica, com Mn – Ce – O, mostrou-se estável no processo de ozonização e elevou a relação DBO₅/DQO = 0,44 nas condições de: (ph = 3 e concentração de O₃ de 40gO₃/m³).</p>	<p>Martinz <i>et al.</i>, 2014</p>

(Continua)

(Continuação)

Tipo de Efluente	Condições de teste	Objetivo do estudo	Principais Conclusões	Referência
Planta de Vinhaça	[Ozônio]: 0, 2, 4, 6 e 8 $\text{gO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ tempo=0, 2, 4, 6 e 8 horas; pH na faixa de 4 a 9.	Aumento da biodegradabilidade do efluente	A concentração de $2\text{gO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ elevou a biodegradabilidade do efluente da vinhaça em 22% utilizando-se pH inicial de 4,8. Em pHs mais elevados (7) foi necessário aumentar a dosagem de para conseguir valores mais elevados. Com a dosagem de $6\text{gO}_3\cdot\text{L}^{-1}$, a biodegradabilidade aumentou em 25%.	Aquino e Pires (2012)

(Continuação)

Tipo de Efluente	Condições de teste	Objetivo do estudo	Principais Conclusões	Referência
Pesticida fenitrotion (FT) em vegetais e frutas (alface, tomate, cereja e morango)	Dois diferentes sistemas: i. Com imersão dos vegetais e frutas em água contendo ozônio dissolvido; ii. ozônio alimentado como microbolhas, [O ₃]= 2 ppm; t= 0, 5 e 10 min.	Remoção de pesticidas	No presente estudo, alta concentração de FT residual encontrada no alface (> 200 ppm) foi reduzida para < 100 ppm em 5 - 10 min por tratamento com 1,0-2,0 ppm inserido no sistema através de microbolhas (melhor remoção verificada nos testes). Para o tomate cereja as remoções foram menores, após 10 min de tratamento, o FT residual foi reduzido para 65% em 2 ppm. Já para o morango nesses mesmas condições a remoção de FT foi 75%.	Ikeura <i>et al.</i> (2010)

(Conclusão)

Tipo de Efluente	Condições de teste	Objetivo do estudo	Principais Conclusões	Referência
Planta de Frigorífico de carne	Tempos: de 0 a 40 min.	Remoção de bactérias aeróbicas, Coliformes Totais e Escherichia coli de efluente, DQO, DBO e TSS.	Com CT (concentração de O ₃ e tempo de contato) de 23,09 mgO ₃ /minL reduziu 99% das bactérias aeróbicas, coliformes totais e E. coli foram inativados. Além disso, houve remoção de 10,7% para a DQO e 23,6% na DBO. Porém não se observou a remoção de TSS.	Jiangning Wu <i>et al.</i> , 2005

Fonte: Aquino (2012), Ikeura, Kobayashi e Tamaki (2010), Martinz *et al.* (2014) e Wu e Doan (2005).

Os trabalhos utilizando ozônio mostram que concentrações baixas são capazes de inativar bactérias (ppm de O_3 dissolvido), porém quando o intuito é remover contaminantes físico-químicos, altas concentrações são requeridas além de tempos de processo maiores. Algumas dificuldades operacionais são abordadas, principalmente no que se refere à baixa absorção do gás em meio líquido sendo que os melhores resultados são obtidos através a injeção do gás através de microbolhas.

2.6.2 Processos de oxidação avançada

Os POAs possuem como principal vantagem a mineralização completa dos poluentes orgânicos persistentes transformando em compostos ecologicamente inofensivos, apresentando como produtos finais no tratamento o CO_2 , H_2O e íons inorgânicos (HUANG; CHENG; CHENG, 2008; MAKHOTKINA; PREIS; PARKHOMCHUK, 2008; PRIMO; RIVEIRO; ORTIZ, 2008; RIVAS *et al.*, 2008). Os processos de oxidação avançada possuem semelhanças nos mecanismos de reações que se encontram em vigor durante a reação devido à participação do radical hidroxila.

Em função da elevada reatividade o radical hidroxila deve ser gerado no próprio meio reacional. Desta forma, é possível recorrer a processos heterogêneos ou homogêneos, com ou sem irradiação ultravioleta (DURÀN *et al.*, 2002). Os sistemas mais conhecidos são apresentados no Quadro 2. Estes são divididos em dois sistemas: os homogêneos e os heterogêneos divididos ainda em sistemas com e sem irradiação.

Quadro 2 - Tipos de processo de oxidação avançada

Sistemas Homogêneos		Sistemas Heterogêneos	
Com Irradiação	Sem Irradiação	Com Irradiação	Sem Irradiação
O_3/UV^a	O_3/H_2O_2	$TiO_2/O_2/UV$	Eletro-Fenton
H_2O_2/UV	$O_3/^{\bullet}OH$	$TiO_2/H_2O_2/UV$	
Feixe de elétrons	H_2O_2/Fe^{2+}		
US ^b	(FENTON)		
H_2O_2/US			
UV/US			

Fonte: Teixeira e Jardim (2004).

^a Ultravioleta, ^b Ultrasom

As aplicações de POA são as mais diversas e já foram estudadas por vários pesquisadores na degradação de diferentes tipos de compostos. Esses processos também podem ser associados a outras técnicas convencionais de tratamento (GABARDO FILHO, 2005). Os POAs têm sido aplicados com bons resultados na descontaminação de solos, na desinfecção de água, na remoção de cor e de contaminantes orgânicos e inorgânicos em efluentes industriais, esterilização de ar, etc. (ROSA, 2004).

2.6.3 Processo Fenton

No processo Fenton, a produção dos radicais hidroxilas ($\bullet\text{OH}$) ocorrem através das reações de decomposição do peróxido de hidrogênio catalisadas por íons de ferro (ZHANG; CHOI; HUANG, 2005). A reação global desse processo é descrita na equação 01:



A oxidação a partir do processo Fenton pode se dar de maneira indireta, com a formação de radical hidroxila (conforme equações 02 e 03), ou por via direta, onde íons Fe^{2+} e Fe^{3+} podem reduzir ou oxidar diretamente a matéria orgânica (BRITO; SILVA, 2012).



Pelo caráter coagulante dos íons ferro, o processo Fenton pode ter função dupla de oxidação e coagulação. Portanto, geralmente o processo de oxidação avançada conhecido como Fenton é composto de quatro etapas: ajuste de pH, reação de oxidação, neutralização e coagulação/precipitação, e os compostos orgânicos são removidos em dois estágios: oxidação e coagulação (KANG; HWANG, 2000).

2.6.4 Eletrocoagulação

A *eletrocoagulação* (EC) tem apresentado elevada eficiência na remoção de poluentes orgânicos e inorgânicos de efluentes (MOLLAH *et al.*, 2001).

Nesse processo o coagulante é gerado *in situ* por oxidação de um ânodo de metal, através da aplicação de uma corrente eléctrica em meio

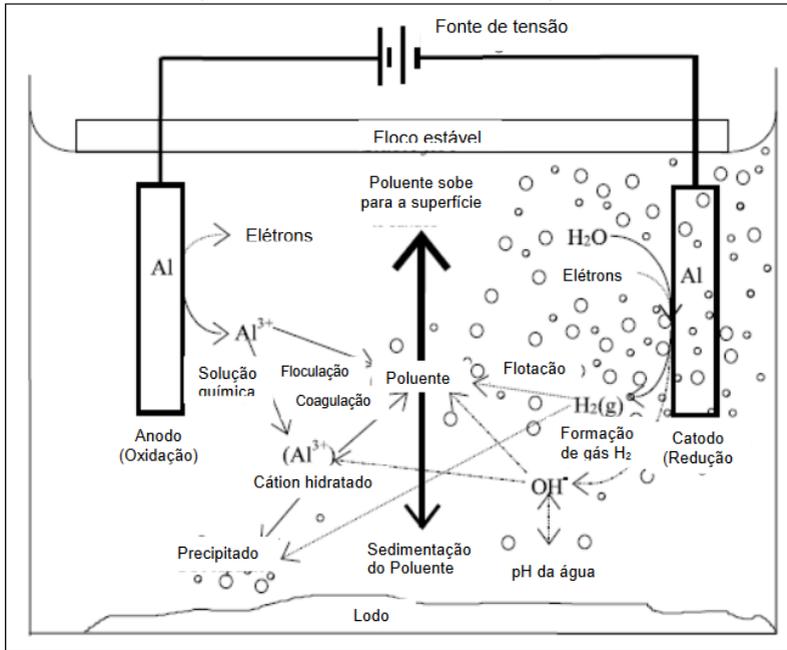
aquoso (PULKA *et al.*, 2014). É um método muito simples e eficiente que combina as vantagens da coagulação, flotação e eletroquímica na remoção de poluentes no tratamento de águas e efluentes. (KOBYA *et al.*, 2006).

Os dispositivos de eletrocoagulação são compostos por dois eletrodos com polaridades diferentes, ânodos e cátodos. Quando uma voltagem é aplicada, o ânodo se oxida e o cátodo se reduz, gerando eletroquimicamente o agente coagulante. O material de carga positiva pode reagir com as cargas negativas da solução, ocorrendo hidrólise da água que libera hidróxido, que é o responsável pelo tratamento do efluente (BRITO; SILVA, 2012)

Essa técnica combina três principais processos interdependentes, operando de forma sinérgica para remover poluentes: eletroquímico, coagulação e hidrodinâmico (BAZRAFESHAN *et al.*, 2013).

O processo de eletrocoagulação pode ser dividido em três etapas (SILVA, 2002), a primeira delas é a formação do agente coagulante onde ocorre a neutralização das cargas superficiais que ocasiona a desestabilização das partículas e a quebra de emulsões (eletrocoagulação) dos poluentes. Na segunda etapa ocorre a aglutinação das partículas desestabilizadas pelos hidróxidos formados que dão origem aos flocos (eletrofloculação). Simultaneamente ocorre a geração de micro-bolhas de oxigênio (O_2) no ânodo e de hidrogênio (H_2) no cátodo, que sobem à superfície colidindo e sendo adsorvidas pelos flocos, carreando por arraste as partículas e impurezas em suspensão no meio promovendo dessa forma a clarificação do efluente (Figura 4).

Figura 4 - Processos na eletrocoagulação



Fonte: Modificado de Holt (2002).

2.6.4.1 Principais reações que ocorrem na eletrocoagulação

Os tipos de eletrodos mais comuns na eletrocoagulação são o alumínio e o ferro, pois são baratos, eficazes e prontamente disponíveis. Geralmente, o eletrodo de ferro apresenta uma desvantagem: o efluente, durante e após o tratamento, fica com uma cor residual verde (proveniente dos íons Fe^{2+}) ou amarela (proveniente dos íons Fe^{3+}) que são formados no processo eletrolítico. Já com o eletrodo de alumínio, o efluente final fica claro e estável, não apresentando cor residual (FERREIRA, 2006). O Quadro 3 mostra as reações que ocorrem na eletrocoagulação com a utilização de eletrodos de alumínio.

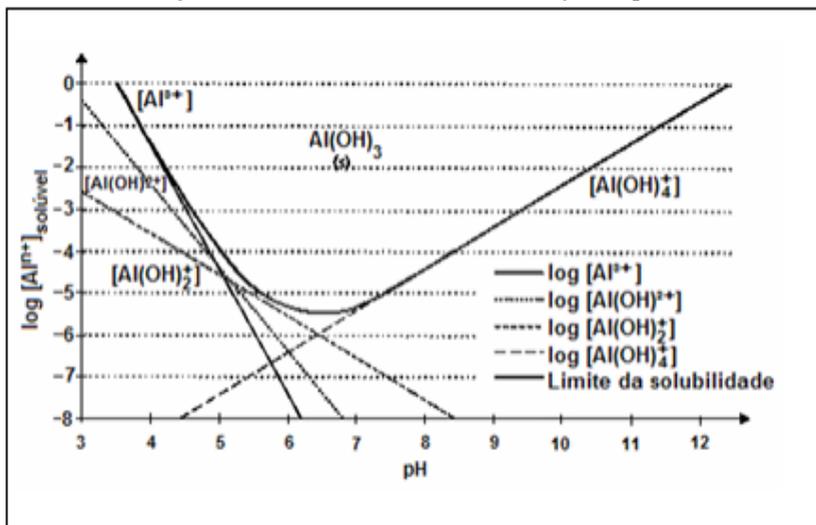
Quadro 3 - Reações na eletrocoagulação com eletrodos de alumínio

$\text{Al} \rightarrow \text{Al}^{3+}_{(\text{aq})} + 3\text{e}^-$	Oxidação de Al sólido (reação anódica)
$\text{Al}^{3+}_{(\text{aq})} + 6\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$	Solvatação do cátion formado
$\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+} \rightarrow \text{Al}(\text{OH})_3(\text{s}) + 3\text{H}^+ + 3\text{H}_2\text{O}$	Formação do agente coagulante
$n\text{Al}(\text{OH})_3 \rightarrow \text{Al}_n(\text{OH})_{3n}(\text{s})$	Reações secundárias

Fonte: Cerqueira (2006).

Dependendo do pH do meio aquoso reacional outras espécies iônicas como $\text{Al}(\text{OH})_2^+$, $\text{Al}_2(\text{OH})_2^{4+}$ e $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ também podem estar presentes no reator operacional (MOLLAH *et al.*, 2001). A Figura 5, representa o diagrama de hidrólise do alumínio com os tipos de compostos existentes em solução aquosa em função do pH (CRESPILHO; REZENDE, 2004).

Figura 5 - Hidrólise do alumínio em função do pH



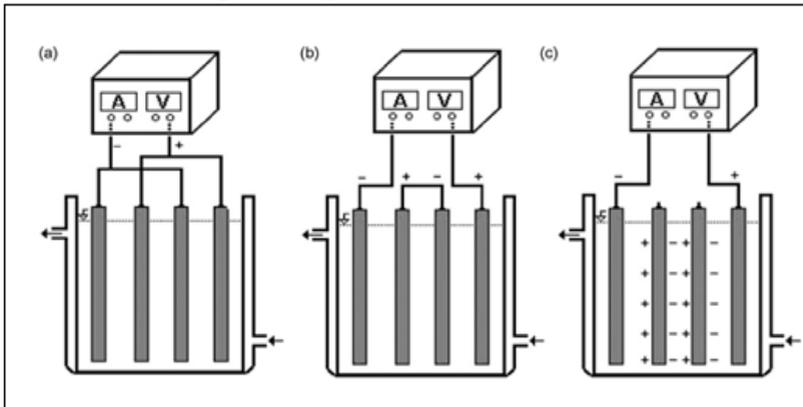
Fonte: Crespilho e Rezende (2004).

2.6.4.2 Reator de eletrocoagulação

Em sua forma mais simples, os reatores de EC são compostos por um ânodo e um cátodo, sendo que o mais usado é o monopolar (MOLLAH *et al.*, 2001) (Figura 6).

A conexão monopolar em paralelo é a mais utilizada por possibilitar menor custo com energia. Nessa configuração, a corrente é dividida entre os ânodos e cátodos de acordo com a resistência das células individuais.

Figura 6 - Tipo de conexão dos eletrodos



Fonte: Kobyra, Bayramoglu e Eyvaz (2007).

(a) Monopolar em paralelo, (b) Monopolar em série, (c) bipolar em série

2.6.4.3 Variáveis do processo de eletrocoagulação

A eficiência de um sistema de eletrocoagulação está diretamente relacionada com a remoção de poluentes e potência elétrica aplicada (CHEN, 2004). Vários fatores podem influenciar o tamanho das bolhas (gases hidrogênio e oxigênio) tais como: densidade de corrente, temperatura e curvatura da superfície do eletrodo, porém as características mais relevantes referem-se ao tipo de material do eletrodo e pH do meio (HOSNY, 1996).

Além disso, outras variáveis do processo interferem na eletrocoagulação. A seguir serão relatadas as interferências da densidade de corrente aplicada, distância entre os eletrodos, condutividade, pH e passivação dos eletrodos.

2.6.4.3.1 Densidade de corrente

A densidade de corrente possui relação direta na velocidade de formação do coagulante e geração das bolhas, assim como influencia fortemente tanto a mistura da solução como na transferência de massa nos eletrodos (HOLT; BARTON; MITCHELL, 2005). Segundo Chen (2004), a densidade de corrente de operação é o parâmetro operacional chave, afetando não somente o tempo de resposta do sistema, mas também influenciando fortemente o modo dominante de separação do poluente.

Kumar *et al.* (2004) relatam que a densidade de carga é um parâmetro apropriado para se comparar diferentes resultados experimentais, podendo ser utilizada como parâmetro de projeto na eletrocoagulação. No entanto, a densidade de corrente não deve ser muito alta, pois acarretará na formação de microbolhas muito grandes, dando lugar à turbulência, o que dificulta o processo de separação das partículas sólidas formadas (KHELIFA; MOULAY; NACEUR, 2005). Além disso, altas densidades de corrente aplicadas podem originar perdas de energia por dissipação térmica (CHEN, 2004).

2.6.4.3.2 Distância dos eletrodos

Quanto maior a distância entre os eletrodos, maior deverá ser a diferença de potencial aplicada (CRESPILHO; REZENDE, 2004), pois a solução impõe resistividade à passagem de corrente elétrica. Dessa forma, quanto menor a distância entre os eletrodos, melhor é a eficiência no processo, e recomenda-se utilizar maiores distâncias dos eletrodos somente se o efluente líquido a ser tratado apresentar alta condutividade.

2.6.4.3.3 Condutividade

Segundo Cerqueira (2006), quanto maior a condutividade do meio, maior será sua capacidade de condução de corrente elétrica e maior será a possibilidade de ocorrência de reações entre as substâncias presentes no efluente, mostrando-se, assim, um fator positivo que possibilita a redução do consumo energético (CERQUEIRA, 2006).

O cloreto de sódio (NaCl) é comumente utilizado para aumentar a condutividade de meio reacional (CHEN, 2004), pois o NaCl propicia a ocorrência de dois fenômenos: o aumento do pH do meio devido a

formação de NaOH, e a formação de Cl₂ devido a oxidação do íon Cl no ânodo.

2.6.4.3.4 *Efeito do pH*

A eficiência do processo de eletrocoagulação depende do pH da solução, pois a variação do mesmo afeta tanto a corrente quanto a solubilidade dos hidróxidos metálicos (KURT *et al.*, 2007). De acordo com Cerqueira (2006), a técnica da eletrocoagulação tem em suas principais vantagens a capacidade de neutralizar o pH do efluente no meio reacional, caso este se encontre nos valores acima ou abaixo da neutralidade (pH 7).

Nos processos de eletrocoagulação com efluentes ácidos, o valor deste tende a subir em decorrência da redução de hidrogênio no cátodo. No entanto, outras reações também participam deste equilíbrio: hidrólise do alumínio e/ou ferro, formação de oxigênio no ânodo, liberação de CO₂ e formação de outros hidróxidos insolúveis.

2.6.4.3.5 *Passivação e polarização dos eletrodos*

Durante a eletrólise, na região próxima ao cátodo há excesso de OH⁻, ocasionando o ataque por ânions na superfície dos eletrodos ocorrendo a formação de um filme passivo. Uma vez formado o filme passivo, o processo de eletrocoagulação pode estar comprometido, pois o aumento da resistividade do eletrodo provocada pelo filme acarreta na perda de eficiência do processo (CRESPILHO; REZENDE, 2004).

Uma forma de evitar a formação de filme passivante, é com inversão de polaridade o eletrodo que se comporta como cátodo por determinado tempo, passa a se comportar como ânodo após a inversão de polaridade. Essa inversão aumenta a vida útil do eletrodo em até duas vezes, e ao mesmo tempo diminui a resistividade do sistema. Dessa forma, a intensidade da corrente elétrica no reator não decai rapidamente e o eletrodo passa a liberar mais íons na solução aumentando a eficiência de remoção dos poluentes (MOLLAH *et al.*, 2001).

2.6.4.4 Aplicações da eletrocoagulação no tratamento de águas residuárias

O Quadro 4 resume alguns trabalhos onde a EC foi aplicada no tratamento de águas residuárias, bem como as condições em que foram aplicados e os resultados de remoções de contaminantes obtidos.

Quadro 4 - Aplicações da Eletrocoagulação no tratamento de águas residuárias

Atividade industrial	Objetivo do estudo	Condições de processo EC	Principais conclusões	Referência
Abatedouro de aves	Remoção de DQO, cor e turbidez	Utilização de eletrodos de Alumínio, e variação na densidade de corrente (43,9; 65,9 e 87,9 A.m ⁻²), variação no tempo de processo (20, 40 e 60 minutos) e variação dos pHs iniciais do processo (2,3 e 4).	Aplicando densidade de corrente de 43,9 A.m ⁻² , tempo de 20 minutos e pH inicial de 4,0 obteve-se a melhor remoção de contaminantes: 98,4% (DQO), 99,4% (cor) e 97,6% (turbidez)	Borba (2010)
Filetagem de pescado. Espécies: Peixe espada (<i>Lepidopus caudatus</i>) e Anchova (<i>Portatomus saltatrix</i>)	Remoção de DBO, Sólidos Totais e resíduo mineral fixo	Utilização de eletrodo de alumínio (6 placas), variando densidade de corrente: 0,5 e 1,0 Acm ⁻² , tempo de processo: 5, 10, 15 e 20 minutos. Interferência da agitação (30rpm), interferência da centrifugação após EC (1789xg por 20 minutos) e da filtração em carvão ativado.	Os melhores resultados foram conseguidos com as condições de operação do reator de: densidade de corrente de 1,0 Acm ⁻² , seguida de centrifugação e filtração em carvão ativado. Nessas condições, houve redução de 43% dos sólidos totais, 14% de resíduo mineral fixo e o pH final encontrado foi de 8,8. Para a DBO a remoção foi de apenas 58%, o que não possibilita o lançamento segundo a legislação ambiental. O resíduo sólido gerado (lodo) pode ser estudado, para futuras aplicações.	Balbinot (2015)

(Continua)

(Continuação)

Atividade industrial	Objetivo do estudo	Condições de processo EC	Principais conclusões	Referência
Indústria de Laticínios	Remoção de DQO, óleos e graxas, Turbidez, Sólidos Totais e Nitrogênio Total	Utilização de eletrodo de Ferro e avaliação da interferência da densidade de corrente	Utilizando densidade de corrente de 270 A.m ⁻² e tempo de eletrocoagulação de 50 min, os autores conseguiram eficiência de remoção de 70% em DQO, 100% para turbidez, 48% para Sólidos Totais e 93% para Nitrogênio Total.	Kushwaha, Srivastava e Mall (2010)
Efluente Têxtil	Remoção de DQO e Turbidez	Utilizando eletrodos de ferro, os autores variaram a densidade de corrente (de 50 a 125 A.m ⁻²), pH inicial (5, 6 e 7), tempo de processo (de 10 a 50 minutos).	A remoção de DQO é mais alta em pH neutro (52%) na densidade de corrente de 100 A.m ⁻² , além disso, tempos de processo até 30 min são suficientes para altas remoções de DQO. A condição ótima de remoção de todos os parâmetros foi conseguida na faixa de densidade de corrente de 85 a 95 A.m ⁻²	Hossain <i>et al.</i> (2013)

(Continuação)

Atividade industrial	Objetivo do estudo	Condições de processo EC	Principais conclusões	Referência
Efluente sintético enriquecido com fosfatos (PO_4)	Remoção de fosfatos	Utilizando eletrodos de alumínio, e avaliação da interferência da variação de: densidade de corrente (1,13 a 4,54mA.cm ⁻²), concentração inicial de fosfato (10 a 150mg PO_4/L), pH inicial (3 a 10), concentração de sais adicionados (NaCl (0,5 a 5g/L), KCl (2g/L)e $NaNO_3$ (2g/L))	A melhor remoção de fosfato foi de 95% sob condições otimizadas (densidade de corrente 4,54mA.cm ⁻² ; pH 7,0 e concentrações de sais de 4 a 5g/L de NaCl). Os autores verificaram que a remoção de fosfato está relacionada com o pH neutro, quanto maior o tempo de processo, maior é a remoção, porém o gradiente de remoção decresce em tempo maiores. Concentrações iniciais altas de fosfato pioram a remoção. A adição de sais aumenta a densidade de corrente acarretando no aumento eficiência de remoção.	Shalaby <i>et al.</i> (2014)

(Conclusão)

Atividade industrial	Objetivo do estudo	Condições de processo E/C	Principais conclusões	Referência
Efluente de curtume	Remoção de turbidez, sólidos totais voláteis e DQO, e os metais: cromo, cálcio, potássio e zinco.	Utilização de eletrodos de ferro e variação pH inicial de (5 - 9), densidade de corrente (43 - 68 mA cm ⁻²), tempo de eletrólise de (10 - 30 min) e distância dos eletrodos de (4 - 11 cm). Distância dos eletrodos (4 cm) e pH inicial entre (6,5 - 9,0).	Nas condições: densidade de corrente (68 mAcm ⁻²), tempo de eletrólise (30 min.), distância dos eletrodos (4 cm) e pH inicial entre (6,5 - 9,0) os autores obtiveram remoção de 99% na turbidez, 80% nos sólidos totais voláteis, 50% sólidos totais DQO, 99% de cromo, 80% de cálcio, 50% de potássio e 85% do zinco.	Espinoza-Quinões <i>et al.</i> (2009)

Fonte: Balbinot (2015), Borba (2010), Espinoza-Quinões *et al.* (2009), Hossain *et al.* (2013), Kushwaha, Srivastava e Mall (2010) e Shalaby *et al.* (2014).

A literatura reporta que a eletrocoagulação conduz à boa eficiência de remoção de contaminantes comuns no tratamento de águas residuárias em vários tipos de efluentes. Além disso, verifica-se que as variáveis que mais afetam a eficiência do processo são: a densidade de corrente, tempo de processo e pH inicial.

Para esses parâmetros verifica-se que quanto maior a densidade de corrente, maior a remoção de contaminantes como: DQO, cor, turbidez, Sólidos Totais e fósforo. Para o pH, a interferência está relacionada com o tipo de efluente e do tipo de contaminante a ser removido. Já com relação ao tempo, as remoções aumentam conforme o aumento do tempo de processo.

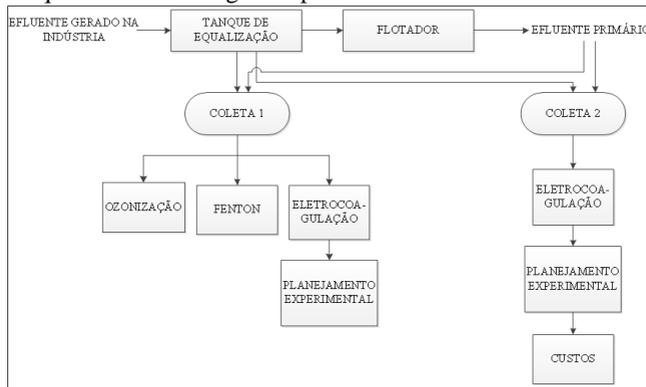
A eficiência do tratamento dos efluentes líquidos aumentará com o aumento do tempo e da densidade de corrente, que são fatores que influenciam diretamente no custo do processo. Dessa forma, são necessários estudos para estabelecer a relação entre a eficiência e custo do processo ótimas que viabilizem a aplicação dessa tecnologia em larga escala em uma determinada indústria.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

Nesse capítulo serão demonstrados os materiais e métodos utilizados para a realização desse trabalho bem como os testes preliminares que embasaram a escolha do tratamento mais adequado a ser aplicado.

O estudo iniciou com a avaliação preliminar de três tipos de processos de tratamento de efluentes: Ozonização, Fenton e Eletrocoagulação. O objetivo desses testes foi identificar preliminarmente qual método possui maior potencial para ser aplicado no efluente oriundo do processamento de pescado. De acordo com o resultados desses testes, a eletrocoagulação foi escolhida para ser estudada sob diferentes variáveis. O esquema 1 ilustra a abordagem experimental utilizada neste trabalho que será detalhada a seguir. Esta mesma abordagem será utilizada na seção de Resultados e Discussão.

Esquema 1 – Abordagem experimental utilizada neste trabalho



Fonte: Autor (2016).

3.1 MATERIAIS E MÉTODOS: TESTES PRELIMINARES

3.1.1 Coleta dos efluentes

Os efluentes utilizados no estudo foram proveniente do processo de produção de conserva de pescado de uma indústria localizada em Itajaí – Santa Catarina. Nessa empresa, as espécies processadas são principalmente sardinha e atum além de cavalinha, arenque e salmão. Diariamente são processadas aproximadamente 300 toneladas de

pescado e são gerados mais de 2.200 m³/dia de efluente oriundo das diferentes etapas do processamento.

Em todos os testes de laboratório, os efluentes líquidos foram coletados na estação de tratamento de efluentes. O efluente bruto no tanque de equalização (Figura 7a) e o efluente primário na saída do flotador por ar dissolvido (Figura 7b).

Figura 7 - Local de coleta das amostras para os testes



Fonte: Autor (2016).

A) Tanque de equalização, B) Saída do Flotador

Para os testes preliminares as coletas ocorreram no mesmo dia em que os testes foram realizados. Nos testes preliminares de ozonização, e Fenton, o efluente utilizado foi apenas o primário, já nos testes de Eletrocoagulação utilizou-se os dois tipos de efluentes.

3.1.2 Sistemas montados para os Testes preliminares

3.1.2.1 Testes preliminares de Ozonização

Os testes com ozônio foram realizados em bancada utilizando um reator circular, com capacidade para 8L e com bomba de recirculação marca Komeco – modelo TP 40G3, com vazão de 30 Lmin⁻¹ (Figura 8).

Figura 8 – Reator utilizado para os testes de ozonização



Fonte: Autor (2016).

Foi utilizado um gerador de ozônio da marca Long Life Modelo JR AC220V5gG com capacidade de produção de $5\text{gO}_3/\text{h}$. A saída do gerador de ozônio foi ligada na sucção da bomba do reator. A finalidade disso é de proporcionar a quebra do ozônio em microbolhas e assim aumentar a capacidade de absorção do gás no meio líquido.

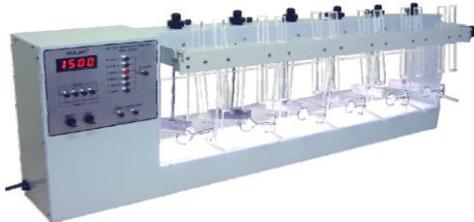
Nesse processo, foram variados o tempo de ozonização (bateladas até 90 minutos de duração) e a variação do pH inicial do processo (4,0 e 6,0 – faixa de variação do pH do processo de tratamento). O efluente escolhido para os testes foi o primário (saída do flotador – primeira etapa do tratamento de efluentes), pois esse efluente apresenta menor índice de sólidos, maximizando a oxidação da matéria orgânica dissolvida do efluente no processo de ozonização. Para análise de eficiência desse processo foi selecionado a análise físico química de DQO, que foi realizada conforme metodologia descrita no *Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater*.

3.1.2.2 Testes preliminares Fenton

O processo Fenton, da mesma forma que o na ozonização, foi aplicado apenas no efluente primário. O sistema montado foi composto por jarros mantidos sob agitação (20 rpm) em equipamento Jar-test microcontrolado da Milan - modelo JT – 203 (Figura 9), com tempo de processo fixo de 20 minutos. Foram testadas variações na concentração do catalizador (de 12 a 50mg/L) e quantidade de peróxido adicionada (de 50 a 150mg/L). Para a análise de eficiência do processo, foi

realizada a análise do parâmetro DQO, conforme metodologia descrita no *Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater*.

Figura 9 - Equipamento Teste de Jarros utilizados para os testes Fenton

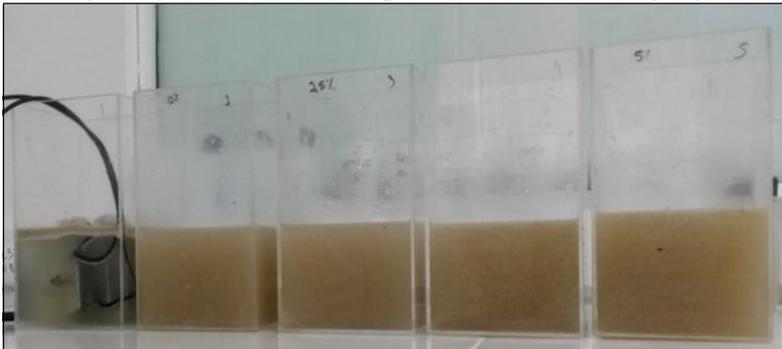


Fonte: Autor (2016).

3.1.3 Testes preliminares de Eletrocoagulação

Para os testes com eletrocoagulação o sistema montado foi composto por reatores confeccionado em policarbonato com dimensões de 120x120x175mm. O volume útil empregado para os testes foi de 1L (Figura 10).

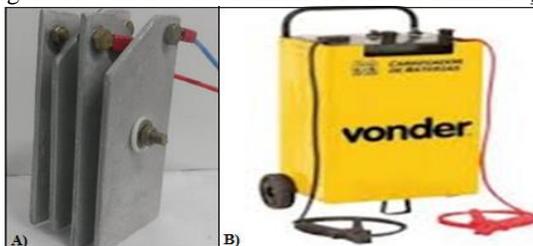
Figura 10 - Sistemas montados para os testes de eletrocoagulação



Fonte: Autor (2016).

Os eletrodos utilizados foram compostos por quatro chapas de alumínio distanciadas entre si por espaçadores de teflon (Figura 11a), com conexão monopolar. Para a alimentação de corrente no sistema foi utilizada um carregador de baterias bivolt (12/24V) da marca Vonder, modelo: CRV 5200 (Figura 11b). Em todos os testes, a fonte ficou regulada para 12V (corrente contínua).

Figura 11 – Eletros de Alumínio e Fonte de Alimentação



Fonte: Autor (2016).

Nesse método foram testados: densidade de corrente aplicada (15 a 277 $A.m^{-2}$), tempo de processo (os tempos estudados variaram de 1 a 15 minutos), variação do pH inicial do processo (4 e 6), espaçamento dos eletrodos (30,0; 20,0; 10,0 e 5mm). Nesses testes foram avaliados a performance de dois tipos de efluentes: efluente bruto, e o efluente primário.

Para comparação das interferências das variáveis analisadas foram realizadas as seguintes análises físico-químicas: DQO, Cor Aparente e Sólidos Suspensos, conforme metodologias descritas no *Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater*.

Com base nos resultados dos testes preliminares, foram propostas técnicas de eletrocoagulação nos seguintes tipos de efluentes: Efluente bruto (com o intuito de fornecer um processo de fácil operação, que possa ser mais eficiente do que o processo de coagulação/floculação convencional) e efluente primário (após processo de coagulação convencional) com o objetivo de conseguir água nos parâmetros de lançamento de efluentes conforme legislações aplicadas além da possibilidades de atendimento a padrões de reuso industrial.

3.2 TESTES DE ELETROCOAGULAÇÃO

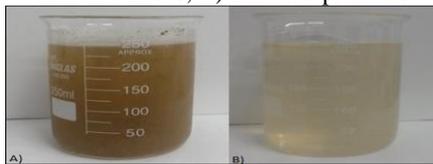
Para avaliação mais detalhada do processo de eletrocoagulação, foram realizados testes no efluente bruto e primário. Ambos os efluentes foram avaliados sob as mesmas condições de testes, conforme detalhamento a seguir.

3.2.1 Efluentes líquidos

A coleta dos dois tipos de efluente líquido foi realizada no mesmo dia. O efluente bruto (Figura 12a) foi coletado no momento em

que o tanque de equalização estava em sua capacidade máxima (200m³), garantindo maior homogeneidade da amostra. Antes da coleta do efluente primário, foi realizado teste de jarros. Com esse teste foi possível definir a quantidade de eletrólitos necessárias para o tratamento primário, garantindo a máxima eficiência de remoção nessa etapa na planta de tratamento de efluentes. Após estabilidade do processo em planta (2 horas), a amostra foi coletada (Figura 12b). As características desses efluentes podem ser visualizadas na Tabela 4.

Figura 12 - Efluentes utilizados para os testes de Eletrocoagulação: A) Efluente Bruto, B) Efluente primário



Fonte: Autor (2016).

Tabela 4 - Características físico-químicas dos efluentes estudados

Parâmetros	Efluente Bruto	Efluente Primário
COT (mg/L)	174,8	63,2
DQO (mg/L)	9.708	951,6
Fósforo (mg/L)	4,7	3,6
Nitrato (mg/L)	0,1	0,1
Nitrito (mg/L)	0,02	0,02
NA (mg/L)	36,1	14,2
NO (mg/L)	9,4	8,1
NT (mg/L)	45,6	22,3
Condutividade (µScm ⁻¹)	7780	520
pH	6,3	5,7
Cor Aparente (mgPtCo/L)	3400	422
Turbidez (NTU)	390	36
Sólidos (mg/L)	1040	26
Cloretos (mg/L)	227,2	184,6
<i>Oxidation Reduction Potential</i> (mV)	125,5	203

Fonte: Autor (2016).

Após coletados, os efluentes foram armazenados em recipientes plásticos e congelados a -18°C . Para os testes, as amostras foram retiradas do freezer com antecedência de 20 horas e mantidas a temperatura ambiente para descongelamento natural. Ao longo dos testes, as amostras foram mantidas em sala climatizada (20°C) de forma a evitar oxidação do efluente bem como variação da temperatura da amostra nos testes de eletrocoagulação.

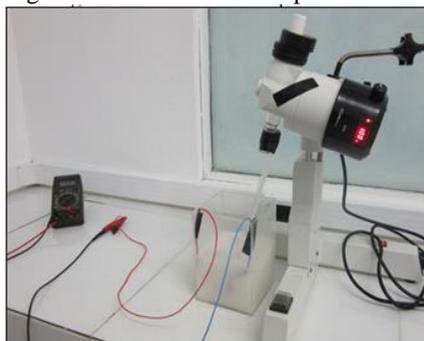
3.2.2 Reator de eletrocoagulação

A fonte e o reator de bancada utilizados foram os mesmos empregados nos testes preliminares (Figuras 10 e 11), com o acréscimo de um agitador marca Fisatom, modelo 804 – série: 1248376, com haste em acrílico.

A rotação foi mantida em 100 rpm para todos os testes. Esse sistema de agitação promoveu a homogeneidade do efluente dentro do reator durante o tempo de eletrólise e também efetuou o aumento e/ou controle do movimento Browniano do sistema aquoso, contribuindo para a formação de flocos através do contato partícula agente coagulante.

Para garantir a densidade de corrente aplicada, a corrente foi monitorada durante todo o período de execução dos testes através de um multímetro ligado em série com os eletrodos da marca: Minipa, modelo Et-1500. Além da garantia da faixa de densidade de corrente para os testes, a medição da corrente possibilita a identificação da passivação dos eletrodos. A Figura 13 mostra o esquema montado para os testes.

Figura 13 - Reator montado para os testes



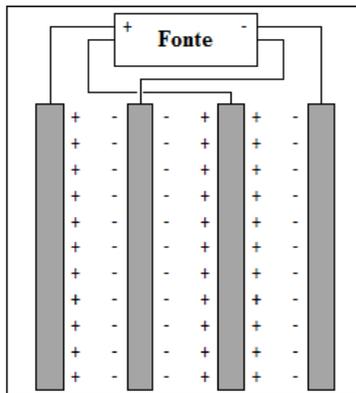
Fonte: Autor (2016).

As variáveis escolhidas para teste foram: Densidade de corrente (50, 100 e 150 A.m⁻²), tempo de eletrocoagulação (5, 10 e 15 minutos) e pHs iniciais (4,0; 6,0 e 8,0). Essas faixas foram obtidas através de pesquisa na literatura científica que embasaram os testes preliminares, que por sua vez, ajudaram a determinar os valores a serem aplicados nos testes.

O arranjo para a ligação dos eletrodos escolhido foi o monopolar. Dessa forma, a superfície anódica total foi de 0,013284m² (a área calculada considera apenas a região livre entre as placas e superfícies que sofrem oxidação liberando o íon Al⁺³ para o meio).

Vale ressaltar que na eletrólise, o ânodo é o eletrodo positivo e o cátodo é o eletrodo negativo. Um detalhe relevante para o cálculo de área de superfície anódica está na consideração da distribuição de carga no sistema. No arranjo proposto, três faces de eletrodos estão carregadas positivamente além de possuir fluxo de corrente passando por elas. A Figura 14 mostra a eliminação dos coagulantes *in situ* e evidencia as três superfícies responsáveis pela liberação do Al⁺³.

Figura 14 - Faces positivas dos eletrodos (ânodos)



Fonte: Modificado de Vepsäläinen (2012).

3.2.3 Planejamento dos testes de eletrocoagulação

A Tabela 5 mostra um planejamento sequencial para as variáveis analisadas, para os dois tipos de efluentes testados.

Tabela 5 - Planejamento sequencial dos testes

Teste	Dens. Corrente (Am^{-2})	Tempo (min)	pH inicial
1	50	5	4,0
2	100	10	4,0
3	150	15	4,0
4	100	5	4,0
5	150	10	4,0
6	50	15	4,0
7	150	5	4,0
8	50	10	4,0
9	100	15	4,0
10	50	5	6,0
11	100	10	6,0
12	150	15	6,0
13	100	5	6,0
14	150	10	6,0
15	50	15	6,0
16	150	5	6,0
17	50	10	6,0
18	100	15	6,0
19	50	5	8,0
20	100	10	8,0
21	150	15	8,0
22	100	5	8,0
23	150	10	8,0
24	50	15	8,0
25	150	5	8,0
26	50	10	8,0
27	100	15	8,0

Fonte: Autor (2016).

3.2.4 Caracterização das amostras dos testes de eletrocoagulação

Para comparação dos resultados, as análises realizadas foram as seguintes: Carbono Orgânico Total (COT), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Fósforo Total (FT), Nitrogênio Amoniacal (NA), Nitrogênio Orgânico (NO), Nitratos, Nitritos, Cloretos, Cor Aparente (CA), Turbidez e Sólidos Suspensos (SS), pH e Condutividade. As análises de cloretos, pH, condutividade, Cor aparente, Turbidez, SS foram realizadas em laboratório interno da estação de tratamento de efluentes da empresa imediatamente após os testes, conforme

metodologia expressa na Tabela 6. Já as demais análises foram encaminhadas para laboratório externo (QMC Saneamento localizado em Florianópolis – Santa Catarina) que realizou as medições conforme métodos descritos no *Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater*.

Tabela 6 - Métodos e equipamentos utilizados para análise de parâmetros

Análise	Método utilizado/Equipamento
Cloretos	Método 4500-C ^B – Método Argentométrico*
pH	pHmetro modelo TM-22 – Digimed
Condutividade	Condutímetro digital portátil modelo 8306 – AZ
Cor Aparente	Espectrofotometria (Spectrofotômetro Pharo 100 - Marca: Merck)
Turbidez	Espectrofotometria (Spectrofotômetro Pharo 100 - Marca: Merck)
Sólidos Suspensos	Espectrofotometria (Spectrofotômetro Pharo 100 - Marca: Merck)

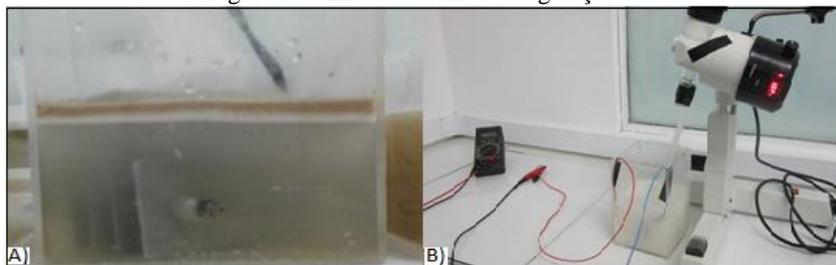
Fonte: Autor (2016).

*Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater

3.2.5 Ensaio de eletrocoagulação

Após descongelar o efluente à temperatura ambiente, 1L de amostra foi alimentada no reator. O pH inicial foi ajustado no valor estipulado para cada teste. Após isso, os eletrodos eram posicionados no interior do reator (Figura 15a), imediatamente eram ligados o sistema de agitação, a fonte de alimentação e o multímetro (Figura 15b).

Figura 15 - Ensaio de Eletrocoagulação



A) Eletrodos no reator, B) Monitoramento da corrente durante os testes

Fonte: Autor (2016).

Foi estipulado a tolerância de +/- 5 A.m⁻² na densidade de corrente fornecida ao sistema. Essa tolerância convertida em faixa de corrente estabeleceu máximos e mínimos de corrente permitidos para cada tipo de teste (Tabela 7).

Tabela 7 - Intervalo de correntes correspondente a Densidade de Corrente

Densidade de Corrente (A.m ⁻²)	Corrente mínima (A)	Corrente máxima (A)
50	0,6	0,73
100	1,26	1,39
150	1,92	2,05

Fonte: Autor (2016).

O cálculo da densidade de corrente levou em consideração a corrente aplicada e a área dos eletrodos de sacrifício (ânodo) onde ocorre a liberação do íon Al³⁺ responsável por desencadear as reações de formação do coagulante.

Para a obtenção da faixa de corrente para cada teste foram utilizados diferentes distanciamentos dos eletrodos. Quanto maior a densidade de corrente requerida para o teste, menor foi o distanciamento dos eletrodos (Tabela 8).

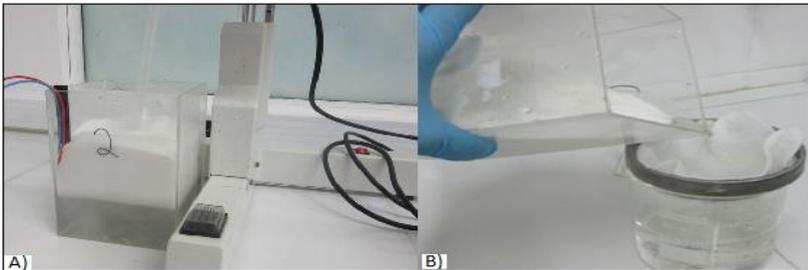
Tabela 8 - Espaçamentos de eletrodos utilizados nos testes

Tipo de efluente	Densidade de Corrente (A.m ⁻²)	Espaçamento dos eletrodos (mm)
Bruto	50	31,0
	100	14,5
	150	9,0
Primário	50	31,0
	100	11,0
	150	7,0

Fonte: Autor (2016).

Após o tempo de processo (Figura 16a), o efluente foi submetido à filtração (Figura 16b) usando filtro de poliestireno de 30 micras.

Figura 16 - Amostras após processo de Eletrocoagulação



Fonte: Autor (2016).

A) Finalização do processo de eletrocoagulação, B) Filtração em filtro de 30 micas.

Apesar de em ambos os tipos de efluentes ocorrerem a flotação do lodo gerado após o processo de eletrocoagulação, a filtração se fez necessária, pois parte dos flocos possuíam densidade similar a do efluente, ficando dispersos no mesmo.

Comparação dos entre os parâmetros finais de qualidade do efluente bruto obtido no processo de eletrocoagulação e tratamento convencional.

Os resultados obtidos com a eletrocoagulação aplicada no efluente bruto foram comparados com os resultados obtidos com o tratamento convencional. Dessa forma será possível analisar as vantagens de aplicação desse processo em substituição ao tratamento convencional (coagulação/floculação em flotor por ar dissolvido).

Para garantia da ótima condição de processo no tratamento convencional, antes da realização das coletas, foi realizado teste de jarros, no laboratório da Estação de Tratamento de Efluentes, para determinação da dosagem ideal de produtos químicos. A dosagem estabelecida foi de: 300ppm de coagulante e 15ppm de floculante (polímero aniônico).

3.2.6 Comparação entre os parâmetros finais de qualidade do efluente primário obtido no processo de eletrocoagulação e lançamento de efluentes/reuso na indústria

Os resultados obtidos nos testes de eletrocoagulação aplicada no efluente primário foram avaliados de acordo com os requisitos de qualidade para atendimento a legislações de lançamento de efluentes e reuso e/ou reciclo determinados por regulamentos e normativas. As legislações utilizadas para o atendimento de padrões de lançamento de

efluentes foram: o CONAMA n° 430 de 2011 (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE, 2011), que estabelece os padrões de lançamento de efluentes e a Lei n° 14.675 de 2009, que institui o Código Estadual de Meio Ambiente de Santa Catarina (SANTA CATARINA, 2009). Os principais parâmetros estabelecidos por essas legislações são mostrados na Tabela 9.

Tabela 9 - Parâmetros para lançamento de efluentes

Parâmetros	CONAMA n° 430/2011	Lei n° 14.675/09
*DBO (mgL ⁻¹)	60% de remoção	80% de remoção
pH	5,0 a 9,0	6,0 a 9,0
FT (mgL ⁻¹)	-	≤ 4,0 ou 75% de remoção
NA (mgL ⁻¹)	≤ 20,0	-
NO (mgL ⁻¹)	-	-
*Óleos e Gorduras animais (mgL ⁻¹)	50	30

Fonte: Conselho Nacional do Meio Ambiente (2011) e Santa Catarina (2009).

*Parâmetros não determinados nesse estudo.

Para os parâmetros de reuso de efluentes, as normativas e legislações utilizadas foram: a norma brasileira NBR 13969:1997 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1997) que estabelece os padrões de qualidade para o efluente no Brasil, e regulamentos internacionais como o Real Decreto n° 1.620 da Espanha de 2007 (ESPANHA, 2007) e o manual das torres de resfriamento fornecido pelo fabricante - HD Equipamentos (Tabela 10).

Tabela 10 - Requisitos de qualidade para reuso e/ou reciclo determinados por regulamentos e normativas empregadas para o reuso industrial

Legislação Normativa	Parâmetros	Possibilidades de reuso
NBR 13.696/1997	*Coliforme Fecal $\leq 200\text{NPM}/100\text{mL}$ pH: 6,0 – 8,0 Turbidez $\leq 5\text{NTU}$ *Cloro residual livre: 0,5 a 1,5ppm *Sólidos Dissolvidos Totais $\leq 200\text{ppm}$	Água de classe 1: uso para lavagem de carros, contato direto do usuário com a água, aspirações de aerossóis
	*Coliforme Fecal $\leq 500\text{NPM}/100\text{mL}$ Turbidez $\leq 5\text{NTU}$ *Cloro residual livre $\geq 0,5\text{ppm}$	Água de classe 2: uso para lavagem de pisos e calçadas, irrigação dos jardins, manutenção dos lagos e canais para fins paisagísticos, exceto chafarizes
	*Coliforme Fecal $\leq 500\text{NPM}/100\text{mL}$ Turbidez $\leq 10\text{NTU}$	Água de classe 3: uso para descarga de vasos sanitários
	*Coliforme Fecal $\leq 500\text{NPM}/100\text{mL}$ *Oxigênio Dissolvido $\geq 2,0\text{ppm}$	Água de classe 4: reuso nos pomares, cereais, forragem, pastagens para gado e outros cultivos através de escoamento superficial ou por sistema de irrigação pontual
	Sólidos Suspensos $\leq 35\text{ppm}$ Turbidez $\leq 15\text{NTU}$	Processo e águas de lavagem para a indústria de alimentos
Real Decreto nº 1.620 da Espanha de 2007	* <i>Escherichia coli</i> : $10^3\text{ ufc}/100\text{mL}$ *Ovos de Nematóide: 1 ovo/10 mL Sólidos Suspensos $\leq 5\text{ ppm}$ Turbidez $\leq 1\text{ NTU}$ * <i>Escherichia coli</i> : 0 ufc/100mL	Torres de Resfriamento e condensadores evaporativos
Manual Torres de Resfriamento HD Equipamentos	pH: 7,0 – 8,5 Dureza: 50 – 500 mgL^{-1} Silica $\leq 150\text{ mgL}^{-1}$ Cloretos $\leq 300\text{ mgL}^{-1}$ Condutividade $\leq 2.400\text{ }\mu\text{Scm}^{-1}$	Sistemas de resfriamento

Fonte: Associação Brasileira de Normas Técnicas (1997), Espanha (2007), Manual torres de resfriamento HD Equipamentos (2015).

*Parâmetros não determinados nesse estudo

3.2.7 Cálculo do custo dos eletrodos e energético

Com base nas condições ótimas estabelecidas para os testes de eletrocoagulação, foram realizados cálculos para determinar o desgaste dos eletrodos bem como o consumo de energia.

3.2.7.1 Cálculo do desgaste do eletrodo

O processo de geração do agente coagulante *in situ* está relacionado com o desgaste do eletrodo (corrosão). Por sua vez, esse desgaste está relacionado com a quantidade total de substâncias regentes e é estabelecido pelas leis de Faraday (CERQUEIRA, 2006). De acordo

com Crespilho & Rezende, 2004, a massa do eletrodo que é consumida na EC é definida matematicamente pela seguinte equação:

$$m_{el} = i.t.M / F.z \quad (\text{Eq 04})$$

Sendo: m_{el} = quantidade máxima do eletrodo consumida, em g; i = corrente aplicada, em A; t = tempo de aplicação da corrente, em s; M = massa molar do elemento predominante no eletrodo, em g mol^{-1} ; z = número de elétrons envolvidos na reação de oxidação do elemento do ânodo; F = constante de Faraday, $96.500 \text{ C mol}^{-1}$.

3.2.7.2 Consumo de energia elétrica

Para avaliar o consumo de energia elétrica em (W.h/m^3), utilizou-se valores de corrente elétrica baseado no ensaio que obteve a melhor eficiência na redução dos parâmetros de qualidade avaliados.

Para a determinação do consumo de energia elétrica de uma processo de EC em reator batelada, de acordo com Kobya *et al.* (2006), pode-se usar a seguinte equação:

$$C_{\text{energia}} = U.i.t / V \quad (\text{Eq 05})$$

Sendo: C_{energia} = consumo de energia, em W.hm^{-3} ; U = tensão elétrica aplicada no sistema, em V; i = corrente elétrica aplicada, em A; t = tempo de aplicação da corrente, em h; V = volume de efluente tratado, em m^3 .

3.2.7.3 Cálculo do custo de operação do sistema

Os custos do material do eletrodo e da energia elétrica correspondem a grande parte do custo operacional de um sistema de EC, podem chegar a representar 80% do total (DONINI *et al.*, 1994; KOBYA *et al.*, 2006). Com base nestes fatores pode-se calcular o custo de operação de um sistema de EC de acordo com a seguinte equação:

$$C_{\text{operação}} = a . C_{\text{energia}} + b . C_{\text{eletrodo}} \quad (\text{Eq 06})$$

Sendo: $C_{\text{operação}}$ = Custo de operação, $\text{R\$/m}^3$ efluente; a = Custo de energia, $\text{R\$/kWh}$; C_{energia} = Consumo de energia, kW.h/m^3

efluente; b = custo mássico da placa, R\$/kg eletrodo; C eletrodo = consumo do eletrodo, kg/m^3 efluente.

O custo da energia elétrica para o município de Itajaí, de acordo com as Centrais de Energia de Santa Catarina (CELESC) é de R\$ 0,47242 (valor do kWh + impostos) para classe industrial A4 convencional, seguindo a Resolução homologatória nº 1.927, de 4 de agosto de 2015. O valor do Kg do alumínio é de R\$ 23,33 (impostos inclusos) de acordo com o fornecedor Inoxville (cotação realizada no mês de março de 2016).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nesse capítulo serão mostrados os resultados obtidos na caracterização do efluente, além disso, serão mostrados os resultados dos testes preliminares aos quais foram cruciais para a verificação do melhor processo a ser aplicado bem como o detalhamento do reflexo das variáveis escolhidas para estudo da eletrocoagulação.

4.1 RESULTADOS OBTIDOS NOS TESTES PRELIMINARES

4.1.1 Tratamento do efluente primário com ozônio

A eficiência de remoção de DQO do efluente primário (após o processo de coagulação/floculação convencional) foi acompanhada em pH 4 e 6 (Tabela 11), utilizando a máxima vazão de ozônio disponibilizada no sistema experimental de (5gO₃/h).

Tabela 11 - Eficiência na remoção de DQO obtida no processo de ozonização

pH Inicial	Tempo de Ozonização (min)	DQO Inicial (mgL ⁻¹)	DQO Final (mgL ⁻¹)	Remoção % DQO
4,0	30	1.150	1.012	12,0
	60	1.150	1.001	13,0
	90	1.150	970	15,7
6,0	30	1.210	1.128	6,8
	60	1.210	1.045	13,6
	90	1.210	987	18,4

Fonte: Autor (2016).

Os resultados mostram que a ozonização aplicada no efluente primário oriundo do processamento do pescado possui baixa eficiência na remoção de DQO.

A combinação de tempos maiores de processo (90 minutos) atrelado ao aumento do pH demonstram ser o caminho para o atingimento de percentuais de remoção de DQO maiores. É de se supor que a maior parte dos poluentes presentes reagem lentamente com o ozônio molecular via reação direta, que são as reações mais importantes quando o meio reacional é ácido (IKEHATA; NAGHASHKAR; GAMAL EL-DIN, 2006).

Em todos os testes em escala de laboratório, a concentração de ozônio dissolvido encontrava-se na faixa de 2,0ppm (m/v). Isso indica que, assim como reportado na literatura, a absorção do ozônio na fase líquida é um fator restritivo importante que limita a velocidade de degradação, prejudicando seriamente os resultados de remoção e DQO. Resultados melhores foram reportados por Martins *et al.* (2012) que utilizaram uma coluna de bolhas mais eficiente na ozonização de um efluente líquido oriundo de uma planta de sucos de frutas, com DQO inicial de 1.030mgL^{-1} . Nesse estudo, os autores conseguiram remoções de até 680mgL^{-1} (33,9% de remoção) utilizando $57,8\text{mgO}_3\text{L}^{-1}$ em 120 minutos de processo.

Uma constatação muito relevante no processo de ozonização foi que apesar de não se ter conseguido concentrações suficientes para a degradação de DQO, este processo mostrou-se bastante eficiente na remoção de odor. Conforme o que foi apresentado no capítulo 2 (Revisão Bibliográfica), o ozônio possui dois tipos de reações: Diretas (via ataque eletrofílico) e Indireta (via radical $\bullet\text{OH}$). Para o mecanismo direto o ozônio atua restritamente em sítios moleculares que apresentam elevada densidade eletrônica e principalmente em soluções cuja presença de determinados compostos aromáticos seja verificada. Dessa forma, apesar de não ter havido a identificação dos compostos causadores de odor nesse tipo de efluente, sugere-se que, pela redução desse parâmetro verificada durante os testes, que as reações com o ozônio ocasionaram a quebra do composto causador de odor sem haver significativa redução de DQO.

Esses resultados estão de acordo com as conclusões obtidas por Álvarez, Beltrán e Rodrigues (2005) que utilizaram o ozônio como pré-tratamento de um reator anaeróbico de batelada sequencial para degradar vinhaça que mostrou redução significativa na cor e polifenóis (compostos associados ao odor), embora a DQO se mantivesse praticamente inalterada.

4.1.2 Tratamento do efluente primário pelo processo Fenton

O processo Fenton foi avaliado sob diferentes condições operacionais, como mostrado na Tabela 12.

Tabela 12 - Eficiência na remoção de DQO obtida no processo Fenton

H ₂ O ₂ (mgL ⁻¹)	Fe ²⁺ (mgL ⁻¹)	DQO Inicial (mgL ⁻¹)	DQO Final (mgL ⁻¹)	Remoção DQO %
50,0	12,0	930	809	13,0
	25,0	930	790	15,0
	50,0	930	764	17,8
100,0	12,0	1.040	889	14,5
	25,0	1.040	872	16,2
	50,0	1.040	850	18,3

Fonte: Autor (2016).

Os resultados encontrados no tratamento de efluente primário pelo processo Fenton em todas as condições experimentais avaliadas nesse trabalho não foram satisfatórios quando se pretende obter água de qualidade de reuso nem para o atendimento de legislações de lançamento de efluentes. A remoção de DQO aumenta com o aumento da concentração do Fe²⁺ e do peróxido de hidrogênio, como reportado na literatura. Entretanto, para uma aplicação em larga escala, aumentar mais ainda as concentrações de Fe²⁺ e H₂O₂ além dos valores utilizados neste trabalho implicariam em grande geração de lodo químico no processo além do aumento do custo global de tratamento. Estes dois inconvenientes inviabilizaram a aplicação deste processo para obtenção de água de reuso na indústria de pescado.

Cristóvão *et al.* (2014) aplicaram o processo Fenton em efluentes pós-tratamento biológico oriundo de indústria de enlatamento de pescado, com DQO inicial de 220 mgL⁻¹, utilizando-se concentrações de peróxido de hidrogênio de 100 mgL⁻¹ e 50 mgL⁻¹ de catalisador. Os autores conseguiram eficiência de remoção de 22,6%. O valor máximo de remoção de DQO conseguido nesse trabalho foi de 63% nas condições de 1.558 mg.L⁻¹ de peróxido de hidrogênio, 363 mg.L⁻¹ de catalisador e pH de 3,2.

Uma explicação para as baixas eficiências de remoção conseguidas com os testes preliminares pode ser explicada pelo fato de não ter sido considerado o número de Cruncher. Esse número representa a relação estequiométrica de H₂O₂:DQO necessária para a oxidação de compostos quimicamente oxidáveis. No trabalho publicado por Cristóvão *et al.* (2014) o número de Cruncher foi de 7,08 no teste de máxima eficiência de remoção enquanto que nos testes aplicados em bancada o valor máximo aplicado foi de 0,09.

4.1.3 Resultados obtidos com a Eletrocoagulação – Testes preliminares

Os testes efetuados nos diferentes tipos de efluente mostraram resultados superiores aos conseguidos com os processos de ozonização e Fenton, gerando um maior número de combinações de variáveis. Além disso, o processo se mostrou de fácil operação além de possuir viabilidade econômica para implantação em escala industrial.

A Tabela 13 mostra a combinação de variáveis com resultados mais significativos obtidos com os testes nos quais embasaram a escolha das variáveis e suas respectivas faixas de variação a serem testadas.

Com base nesses resultados verificou-se as variáveis mais impactantes no processo de eletrocoagulação são: Densidade de corrente, tempo de processo e pH inicial. Pela análise dos dados, o aumento da densidade de corrente e do tempo de processo aumentam a eficiência de remoção dos parâmetros analisados.

Tabela 13 – Resultados testes preliminares de eletrocoagulação

Dens. Cor. (A.m ⁻²)	Tempo (min)	pH	DOO			Cor Aparente			Sól. Suspensos		
			Início (mgL ⁻¹)	Fim (mgL ⁻¹)	Rem. (%)	Início (mgPt-CoL ⁻¹)	Fim (mgPt-CoL ⁻¹)	Rem. (%)	Início (mgL ⁻¹)	Fim (mgL ⁻¹)	Rem. (%)
Efluente bruto	15	4,0	5.887	1.200	79,6	10.127	420	95,9	1.638	260	84,1
	100	4,0	5.887	980	83,4	10.127	350	96,5	1.638	148	90,9
	277	4,0	5.887	845	85,6	10.127	200	98,0	1.638	120	92,7
	15	6,0	6.800	1.686	75,2	4.850	538	88,9	1.260	189	85,0
	100	6,0	6.800	1.468	78,4	4.850	475	90,2	1.260	132	89,5
	277	6,0	6.800	1.414	79,2	4.850	281	94,2	1.260	124	90,2
Efluente primário	15	6,0	4.200	773	81,6	9.100	1.775	80,5	980	107	89,1
	100	6,0	4.200	706	83,2	9.100	974	89,3	980	75,5	92,3
	277	6,0	4.200	672	84,0	9.100	1001	89,0	980	49	95,0
	15	4,0	1.210	777	35,8	430	279	35,1	47	31	33,9
	100	4,0	1.210	662	45,3	430	212	50,6	47	18	62,5
	277	4,0	1.210	592	51,1	430	189	56,1	47	15	67,9
Efluente primário	15 ^{SF}	10	6,0	1.635	966	40,9	638	414	35,1	56	39,3
	100 ^{SF}	10	6,0	1.635	894	45,3	638	262	56	29	48,2
	277 ^{SF}	10	6,0	1.635	836	48,9	638	166	56	18	67,9
	15 ^{CF}	10	6,0	1.635	950	41,8	638	320	49,8	15	73,2
	100 ^{CF}	10	6,0	1.635	887	45,7	638	180	71,8	10	82,1
	277 ^{CF}	10	6,0	1.635	830	49,2	638	85	86,7	5	91,1
Efluente primário	15	6,0	980	625	36,2	320	204	36,2	32	21	35,2
	100	6,0	980	560	42,8	320	184	42,6	32	11	65,3
	277	6,0	980	523	46,6	320	167	47,8	32	9,8	69,5

Fonte: Autor (2016).

^{SF} (Sem filtração após EC), ^{CF} (Com filtração após EC)

O efluente bruto apresentou os melhores percentuais de remoção, mostrando que a eletrocoagulação apresenta melhor performance nesse tipo de efluente, porém apesar do efluente primário ter obtido menores remoções percentuais, as concentrações finais de contaminantes obtidas após o processo de eletrocoagulação foram menores. Para o parâmetro de DQO, em um dos testes, o valor final de concentração chegou a 523mL^{-1} (menor concentração verificada em todos os testes). Isso demonstra que a possibilidade de aplicação de reuso estaria mais suscetível para esse tipo de efluente.

Das variáveis analisadas, verifica-se que tanto o aumento da densidade de corrente quanto o aumento do tempo de processo contribuem para o aumento da remoção dos contaminantes em ambos os efluentes analisados, porém valores muito elevados promovem a estagnação da remoção, principalmente com relação à DQO.

Durante os testes, a temperatura final do efluente foi monitorada e percebeu-se que aplicações de densidades de corrente superiores a 150Am^{-2} promoveram o aumento na temperatura, superior a 5°C , no tempo de 5 minutos. Ou seja, parte da energia elétrica se dissipou na forma de calor. Isso demonstra que a aplicação de correntes maiores poderia afetar o custo-benefício do processo, pois, o gasto energético aumentaria sem haver correspondência significativa na remoção de contaminantes do efluente.

Segundo Chen (2004) densidades de corrente maiores acarretam em um maior número de bolhas, de tamanhos menores, proporcionando maior fluxo gasoso ascendente, com uma remoção mais rápida dos poluentes, porém, o efeito é desprezível para densidades de correntes maiores que 200 A.m^{-2} .

Os flocos formados pela eletrocoagulação são finos, necessitando filtração para remoção completa dos mesmos, parte deles flutam durante o processo, porém, alguns continuam dispersos no efluente. Dessa forma, a aplicação de filtração aumenta a eficiência do processo de remoção, principalmente dos parâmetros de cor e sólidos suspensos, como pode ser verificado nos testes realizados no efluente primário com e sem filtração. Para a DQO houve pouca alteração, demonstrando que a carga orgânica residual está sob a forma dissolvida no efluente.

Com relação ao espaçamento dos eletrodos, verificou-se a relação direta com a densidade de corrente, menores espaçamentos geram densidades de correntes maiores no processo. Dessa forma, não se justifica a análise isolada desse parâmetro e sim da densidade de corrente aplicada.

4.2 EFICIÊNCIAS DO TRATAMENTO POR ELETROCOAGULAÇÃO OBTIDAS NO EFLUENTE BRUTO

Na Tabela 14 são mostrados os resultados obtidos com a aplicação da eletrocoagulação nos 27 ensaios aplicados no efluente bruto.

Além dessas variáveis foram analisadas as variações ao longo do processo dos seguintes parâmetros: pH, condutividade, cloretos, nitratos, nitritos, ORP.

Baseado nesses resultados, para análise do impacto que cada variável de processo exerce sobre cada parâmetro analisado e verificação das condições que mais favorecem a remoção de cada parâmetro, foram elaborados gráficos de superfície de resposta.

Tabela 14 – Resultados obtidos no efluente bruto com os testes de eletrocoagulação

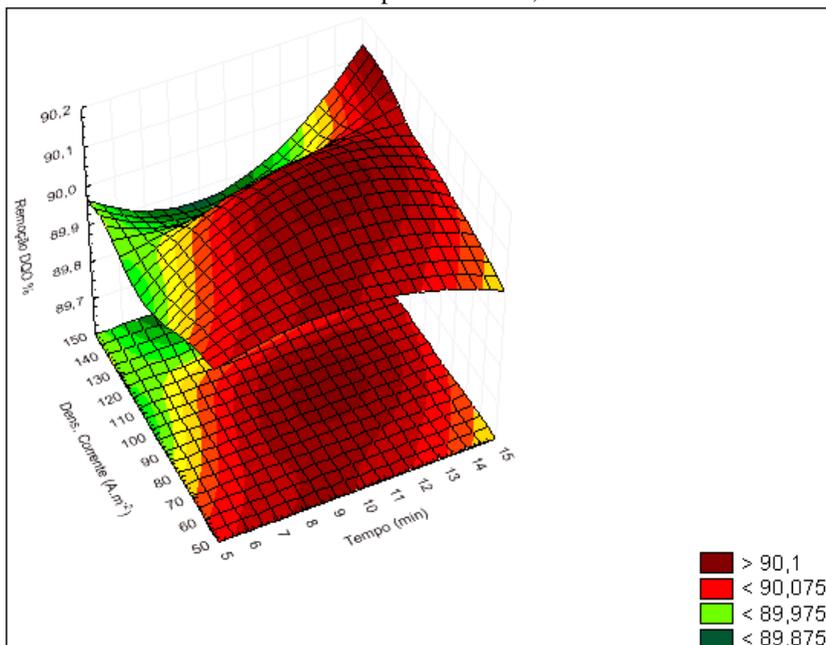
Variáveis	Densidade de Corrente (Am ⁻²)	Tempo (min)	pH inicial																Cloretos mgL ⁻¹	ORP mV
				COT mgL ⁻¹	DQO mgL ⁻¹	Fósforo mgL ⁻¹	NA mgL ⁻¹	NO mgL ⁻¹	NI mgL ⁻¹	Condutividade µScm ⁻¹	pH final	Cor mgPtCoL ⁻¹	Turbidez NTU	Sólidos mgL ⁻¹						
50	999	5	4,0	43	17,8	2,8	17,8	6,7	24,6	7,780	5,3	503	13	54	156	246				
100	993	10	4,0	20	993	0,5	18,2	7,0	25,2	3,790	6,3	164	15	16	170	210				
150	1.003	15	4,0	39	1.003	0,5	18,9	6,9	25,8	6.150	5,4	155	10	13	170	176				
100	993	5	4,0	32	993	2,1	18,2	7,3	23,5	3.970	5,3	478	44	38	170	234				
150	996	10	4,0	35	996	0,6	17,7	6,9	24,5	5.240	6,3	208	20	20	170	213				
50	993	15	4,0	32	993	1,1	17,2	6,9	24,2	4.670	5,6	361	36	33	170	214				
150	997	5	4,0	30	997	0,8	14,3	7,1	21,3	4.490	5,6	219	21	19	170	221				
50	1.000	10	4,0	34	1.000	1,7	18,2	6,9	25,1	3.740	5,3	349	31	29	184	230				
100	996	15	4,0	46	996	0,5	18,0	7,1	25,0	4.840	6,1	231	22	19	170	177				
50	964	5	6,0	40	964	1,1	23,7	8,6	32,3	6.070	6,7	129	11	8	184	115				
100	958	10	6,0	48	958	0,5	19,6	7,8	27,4	5.580	7,2	78	6	1	184	51				
150	958	15	6,0	52	958	0,5	19,8	7,0	26,9	7.370	7,9	79	6	2	184	60				
100	977	5	6,0	55	977	0,5	20,5	6,9	27,5	7.440	6,9	95	6	5	184	47				
150	983	10	6,0	45	983	0,5	20,5	8,4	28,9	7.500	7,6	91	7	4	198	-3				
50	971	15	6,0	48	971	0,5	19,0	9,1	28,0	7.470	7,1	83	6	8	184	-53				
150	974	5	6,0	43	974	0,5	20,7	8,7	29,5	7.480	7,1	69	5	2	270	-70				
50	961	10	6,0	54	961	0,5	14,4	9,1	23,4	7.480	7,4	60	4	1	184	-41				
100	964	15	6,0	34	964	0,5	19,2	7,9	27,2	7.610	7,7	64	4	1	184	-71				
50	962	5	8,0	32	962	2,3	32,8	8,2	41,0	9.400	8,5	287	25	24	213	-145				
100	977	10	8,0	30	977	0,5	21,3	7,7	28,9	9.890	8,7	131	10	8	198	-146				
150	1000	15	8,0	57	1000	0,5	19,1	8,1	27,2	10.290	9,1	120	9	8	255	-243				
100	987	5	8,0	42	987	1,7	32,9	8,4	41,3	10.260	8,6	242	20	20	227	-232				
150	955	10	8,0	26	955	0,5	20,0	9,1	29,0	10.310	8,9	116	8	4	212	-269				
50	993	15	8,0	32	993	0,5	22,1	9,0	31,2	10.710	8,9	176	15	12	227	-222				
150	971	5	8,0	30	971	0,5	27,5	8,0	35,6	10.780	8,9	127	9	5	227	-217				
50	993	10	8,0	29	993	0,8	28,2	8,7	36,9	10.140	8,8	185	16	15	227	-251				
100	1.000	15	8,0	90	1.000	0,5	21,4	8,0	29,4	10.310	9,1	122	9	7	241	-232				
Efluente Bruto - Equalização	175				9.708	4,7	36,1	9,4	45,6	7.780	6,3	3.400	390	1040	227	126				

Fonte: Autor (2016).

Pela análise dos dados verifica-se que a eletrocoagulação aplicada ao efluente bruto possui grande eficiência na remoção de DQO, Sólidos Suspensos, Cor Aparente e turbidez, pois, independente da combinação de variáveis testadas, as remoções foram altas e estáveis.

Os valores de concentrações finais para a DQO encontrados nos testes variaram de 955 a 1.003mgL⁻¹, isso representa remoções na ordem de 89,7% a 90,2%, conforme mostra a Figura 17.

Figura 17 - Remoção de DQO (%) variando Densidade de corrente e tempo, mantendo pH inicial de 6,0



Fonte: Autor (2016).

Pela análise da Figura 17 é possível verificar que grande parte do gráfico encontra-se com remoções acima de 90% e que a aplicação de densidade de corrente de 100Am⁻² e tempo de processo de 10 minutos promovem as maiores remoções desse contaminante. Além disso, o aumento dessas duas variáveis não contribuem de forma significativa na remoção, pois os valores permanecem praticamente estagnados.

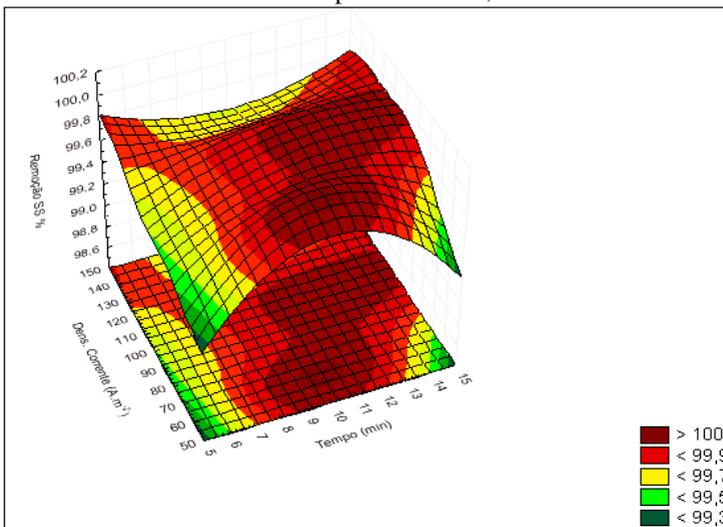
Esses resultados estão de acordo com Dallago *et al.* (2012) que aplicaram a eletrocoagulação no tratamento de efluentes de uma indústria de processamento do leite, utilizando eletrodos de alumínio. Os autores verificaram que após os três primeiros minutos iniciais de processo, a DQO do efluente tratado permanece inalterada, ou seja, com tempo de 3, 5 e 10 minutos de processo, a remoção de DQO era 68,3%, 74,3% e 75% respectivamente.

A estagnação da remoção de DQO observada nos testes pode estar relacionada com o fato desse tipo de efluente possuir compostos com alta solubilidade o que dificulta a remoção por eletrocoagulação. Dessa forma, mesmo com a aplicação de densidades de correntes e tempos de processos maiores a remoção a remoção não aumenta.

Por outro lado, este estudo realizou a comparação das remoções obtidas com o parâmetro de sólidos suspensos e verificou-se que ambos os parâmetros tiveram comportamentos similares.

A remoção de sólidos suspensos variou de 94,8% a 100% (foi o segundo parâmetro com resultados mais estáveis). As concentrações finais obtidas em todos os testes variaram de 1 a 54 mgL⁻¹, isso representa percentuais de remoção entre 94,8% e 100% (Figura 18).

Figura 18 - Remoção de SS (%) variando Densidade de corrente e tempo, mantendo pH inicial de 6,0



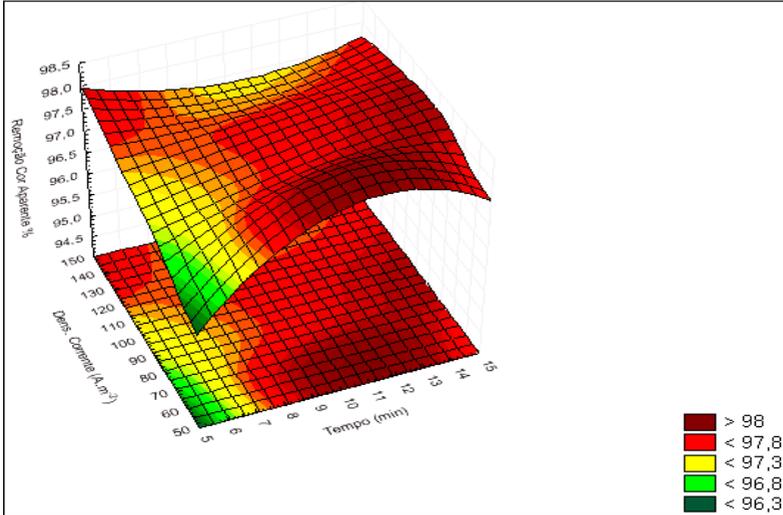
Fonte: Autor (2016).

Esses resultados demonstram que a aplicação de densidades de corrente e tempos de processos baixos já possuem grande efetividade na remoção desses dois parâmetros. Além disso, foi verificado que o pH inicial possui pouca interferência no processo, isso viabiliza ainda mais a aplicação desse método de tratamento, visto que não há necessidade de correção de pH do efluente. Essa constatação está de acordo com Chen (2004). Segundo o autor, efluentes com alta condutividade, como é o caso do efluente estudado, o efeito do pH não é significativo.

A elevada eficiência alcançada na remoção de sólidos suspensos se deve à facilidade de coagulação e flotação das moléculas em suspensão. Isto é devido à interação com o hidróxido de alumínio formado dentro do reator, que permite a aglutinação dos colóides. O processo de eletrocoagulação atua em sólidos suspensos, como bactérias e algas, além de moléculas orgânicas como corantes, detergentes, gorduras, óleos e graxas, aumentando o tamanho das partículas e promovendo a flotação e/ou sedimentação (CARMONA *et al.*, 2006).

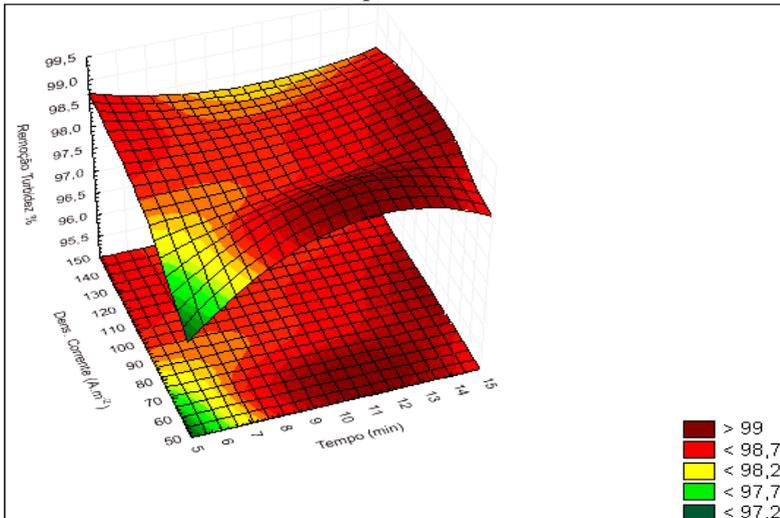
Para a remoção de cor aparente e turbidez, os valores também foram elevados em todos os testes (Figuras 19 e 20). Os valores finais de cor obtidos variaram de 60 a 503 mgPtCoL⁻¹, isso representa remoções na faixa de 85,9% a 98,2%. Já para a turbidez, os valores finais obtidos variaram de 4 a 44mgL⁻¹, o que representa remoções na faixa de 88,7% a 99%.

Figura 19 - Remoção de cor aparente (%) variando Densidade de corrente e tempo, mantendo pH inicial de 6,0



Fonte: Autor (2016).

Figura 20 - Remoção de turbidez (%) variando Densidade de corrente e tempo, mantendo pH inicial de 6,0



Fonte: Autor (2016).

Tanto para a cor aparente quanto para a turbidez percebe-se que os gráficos possuem em sua maior parte, regiões com remoções acima de 97%. Apenas os processos com baixas densidades de corrente e tempos mostraram remoções menores. Além disso, verifica-se que para ambos os parâmetros a aplicação de densidades de correntes maiores diminuem o tempo de processo e que o pH tem pouca interferência na remoção. Diferentemente do comportamento da DQO, para a cor aparente e turbidez, o aumento de densidades de correntes aumentam a remoção.

Esse fato está relacionado principalmente com a utilização de eletrodos de alumínio que possui grande eficiência na remoção desses parâmetros. Essa constatação é verificada em vários estudos publicados. Combatt (2014) aplicou a eletrocoagulação em efluentes oriundo de frigoríficos avícola. No estudo a autora comparou os resultados obtidos com a utilização de eletrodos de ferro e alumínio. O melhor resultado de remoção da turbidez foi obtido com o uso de eletrodos de alumínio, onde a remoção chegou a 94% nas condições de teste: Densidade de corrente: 75 A.m^{-2} , tempo de processo de 35 a 60 minutos e $\text{pH} < 4,5$.

Borba (2010) aplicou a eletrocoagulação em efluente oriundo de frigorífico avícola utilizando eletrodos de alumínio. Com a utilização de densidades de corrente de $43,9 \text{ Am}^{-2}$, tempo de processo de 20 minutos e pH inicial de 4, os autores conseguiram remoções de 99,4% de cor e 97,6% de turbidez.

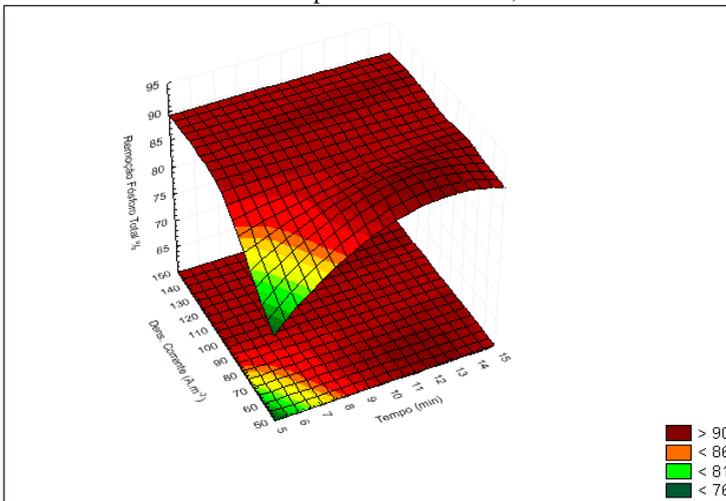
Dallago *et al.* (2012) relataram o mesmo comportamento para a remoção de cor aparente utilizando eletrocoagulação com eletrodos de alumínio aplicado em efluente de laticínio. Segundo os autores, a remoção de cor aparente já consegue valores superiores a 98% de remoção já nos primeiros três minutos de processo.

Na análise das remoções obtidas para o parâmetro de fósforo total, verifica-se que os valores de remoção aumentam com a aplicação de densidades de correntes e tempos de processos maiores, porém, a remoção já atinge valores máximos com a aplicação de densidades de correntes de 100 Am^{-2} e tempos de processo superiores a 10 minutos, após isso, as remoções permanecem estagnadas (Figura 21). Da mesma forma que os parâmetros analisados anteriormente (DQO, Sólidos Suspensos, Cor Aparente e Turbidez), o pH apresentou pouca interferência no processo de remoção.

Os resultados obtidos com a remoção de fósforo total estão de acordo com os resultados obtidos por Írdemez, Yildiz e Tosunoğlu (2006), que aplicaram a eletrocoagulação em efluente sintético,

objetivando a remoção de fosfatos. Os autores conseguiram remoções de 100% utilizando-se eletrodos de alumínio. Além disso, os autores também verificaram que a remoção de fosfato é proporcional ao aumento da densidade de corrente e do tempo de processo.

Figura 21 - Remoção de Fósforo Total variando densidade de corrente e tempo, mantendo pH inicial fixo de 6,0

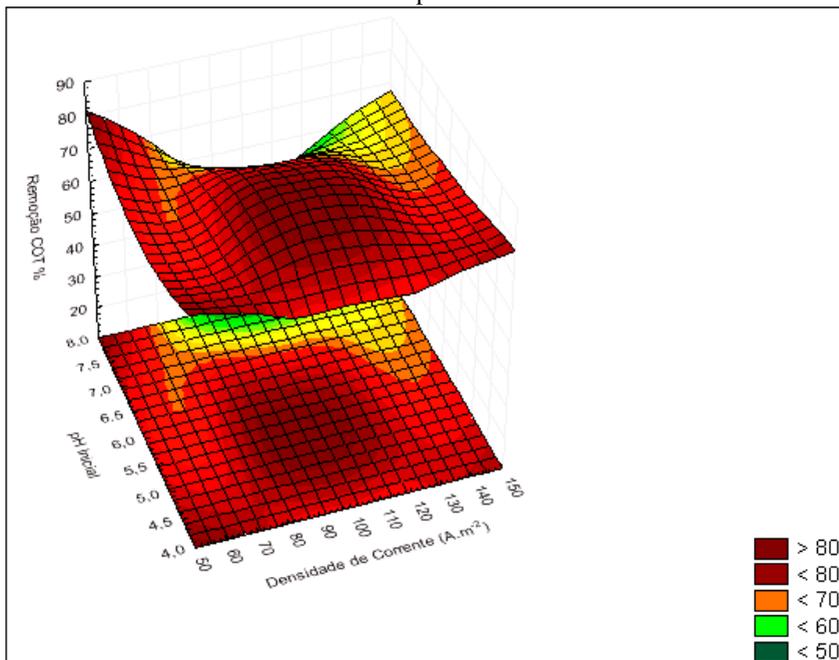


Fonte: Autor (2016).

O processo de eletrocoagulação mostrou-se bastante efetivo na remoção de fósforo nesse tipo de efluente. De acordo com Grassi (2014), a remoção de fósforo pode ser realizada por processos de coagulação e floculação convencionais, porém, as eficiências de remoção são baixas não atingindo valores permitidos para lançamento de efluentes.

Para a remoção de carbono orgânico total verifica-se que a maior remoção obtida (88,2%) foi evidenciada na condição de: Densidade de corrente de 100 A.m^{-2} , tempo de 10 minutos e pH inicial de 4,0. Em tempos maiores de processo, a remoção desse parâmetro atinge as maiores remoções com densidades médias de corrente e o seu aumento acarreta em diminuição de remoção desse parâmetro (Figura 22). Porém, o pH deve ser mantido no máximo em 6,5, pois em pHs mais elevados ocorre a diminuição da eficiência de remoção.

Figura 22 – Remoção de COT variando densidade de corrente, pH inicial, mantendo fixo tempo de 15 minutos



Fonte: Autor (2016).

Esse comportamento ocorre porque em pHs mais elevados ocorre diminuição da solubilidade do $\text{Al}(\text{OH})_3$, dessa forma o excesso de coagulante gerado no sistema não interfere na remoção desse contaminante.

Além disso, foi verificado que a remoção de COT está atrelada ao equilíbrio de geração do coagulante *in situ*. Quantidades ideais são necessárias, pois em excesso, a remoção desse contaminante é prejudicada. De acordo com Vepsäläinen (2012) a remoção de COT possui relação linear com a concentração de alumínio no meio aquoso.

Palácio *et al.*, 2015, aplicaram a EC em efluente têxtil e conseguiram remover 43% do COT. Através da aplicação de tempos maiores de processo (300 minutos), os autores concluíram que a remoção desse composto pode ter sido ocorrida não apenas pela coagulação, mas também via oxidação da matéria orgânica.

Koby e Delipinar (2008) avaliaram a interferência da densidade de corrente na remoção dos parâmetros de COT, mantendo pH fixo de

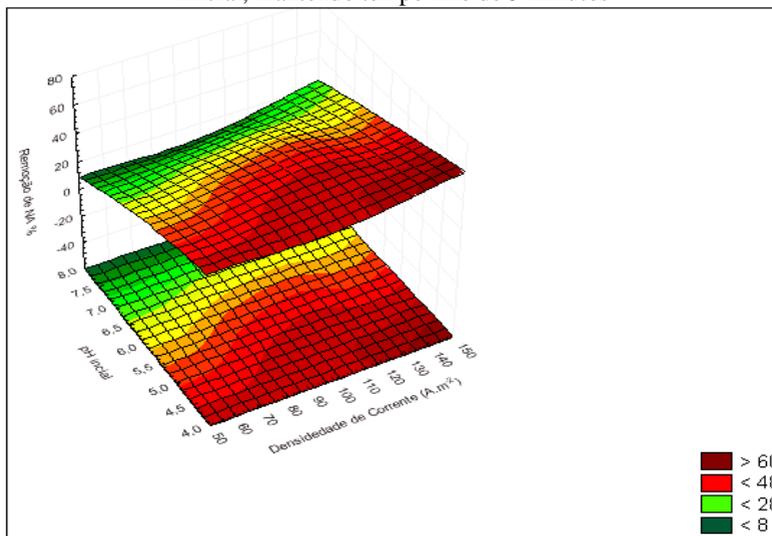
6,5 utilizando a eletrocoagulação com eletrodos de alumínio em efluente oriundo da produção de fermento para pães. De acordo com os autores, o aumento da densidade de corrente de 30 para 100 Am^{-2} eleva a remoção de 21 para 49%. Isso foi atribuído ao fato de que altas densidades de corrente aumentam a quantidade de metal oxidado e por consequência a remoção de poluentes. Além disso, os autores relacionaram que a aplicação de densidades de correntes menores aumentam o tempo de processo. Porém, os autores relatam que a aplicação de corrente muito altas dificultam o processo de remoção de poluentes isso porque a turbulência do sistema aumenta, além da geração de calor.

Nos parâmetros de nitrogênio amoniacal e nitrogênio orgânico, foi verificada uma forte relação com o pH inicial do processo. Em pHs menores, as remoções de ambos os parâmetros atingem os maiores valores conforme pode ser observado nas Figuras 23 e 24.

As faixas de remoções encontradas para ambos os parâmetros, com pH inicial de 4, variaram de 47,8% a 60,5% para o nitrogênio amoniacal e 24,7% a 28,7% para o nitrogênio orgânico. Porém em pH inicial de 8, essas remoções caem para as faixas de 11,5% a 38,3% para o nitrogênio amoniacal e de 5,6% a 16,3% para o nitrogênio orgânico.

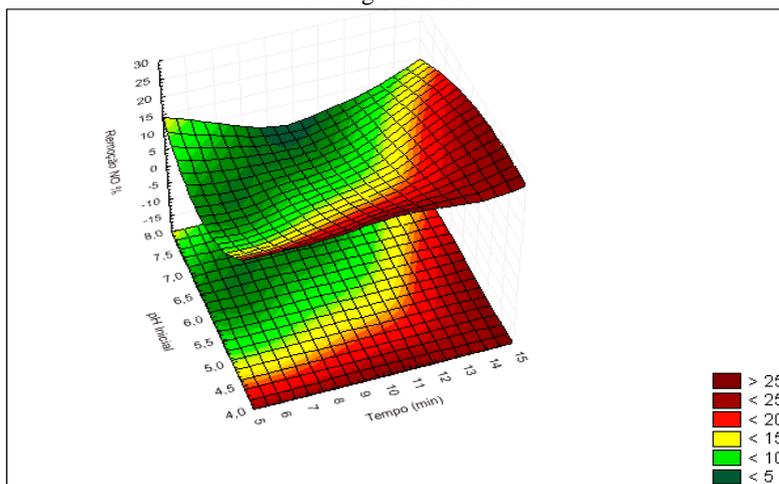
O comportamento de remoção do nitrogênio amoniacal aumenta com o aumento da densidade de corrente e com tempos de processos baixos de processo, sendo que o valor máximo conseguido nos testes (60,5% de remoção) foi conseguido na condição de teste de: densidade de corrente 150 Am^{-2} e tempo de 5 minutos.

Figura 23 - Remoção de Nitrogênio Amoniacal variando Densidade e pH inicial, mantendo tempo fixo de 5 minutos



Fonte: Autor (2016).

Figura 24 - Remoção de NO (%) variando pH e tempo, mantendo Densidade de corrente igual a 150 A.m⁻²



Fonte: Autor (2016).

Já para o nitrogênio orgânico, a remoção diminuiu com a aplicação de densidades de correntes maiores. A melhor remoção desse

parâmetro foi conseguida nas condições de teste de: 50Am^{-2} e 5 minutos de processo.

Tanto a remoção de nitrogênio amoniacal quanto a de nitrogênio orgânico podem ocorrer por adsorção ou oxidação química. Para verificar se a remoção ocorreu por oxidação, foi realizada a determinação da concentração de nitratos e nitritos após o processo. Os resultados mostraram que não houve variação na concentração de ambos os parâmetros, isso indica que o mecanismo de precipitação química/adsorção é o determinante na remoção de nitrogênio orgânico e amoniacal do efluente da indústria de pescado no processo de eletrocoagulação.

Com esses resultados verifica-se que a aplicação das condições de densidade de corrente de 100 A.m^{-2} , tempo de processo de 10 minutos e pH inicial de 4,0 sugere ser a condição onde a maioria dos parâmetros obtiveram os melhores resultados. Com a aplicação dessas condições de teste os valores finais para os parâmetros bem como o percentual de remoção foram, respectivamente, de: DQO (993 mgL^{-1} , 89,8%), Sólidos Suspensos (16 mgL^{-1} , 98,5%), Cor Aparente (164 mgPtCoL^{-1} , 95,2%), Turbidez (15 NTU, 96,2%), Fósforo Total ($0,5\text{ mgL}^{-1}$, 89,4%), Nitrogênio Amoniacal ($18,2\text{ mgL}^{-1}$, 49,7%), Nitrogênio Orgânico ($7,0\text{ mgL}^{-1}$, 25,6%) e Carbono Orgânico Total (20 mgL^{-1} , 88,2%). Essa condição será utilizada para os cálculos de custo de desgaste de eletrodos e consumo energético e comparações de eficiência do processo.

4.3 EFICIÊNCIAS DO TRATAMENTO POR EC OBTIDAS NO EFLUENTE PRIMÁRIO

Após análise das eficiências obtidas com a eletrocoagulação, foi proposto a aplicação desse processo no efluente bruto após etapa de coagulação/floculação convencional (efluente primário). Os resultados obtidos nesse efluente são mostrados na Tabela 15.

Tabela 15 – Remoções obtidas no efluente primário

Variáveis	Densidade de Corrente (A/m ²)	Tempo (min)	pH Inicial	COI mg/L	DQO mg/L	Fósforo mg/L	NA mg/L	NO NT mg/ L	Condutividade µScm ⁻¹	pH final	Cor mgPCo/L	Turbidez NTU	Sólidos mg/L	Cloretos mg/L	ORP mV
50	5	4,0	37	757	1,8	8,1	4,2	12,3	480	5,0	436	36	26	185	262
100	10	4,0	22	671	0,5	8,2	5,1	13,3	540	6,2	79	7	2	199	238
150	15	4,0	22	661	0,5	8,1	5,3	13,3	580	7,5	63	5	1	199	213
100	5	4,0	32	690	0,6	7,8	6,1	13,8	580	6,0	151	13	11	199	204
150	10	4,0	43	667	0,5	8,1	6,0	14,1	580	6,8	62	5	0	199	191
50	15	4,0	43	651	0,5	8,0	5,9	13,9	570	6,3	153	15	14	185	175
150	5	4,0	54	687	0,5	7,5	6,1	13,6	570	6,3	58	4	0	185	184
50	10	4,0	47	703	1,1	8,1	5,9	14,0	560	6,2	163	15	7	185	189
100	15	4,0	21	674	0,5	8,5	5,1	13,6	560	7,1	67	5	1	185	145
50	5	6,0	61	789	0,6	8,6	5,8	14,3	510	7,3	109	10	7	185	113
100	10	6,0	54	747	0,5	9,0	6,1	15,1	530	7,9	48	4	1	185	108
150	15	6,0	58	722	0,5	8,1	6,0	14,1	540	8,6	42	3	2	256	106
100	5	6,0	51	760	0,5	9,1	5,9	15,0	570	8,1	43	3	2	185	61
150	10	6,0	22	734	0,5	8,3	4,1	12,3	570	7,9	35	3	3	199	52
50	15	6,0	12	750	0,5	8,3	7,6	15,9	580	7,8	67	6	2	185	31
150	5	6,0	22	747	0,5	7,8	7,1	14,9	580	7,8	35	2	3	185	24
50	10	6,0	26	770	0,5	8,6	7,2	15,8	610	8,0	42	3	2	199	22
100	15	6,0	21	722	0,5	9,7	7,0	16,7	604	8,8	52	4	1	199	12
50	5	8,0	29	849	0,5	11,3	7,1	18,4	721	8,3	48	3	3	227	-11
100	10	8,0	48	849	0,5	11,8	7,6	19,3	801	8,4	59	5	1	227	94
150	15	8,0	50	770	0,5	9,3	7,4	16,7	752	8,8	89	8	3	213	-54
100	5	8,0	39	859	0,5	12,6	6,9	19,5	852	8,5	47	3	3	213	-97
150	10	8,0	39	811	0,5	8,8	6,8	15,6	903	8,9	146	14	13	256	-84
50	15	8,0	45	837	0,5	9,9	6,9	16,7	876	8,6	98	8	7	213	-118
150	5	8,0	47	897	0,5	9,3	7,1	16,4	876	8,9	51	4	0	241	-156
50	10	8,0	47	888	0,5	11,8	7,1	18,9	878	8,5	60	4	1	241	-182
100	15	8,0	42	875	0,5	9,9	7,6	17,5	915	8,8	65	5	3	241	-244
Efluente Primário – Saída Flotador			63	952	3,6	14,2	8,1	22,3	520	5,7	422	36	26	185	203

Fonte: Autor (2016).

Os testes realizados com o efluente primário serão comparados com os resultados do efluente bruto, na tentativa de relacionar se a etapa de coagulação convencional, aplicada preliminarmente no efluente, possui interferência no processo de eletrocoagulação.

Percebeu-se que a maior contribuição dessa etapa preliminar está na redução da concentração final obtidas nos parâmetros analisados. De acordo com as condições dos testes, as concentrações finais verificadas para os parâmetros analisados foram variaram de: Sólidos Suspensos (0 a 29 mgL⁻¹), Cor Aparente (35 a 436 mgPtCoL⁻¹), Turbidez (2 a 36 NTU), Fósforo Total (0,5 a 1,8 mgL⁻¹), DQO (651 a 897 mgL⁻¹), COT (12 a 61 mgL⁻¹), Nitrogênio Amoniacal (7,5 a 12,6 mgL⁻¹), Nitrogênio Orgânico (4,1 a 7,6 mgL⁻¹).

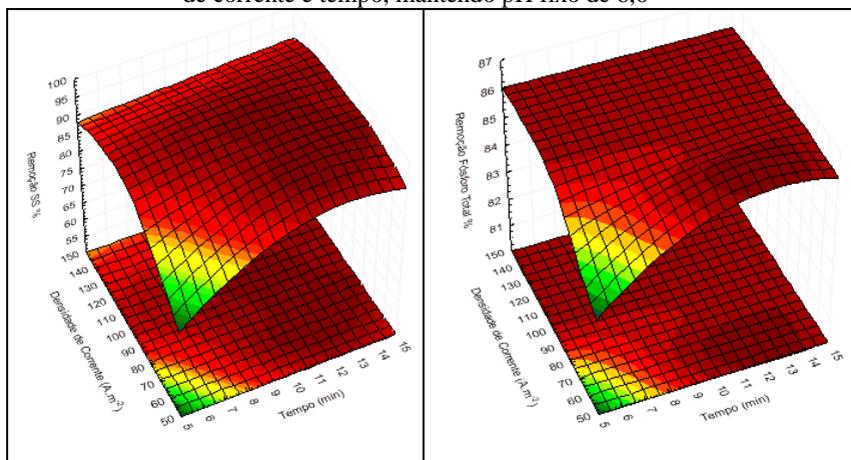
Comparando as mesmas condições de teste aplicadas em ambos os efluentes destaca-se a performance de remoção de sólidos suspensos no efluente primário, que atingiu valores finais 67,6% menores do que o efluente bruto. O segundo parâmetro mais bem sucedido na remoção foi o nitrogênio amoniacal que apresentou valores finais 56% menores. Na sequência, os parâmetros com maiores reduções nas concentrações finais foram: Cor aparente (51,8%) e turbidez (46,9%).

Os parâmetros de fósforo total, DQO e nitrogênio orgânico apresentaram menores porém, não tampouco significativas. Os valores médios das concentrações finais do efluente primário ficaram abaixo do que os valores obtidos no efluente bruto em 32,3%, 22,4% e 19,2%, respectivamente. Já para o COT, os valores encontrados para as remoções apresentaram valores finais apenas 5,9% menores do que o efluente bruto.

No processo de eletrocoagulação aplicado ao efluente primário percebeu-se três tipos de comportamento do processo na remoção de contaminantes. O primeiro refere-se ao atingimento de remoções máximas já com a aplicação de densidades de correntes e tempos baixos, isso aconteceu nos parâmetros de sólidos suspensos, fósforo total, cor aparente e turbidez. Já o segundo comportamento mostrou a forte relação entre as variáveis de densidade de corrente e tempo, esse comportamento foi verificado nas remoções de DQO e COT. O terceiro comportamento relacionou a performance de remoção com o pH inicial do processo, esse comportamento foi verificado na remoção dos parâmetros de nitrogênio amoniacal e nitrogênio orgânico.

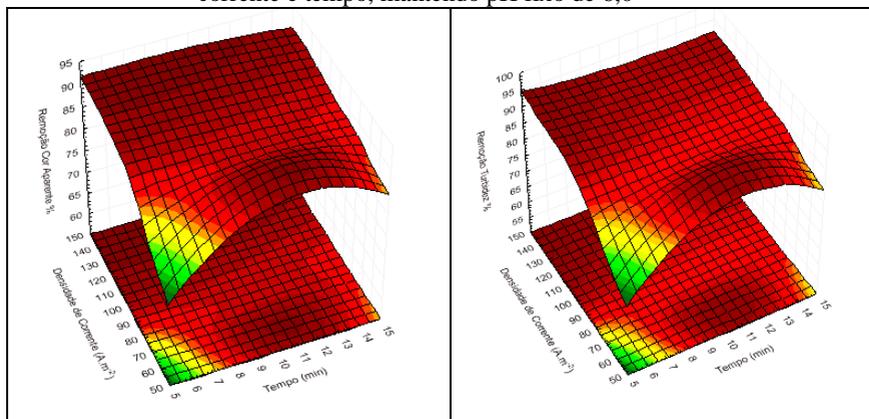
As Figuras 25 e 26 mostram o comportamento dos parâmetros de sólidos suspensos, fósforo total, cor aparente e turbidez. De acordo com os gráficos, mesmo com o aumento de densidades de correntes e tempos de processo, as remoções praticamente não se alteram.

Figura 25 - Remoções de Sólidos Suspensos e Fósforo Total variando densidade de corrente e tempo, mantendo pH fixo de 6,0



Fonte: Autor (2016).

Figura 26 - Remoções de Cor Aparente e Turbidez variando densidade de corrente e tempo, mantendo pH fixo de 6,0



Fonte: Autor (2016).

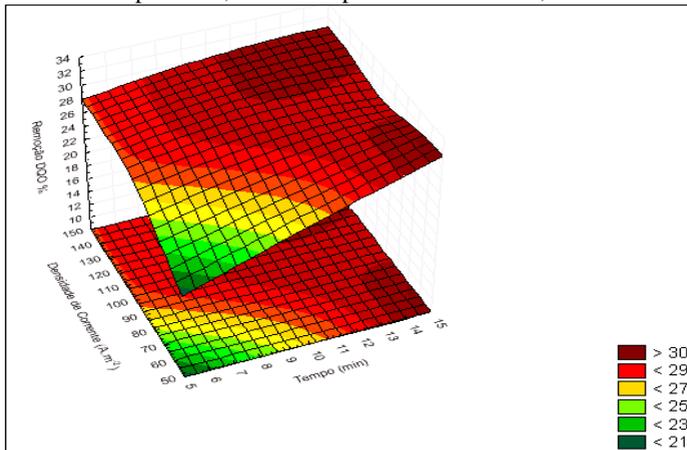
Essa estagnação da remoção desses contaminantes pode ser justificadas em função de o efluente primário possuir menores concentrações iniciais desses contaminantes do que comparado com o efluente bruto. Com isso os residuais finais são baixos o que acarreta em máxima remoção de contaminantes já com a aplicação de densidades de correntes e tempos de processos mais baixos.

Pela análise dos gráficos percebe-se tempos de processos de 10 minutos e densidades de correntes de 100 Am^{-2} já são suficientes para conseguir as mais altas remoções do processo. Esses resultados mostram que a aplicação da eletrocoagulação após a etapa de coagulação/floculação convencional é vantajosa, visto que a utilização de baixas densidades de correntes e tempos de processo já mostram resultados finais superiores aos conseguidos com o efluente bruto.

As Figuras 27 e 28 mostram a forte relação entre as variáveis de densidade de corrente e tempo de processo. De acordo com as figuras, a aplicação de densidades de correntes maiores impactam na redução do tempo de processo.

Esse comportamento demonstra que a quantidade gerada de coagulante *in situ* possui forte relação com a remoção. Além disso, altas densidades de correntes permitem que sejam utilizados reatores menores na eletrocoagulação. Adhoum e Monser (2004) relatam que a densidade de corrente é um dos parâmetros mais importantes para controlar a velocidade de reação nos processos eletroquímicos, pois através dessa variável se determina a taxa de produção de coagulante. Kobya *et al.*, 2008 acrescentam que esse parâmetro interfere inclusive no ajuste da produção e tamanho de bolhas.

Figura 27 - Remoção de DQO variando densidade de corrente, tempo de processo, mantendo pH inicial fixo de 4,0

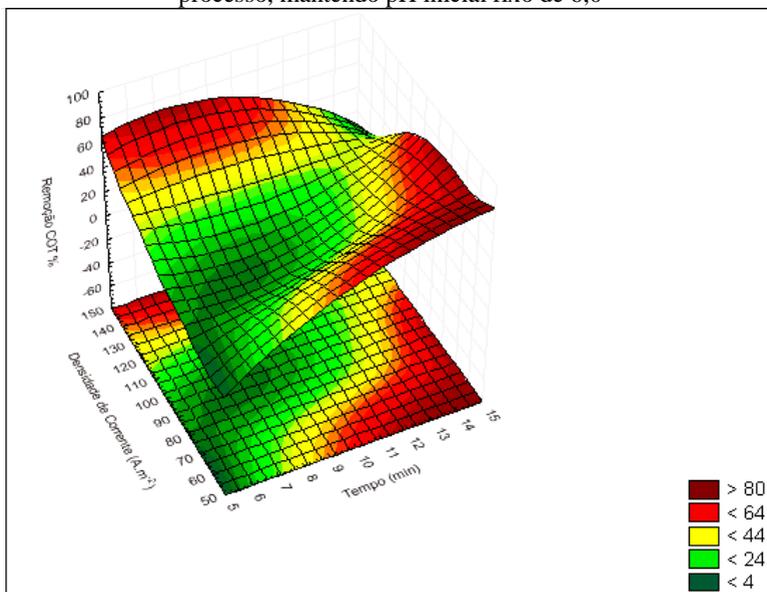


Fonte: Autor (2016).

Para a remoção de DQO, percebe-se que a aplicação de densidades de correntes mais baixas (50 Am^{-2}) requerem tempos

maiores de processo. Nesse caso é necessário que o tempo seja no mínimo acima de 10 minutos. Porém com a aplicação de densidades de correntes de 150 Am^{-2} , o tempo de processo pode ser reduzido para 5 minutos. Essa análise é importante para o dimensionamento do sistema aplicado em escala industrial, além da análise do custo do processo. Tempos maiores de processo acarretam em reatores maiores e em contrapartida, a aplicação de densidades de correntes maiores acarretam em gasto energético maior. Além disso, essa flexibilidade nas condições de processo ideais possibilita o ajuste do processo em prol da remoção de outro parâmetro que possua condições de remoção mais restrita.

Figura 28 - Remoção de COT variando densidade de corrente, tempo de processo, mantendo pH inicial fixo de 6,0



Fonte: Autor (2016).

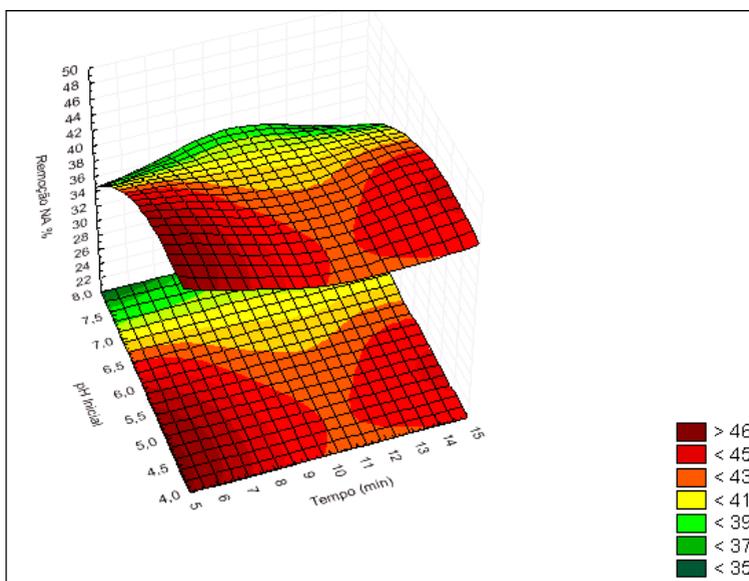
Na remoção do COT percebe-se que a tendência melhor de remoção ocorre com a aplicação de baixas densidades de corrente (50 Am^{-2}) e altos tempos de processo (15 min). Nessas condições a remoção chegou a 80,2%, por outro lado, a utilização de densidades de correntes mais altas, atreladas a baixos tempos de processo, reduziu a remoção para 64,7%. Isso indica que a utilização de reatores maiores (que possibilitem o aumento do tempo de residência no processo),

atrelado a aplicação de correntes baixas, atendem as remoções tanto do COT quanto da DQO.

O comportamento relacionado com o pH inicial foi verificado na remoção dos parâmetros de nitrogênio amoniacal e nitrogênio orgânico, conforme pode ser observado nas Figuras 29 e 30. Sob esse aspecto, ambos os efluentes tiveram o mesmo comportamento, a utilização de pHs iniciais mais baixos favoreceram a remoção desse parâmetro.

Para o nitrogênio amoniacal, a melhor remoção (47,2%) foi encontrada nas condições de alta densidade de corrente (150 Am^{-2}), atrelados a baixos tempos de processo (5 minutos).

Figura 29 - Remoção de Nitrogênio Amoniacal variando tempo e pH inicial, mantendo densidade de corrente fixa em 150 Am^{-2}



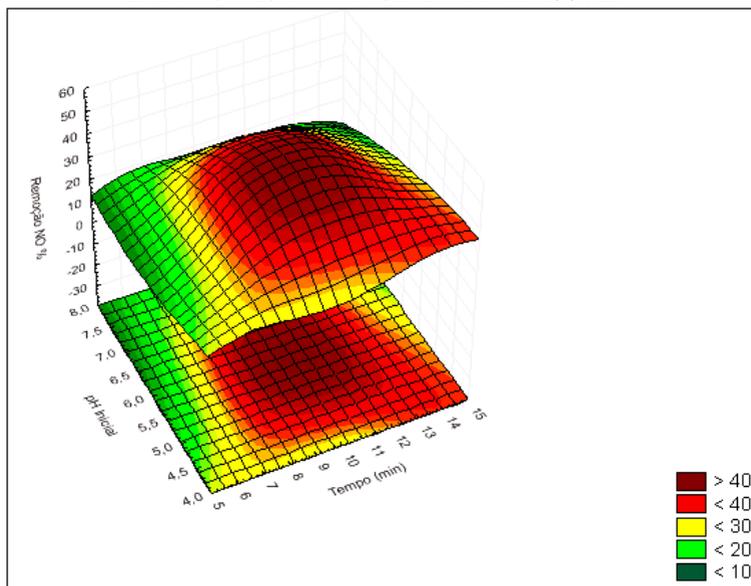
Fonte: Autor (2016).

De acordo com o gráfico verifica-se que mantendo pHs iniciais mais baixos (menores do que 6), as remoções ficam acima de 43%, mostrando que a variação de densidade de corrente e tempo de processo tem pouca influência na remoção desse contaminante.

Para o nitrogênio orgânico, a remoção máxima (49,4%) foi verificada na condição de 150 Am^{-2} , tempo de processo de 10 minutos e pH inicial de 6,0. Pela análise da Figura 30, percebe-se que a região de

pHs entre 5,5 e 7,0 coincide com a zona de maior remoção desse parâmetro.

Figura 30 – Remoção de Nitrogênio Orgânico variando tempo e pH inicial, mantendo densidade de corrente fixa em 150 A.m^{-2}



Fonte: Autor (2016).

Com base na análise dos resultados obtidos com o efluente primário, sugere-se que a condição ótima de processo seja com a aplicação de densidade de corrente de 100 A.m^{-2} , tempo de processo de 10 minutos e pH inicial de 4,0. Com a aplicação dessas condições de teste os valores finais para os parâmetros bem como o percentual de remoção foram, respectivamente, de: DQO (671 mgL^{-1} , 29,5%), Sólidos Suspensos (2 mgL^{-1} , 90,8%), Cor Aparente (79 mgPtCoL^{-1} , 81,3%), Turbidez (7 NTU, 80,6%), Fósforo Total ($0,5 \text{ mgL}^{-1}$, 86,0%), Nitrogênio Amoniacal ($8,2 \text{ mgL}^{-1}$, 42,3%), Nitrogênio Orgânico ($5,1 \text{ mgL}^{-1}$, 36,7%) e Carbono Orgânico Total (22 mgL^{-1} , 64,8%).

4.4 CONSIDERAÇÕES SOBRE OS DEMAIS PARÂMETROS ANALISADOS NOS TESTES

Em todos os testes realizados, o pH aumentou durante o processo. Além disso, ficou evidenciado a forte relação desse parâmetro entre a densidade de corrente aplicada e o tempo de processo. Essa constatação está de acordo com o estudo publicado por Gonzales (2008) que atrelou esse comportamento ao aumento da dissolução dos eletrodos acarretando em maior quantidade do agente coagulante, oxigênio dissolvido e hidrogênio nos eletrodos.

Kannan, Karthikeyan e Tamilselvan (2006) atribuem o aumento do pH ao excesso de íons hidroxilas produzidos no cátodo e pela liberação de OH^- , devido à ocorrência de uma troca parcial de íons Cl^- , pelos OH^- no $\text{Al}(\text{OH})_3$.

Com relação a condutividade, evidenciou-se a relação do espaçamento dos eletrodos de forma se conseguir as densidades de correntes estipuladas para cada teste. O efluente bruto apresentou condutividade inicial de $7.780 \mu\text{Scm}^{-1}$ enquanto que o efluente primário apresentou valor de $520 \mu\text{Scm}^{-1}$. Como o efluente primário apresentou condutividade menor do que o efluente bruto, menores espaçamentos foram aplicados para se conseguir a mesma densidade de corrente. Percebe-se que a condutividade varia de acordo com o pH inicial do processo, para o efluente bruto ocorreu diminuição do valor de condutividade em pHs iniciais de 4 e 6. Já em pH inicial 8, a condutividade aumentou, chegando a obter valores 38,56% maiores do que os iniciais.

De acordo com Chen, Chen e Yue (2000), o pH e a condutividade são parâmetros que interferem na eficiência do processo eletroquímico. O primeiro mais especificamente na formação do floco, gerado pela precipitação do $\text{Al}(\text{OH})_3$, e o segundo na densidade de corrente.

Com relação a variação da ORP, verificou-se que esse parâmetro possui forte relação com o pH inicial do meio reacional.

Estudos mostram que a variação de ORP do efluente, associada à medição de oxigênio dissolvido (OD) e pH mostra-se efetiva correlação ao parâmetro de DQO, tanto em processos contínuos ou em batelada. A grande parte dos estudos foram realizados em águas residuais urbanas embora alguns também foram realizados em efluentes industriais (por exemplo farmacêuticos) ou agrícola. Em reatores em batelada, OD, pH e ORP têm sido frequentemente utilizados para a fase otimização do processo (CHENG; LO; YIP, 2000; LI *et al.*, 2004; RA; LO;

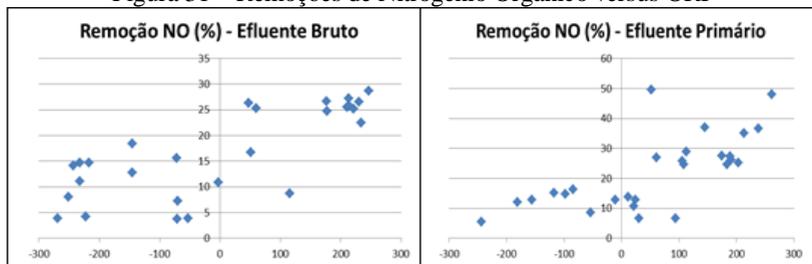
MAVINIC, 1997; SPAGNI; MARSILI-LIBELLI, 2009; WAREHAM; HALL; MAVINIC, 1993).

Ndegwa, Wang e Vadella (2007), estudaram a relação entre pH, oxigênio dissolvido (OD) e do potencial de oxidação-redução (ORP), durante a aplicação de baixa intensidade de aeração em águas residuais oriundas de indústria de laticínios, os autores concluíram que todos os três parâmetros (ORP, OD, e pH) apresentaram características definidoras na estabilização das águas residuais e, portanto, todas as três podem ser utilizados isoladamente ou em combinação para monitorizar e/ou controlar este processo de tratamento.

O monitoramento do ORP pode ainda ser utilizado como indicador do progresso das reações de nitrificação e desnitrificação no interior dos reatores (PEDDIE; MAVINIC; JENKINS, 1990). De acordo com Veja *et al.* (2012), em processos de tratamento biológico o potencial de oxirredução interfere na concentração de OD. Valores negativos para a ORP são verificados durante a fase de desnitrificação denotando que se trata de uma reação de redução.

Nos testes realizados, não houve monitoramento do OD, porém apenas com a análise do pH e da variação de ORP pode-se afirmar que pH iniciais menores (4 e 6) de processo mantem ORP positivas ao passo que pH inicial de 8,0 resultaram em ORPs negativas em ambos os efluentes. Dentre os parâmetros analisados, percebeu-se que a maior relação de remoções está atrelada aos compostos nitrogenados em especial o nitrogênio orgânico, onde ORPs positivas favoreceram a remoção desse parâmetro conforme mostra a Figura 31.

Figura 31 – Remoções de Nitrogênio Orgânico versus ORP



Fonte: Autor (2016).

4.5 COMPARAÇÃO ENTRE OS PARÂMETROS FINAIS DE QUALIDADE DO EFLUENTE BRUTO OBTIDO NO PROCESSO DE EC E TRATAMENTO CONVENCIONAL

Com base nas condições ótimas da aplicação da eletrocoagulação definida como: densidade de corrente de 100 A.m^{-2} , tempo de processo de 10 minutos e pH inicial de 4,0, avaliou-se a possibilidade de ambos na aplicação em reuso de efluentes. A Tabela 16 mostra a comparação dos resultados obtidos com a eletrocoagulação aplicada no efluente bruto e a eficiência obtida pelo método convencional.

Os valores de remoções obtidos para o efluente bruto não atingiram parâmetros suficientes para atendimento das legislações para lançamento de efluentes nem tampouco para água de reuso. Porém verifica-se que os valores finais obtidos são superiores aos conseguidos com o tratamento de coagulação/floculação convencional.

Os resultados mostram que a eletrocoagulação aplicada ao efluente bruto possui eficiência superior ao tratamento convencional na remoção de contaminantes como COT, fósforo total, nitrogênio orgânico, cor aparente e turbidez. A remoção de COT do efluente bruto pelo processo de eletrocoagulação chegou a 88,2% enquanto que no processo convencional essa remoção foi de 63,8%. Destaca-se também a remoção de fósforo que chegou a 89,4% enquanto que no processo convencional a remoção foi de apenas 24,3%. Além disso, os parâmetros de cor aparente e sólidos suspensos atingiram remoções de 95,2% e 98,5% na EC enquanto que no processo convencional as remoções foram respectivamente de 87,6% e 97,5%.

Tabela 16 - Comparação entre a EC e processo convencional de tratamento

Parâmetros	Resultados EC	Resultados Tratamento Convencional
COT (mgL^{-1})	21,0	63,0
DQO (mgL^{-1})	993,0	952,0
pH	6,3	5,7
FT (mgL^{-1})	0,5	3,6
NA (mgL^{-1})	18,2	14,2
NO (mgL^{-1})	7,0	8,1
Nitrogênio Total (mgL^{-1})	25,3	22,3
Cor Aparente (mgPtCoL^{-1})	164,0	422,0
Turbidez (NTU)	5,0	12,0
Sólidos Suspensos (mgL^{-1})	16,0	26,0

Parâmetros	Resultados EC	Resultados Tratamento Convencional
Condutividade (μS)	379,0	520,0
Cloretos (mgL^{-1})	170,4	184,6
<i>Oxidation Reduction Potencial</i> (mV)	210,3	203,0

Fonte: Autor (2016).

Dessa forma, a aplicação do processo de eletrocoagulação possui grande vantagem frente ao tratamento convencional, pois além de possibilitar um efluente de melhor qualidade, esse processo supera o convencional em simplicidade de operação, pois não exige ajustes finos (tais como dosagem ideal de coagulantes/floculantes, como é requerido no processo convencional) nem tampouco exige alterações bruscas no processo decorrentes da variação dos parâmetros de entrada do efluente.

Os ajustes necessários para o processo de eletrocoagulação se concentram principalmente na manutenção da densidade de corrente ideal do sistema, variável que pode facilmente ser controlada com a inversão automática dos eletrodos. Além disso, o controle do pH de entrada pode ser facilmente instalado com o uso de controladores de processo. Por fim, o tempo de retenção de efluente pode ser monitorado apenas com a variação da vazão de entrada de efluentes no reator de eletrocoagulação. Todos esses fatores colocam esse processo em grande vantagem de aplicação em escala industrial frente ao processo de coagulação/floculação convencional.

4.6 COMPARAÇÃO ENTRE OS PARÂMETROS FINAIS DE QUALIDADE DO EFLUENTE PRIMÁRIO OBTIDO NO PROCESSO DE EC COM OS DE LANÇAMENTO DE EFLUENTES/REUSO NA INDÚSTRIA

Para o efluente primário, a aplicação da eletrocoagulação possibilitou a análise de atendimento de legislação para lançamento de efluentes bem como a possibilidade de reuso desse efluente em processos que não exijam água potável. No Brasil, as legislações relacionadas aos parâmetros de lançamento de efluentes são o CONAMA nº 430 de 2011 (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE, 2011) e o Decreto Estadual nº 14.675 de 2009 (SANTA CATARINA, 2009).

Já com relação ao reuso de efluentes, a legislação (Resolução nº 54 de 2005 do Conselho Nacional de Recursos hídricos) incentiva a prática, porém, apenas a norma (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1997) estabelece os padrões de qualidade para o efluente no Brasil. Essa norma classifica em quatro tipos de classes de reuso (classe 1, 2, 3 e 4), sendo que a classe 1 é a mais restritiva e abrange as demais. Além disso, foi realizada a comparação dos parâmetros obtidos com o regulamento internacional (ESPANHA, 2007) e o Manual de água de alimentação para Torres de Resfriamento do fornecedor HD Equipamentos, conforme mostra a Tabela 17.

Tabela 17– Parâmetros obtidos com o efluente primário

Parâmetros	Efluente Primário	CONAMA n° 430/05	Lei n° 14.675/09	Reuso classe 2 ABNT 13.696/97	Dec. Real Espanha 1620	Manual Fabricante Torres
COT (mgL ⁻¹)	22,26	-	-	-	-	-
DQO (mgL ⁻¹)	670,5	-	-	-	-	-
pH	6,17	5,0 a 9,0	6,0 a 9,0	6,0 a 8,0	-	7 a 8,5
FT (mgL ⁻¹)	0,5	-	≤ 4,0	-	-	-
NA (mgL ⁻¹)	8,2	≤ 20,0	-	-	-	-
NO (mgL ⁻¹)	5,12	-	-	-	-	-
Turbidez (NTU)	2,3	≤ 100	-	≤ 5,0	≤ 15	-
Sólidos Suspensos (mgL ⁻¹)	2,4	-	-	-	≤ 35	≤ 1000
Condutividade (µS cm ⁻¹)	540	-	-	-	-	2.400
Cloreto (mgL ⁻¹)	198,8	-	-	-	-	≤ 300

Fonte: Conselho Nacional do Meio Ambiente (2011), Santa Catarina (2009), Associação Brasileira de Normas Técnicas (1997), Espanha (1997), Manual Funcionamento Torres de Resfriamento – HD Equipamentos (2015).

Pela análise dos resultados observa-se que a aplicação da eletrocoagulação no efluente primário consegue valores de atendimento de legislação para lançamento de efluentes (CONAMA n° 430/2011 e Decreto Estadual n° 14.675/09). Além disso, a simples aplicação de agentes bactericidas possibilita o atendimento da classe 2 de reuso de efluentes a ABNT 13.696/1997, com isso, pode-se reutilizar esse efluente em lavagens de pisos, calçadas e em descargas sanitárias. Além disso, verifica-se que a qualidade do efluente obtida também atende ao Decreto Real n° 1.620/2007 da Espanha, desde que o reuso seja realizado em áreas externas à produção de alimentos.

Os parâmetros para água de alimentação em torres de resfriamento são poucos restritivos. Dessa forma, de acordo com as características apresentadas pelo efluente final será possível aplica-lo na alimentação desses equipamentos.

Além disso, o efluente tratado poderia ser aplicado no preparo de floculantes na estação de tratamento de efluentes. Na unidade em estudo, cerca de 40m³/dia de água são utilizados nesse processo.

A Tabela 18, mostra as possibilidades de reuso bem como o volume que poderia ser economizado diariamente no consumo de água potável.

Tabela 18 – Oportunidades de reuso do efluente tratado

Possibilidades de reuso de efluente	Quantidade consumida (m³/dia)
Alimentação em Torres de Resfriamento	200
Lavagem de pisos	100
Descarga de sanitários	80
Preparação de floculantes (ETE)	40

Fonte: Autor (2016).

Os parâmetros de qualidade do efluente final atingido com a aplicação da eletrocoagulação no efluente primário se mostra bastante vantajoso, pois além do atendimento à legislações de lançamento de efluentes (com apenas duas etapas de tratamento: Tratamento preliminar (coagulação/floculação) e Eletrocoagulação, conseguiu-se parâmetros para águas de reuso.

Isso representa uma grande vantagem frente aos tratamentos convencionais (que utilizam principalmente os processos biológicos como tratamentos secundários), pois os tratamentos biológicos são

extremamente sensíveis à contaminantes, principalmente com agentes bactericidas que são largamente utilizados nesse tipo de indústria.

Além disso, o fato de haver elevação de pH ao longo do processo reduz a aplicação de soluções alcalinizantes na saída do efluente. Isso representa economia no custo do tratamento de efluentes.

A estabilidade do processo atrelada à simplicidade colocam esse processo em posição bastante favorável ao uso em escala industrial, principalmente em empresas que possuem dificuldades no atendimento dos parâmetros de lançamentos de efluentes. Além disso, propicia o reuso de águas, fonte bastante significativa na redução do consumo de águas utilizadas em grande escala em indústrias de processamento de pescado.

4.7 CÁLCULO DO CUSTO DOS ELETRODOS ENERGÉTICO DO PROCESSO

Para o cálculo do custo do processo, serão levadas em consideração a condição média de maior eficiência para cada teste. Com essas condições será calculada a quantidade de energia necessária e o gasto com os eletrodos.

As condições ideais de processo identificadas em ambos os testes foram de: densidade de corrente de 100 A.m^{-2} , tempo de processo de 10 minutos e pH inicial de 4,0. A Tabela 19, mostra as remoções dos parâmetros para cada tipo de efluente analisado.

Tabela 19 – Concentrações finais encontradas na condição de teste ideal

Parâmetros	Concentrações	Concentrações
	finais Efluente Bruto	finais Efluente Primário
COT (mgL^{-1})	20,0	22,0
DQO (mgL^{-1})	993	671,0
FT (mgL^{-1})	0,5	0,5
NA (mgL^{-1})	18,2	8,2
NO (mgL^{-1})	7,0	5,1
Cor Aparente (mgPt-CoL^{-1})	164,0	79,0
Turbidez (NTU)	15,0	7,0
Sólidos Suspensos (mgL^{-1})	16,0	2,0

Fonte: Autor (2016).

4.7.1 Cálculo do desgaste do eletrodo

Considerando a condição ótima de remoção de contaminantes, para ambos os efluentes (bruto e primário) foi de 100 A.m^2 , (representando uma corrente média no sistema de $1,325 \text{ A}$), tem-se o seguinte desgaste de eletrodo:

Consumo de massa de eletrodo:

$$m_{e1} = i.t.M / F.z \quad (\text{Eq 4})$$

Considerando: $i = 1,325 \text{ A}$ (correspondente a 100 A.m^2); $M = 27 \text{ g.mol}^{-1}$ (massa mola do Al); $F = 96.500 \text{ C.mol}^{-1}$ (Constante de Faraday) e $z = 3$ (número de elétrons envolvidos na reação de oxidação do elemento do ânodo).

Substituindo esses valores na equação 4, o consumo de massa do eletrodo será de: $m_{e1} = 0,445 \text{ g/h}$.

4.7.2 Consumo de energia elétrica

A determinação do custo de energia elétrica gasto no processo de eletrocoagulação é definido pela seguinte fórmula:

$$C_{\text{energia}} = U.i.t / V \quad (\text{Eq 5})$$

Considerando: $U = 12 \text{ V}$; $i = 1,325 \text{ A}$; $t = 1\text{h}$ e $V = 0,006 \text{ m}^3$ (volume de efluente tratado em 1h no processo em batelada).

$$C_{\text{energia}} = 12 \times 1,325 \text{ A} \times 1\text{h} / 0,006 \text{ m}^3$$

$$C_{\text{energia}} = 2,65 \text{ kW h/m}^3$$

4.7.3 Cálculo do custo de operação do sistema

O cálculo do custo do sistema considera a soma do desgaste dos eletrodos e do consumo energético levando em consideração a ampliação de escala. Na planta de processamento de pescado, a média de tratamento encontra-se na faixa de $91,7\text{m}^3/\text{h}$.

$$C_{\text{operação}} = a . C_{\text{energia}} + b . C_{\text{eletrodo}} \quad (\text{Eq 6})$$

Sendo: $a = 0,472242$ (valores em $\text{R\$/kWh}$); $C_{\text{energia}} =$ Consumo de energia, kW.h/m^3 efluente; $b = 23,33$ (custo mássico da

placa, R\$/kg); C eletrodo = consumo do eletrodo, kg/m³ efluente e a vazão do processo em escala real: 91,7m³/h.

Substituindo os valores tem-se:

$$C_{\text{operação}} = \text{R\$ } 1,26/\text{m}^3 \text{ ou } \text{R\$ } 115,54/\text{h}$$

O custo no processo obtido mostra resultados melhores do que os obtidos por Borba (2010) que aplicou a eletrocoagulação em efluente oriundo de indústria de laticínios onde obteve um custo de R\$ 3,11/m³ e Ferreira (2006) que aplicou a eletrocoagulação em efluente oriundo da indústria do papel, tendo um custo no tratamento de R\$ 2,84/m³.

Levando em consideração as possibilidades de reuso expressas na Tabela 18, a redução no consumo de água potável poderia chegar a 9.240m³/mês. Considerando o valor de R\$ 4,00/m³ pago a concessionária local pela água potável e o custo do tratamento por eletrocoagulação, a economia mensal seria em torno de R\$ 25.317,00.

5 CONCLUSÕES

Com base nos testes realizados verifica-se que a eletrocoagulação possui boa efetividade de remoção de contaminantes como COT, fósforo total, cor aparente, turbidez e sólidos suspensos.

As variáveis mais relevantes na eletrocoagulação aplicada ao efluente oriundo de pescado são a densidade de corrente e o tempo de processo. O pH mostrou relevância apenas na remoção dos parâmetros de nitrogênio amoniacal e nitrogênio orgânico.

O processo de EC aplicado no efluente bruto produziu um efluente com qualidade superior ao tratamento convencional na maioria dos parâmetros analisados, mostrando ser um processo simples e estável.

A aplicação da eletrocoagulação no efluente primário mostrou-se vantajosa, visto que a utilização de baixas densidades de correntes e tempos de processo já mostram resultados finais superiores aos conseguidos com o efluente bruto. Com os resultados obtidos no efluente primário foi possível verificar o atendimento a legislações de lançamento de efluentes bem como em alguns casos de reuso de efluentes possibilitando uma economia em até 420m³/dia em água potável.

O custo com o tratamento por eletrocoagulação (R\$ 1,26/m³), nas condições ideais de teste: densidade de corrente de 100 Am⁻², tempo de 10 minutos e pH inicial de 6,0 mostrou um custo razoável e que poderia ser utilizado em escala industrial.

O reuso mostra-se interessante, justificando o investimento em tratamentos mais avançados que possibilitem a oxidação da matéria orgânica dissolvida, remanescente no efluente tratado, para ampliação das possibilidades de reuso dentro da indústria.

REFERÊNCIAS

ADHOUM, N.; MONSER, L. Decolourization and removal of phenolic compounds from olive mill wastewater by electrocoagulation. **Chemical Engineering and Processing: Process Intensification**, v. 43, n. 10, p. 1281–1287, 2004.

AHMED, A. M. M.; ROY, K. Utilization and conservation of water resources in Bangladesh. **Journal of Developments in Sustainable Agriculture**, v. 2, n. 1, p. 35-44, 2007.

ÁLVAREZ P. M. A.; BELTRÁN, F. J.; RODRIGUES, E. M. Intregation of ozonation and an Anaerobic Sequencing Batch Reactor (AnSBR) for the treatment of cherry stillage. **Biotechnology Progress**, v. 21, n. 5, p. 1543-1551, 2005.

AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION. **Water quality and treatment: a handbook of community water supplies**. 4. ed. New York: McGraw-Hill, 1990.

APHA, AWWA. Standard methods for the examination of water and wastewater, 2012, 22th edition, American Public Health Association, DC.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Tanques sépticos** – Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação, NBR 13696/97. São Paulo, 1997. 60p.

AQUINO, S. **Avaliação do ozônio como pré-tratamento ao Processamento Anaeróbico de Vinhaça**. 2012. 94 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia, São Carlos, 2012. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-17102012-104938/publico/SamueldeAquino.pdf>>. Acesso em: 22 abr. 2016.

BABLON, G. *et al.* Fundamental aspects. In: LANGLAIS, B.; RECKHOW, D. A.; BRINK, D. R. (Eds). **Ozone in water treatment: application and engineering**. Chelsea, Michigan: Lewis Publishers, 1991. p. 11-132.

BALBINOT, E. **Eletrcoagulação no tratamento de efluentes da filetagem de pescado**. 2015. 172 p. Dissertação (Mestrado em Ciência dos Alimentos) - Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

BAZRAFESHAN, E.; MOEIN, H.; MOSTAFAPOUR, F. K.; NAKHAIE, S. Application of electrocoagulation process for dairy wastewater treatment. **Journal of Chemistry**, v. 2013, 2013.

BOLLYKY, L. J.; SILER, J. Removal of tributyl phosphate from aqueous solution by advanced ozone oxidation methods. In: OZONE WORLD CONGRESS, 9., 1989, New York. **Proceedings...** New York: International Ozone Association, 1989.

BORBA, F. H. **Aplicação dos processos foto-fenton e eletrofloculação no tratamento de efluente de curtume**. 2010. 161 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Centro de Engenharia e Ciências Exatas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, 2010.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G.; BARROS, M. T. L. de; VERAS JUNIOR, M. S., PORTO, M. F.; NUCCI, N. L. R.; JULIANO, N. M. de A.; EIGER, S. **Introdução à Engenharia ambiental**. São Paulo: Prentice Hall, 2002. 305p.

BRAILE, P.; CAVALCANTI, J. E. **Manual de tratamento de águas residuárias industriais**. São Paulo: CETESB, 1993.

BRASIL, Agência Nacional de Energia elétrica – ANEEL, Resolução Homologatória nº 1.927, de 4 de agosto de 2015, que homologa o resultado do Reajuste Tarifário Anual de 2015, as Tarifas de Energia – TE e as Tarifas de Uso do Sistema de Distribuição – TUSD referentes à Celesc Distribuição S.A. – Celesc-DIS e dá outras providências.

BRASIL. Resolução Conselho nacional de Recursos Hídricos nº 54, de 28 de novembro de 2005 – Estabelece critérios gerais para reuso de água potável. Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reuso direto não potável de água, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília – DF, novembro de 2005.

BREGA FILHO, D.; MANCUSO, P. C. S. Conceito de reuso de água. In: MANCUSO, P. C. S.; DOS SANTOS, H. F. (Eds.). **Reuso de água**. Barueri: Manole, 2003. p. 21-36.

BRITO, N. B.; SILVA, V. B. M. Processo oxidativo avançado e sua aplicação ambiental. **Revista Eletrônica de Engenharia Civil**, v.1, n. 2, p. 36-47, 2012.

CARAWAN, R. E.; CHAMBERS, J. V.; ZALL, R. R. **Spinoff on fruit and vegetable water and wastewater management**. Extension Special Report n. AM-18E, 1979.

CARAWAN, R. E. **Processing plant waste management guidelines - aquatic fishery products**. Raleigh, NC: Department of Food Science; North Carolina State University; Seafood & the Environmental, 1991. Disponível em: <<http://www.fpeac.org/seafood/ReductionWasteLoadSeafood.pdf>>. Acesso em: 1 out. 2014.

CARMONA, M.; KHEMIS, M.; LECLERE, J.P.; LAPICQUE, F. A simple model to predict the removal of oil suspensions from water using the electrocoagulation technique. **Chemical Engineering Science**, v. 61, n. 4, p. 1237-1246, 2006.

CERQUEIRA, A. A. **Aplicação de técnicas de eletrofloculação no tratamento de efluentes têxteis**. 2006. 111 f. Dissertação (Mestrado em Química) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.

CHEN, G. H. Electrochemical technologies in wastewater treatment. **Separation and Purification Technology**, v. 38, n. 1, p. 11-41, 2004.

CHEN, X.; CHEN, G.; YUE, P. L. Separation of pollutants from restaurant wastewater electrocoagulation. **Separation and Purification Technology**, v. 19, n. 1-2, p. 65-76, 2000.

CHENG, N.; LO, K. V.; YIP, K. H. Swine wastewater treatment in two-stage sequencing batch reactor using real-time control. **Journal of Environmental Science and Health**, v. 35, n. 3, p. 379-398, 2000.

CHOWDHURY, P.; VIRARAGHAVAN, T.; SRINIVASAN, A. biological treatment processes for fish processing wastewater – a review. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 2, p. 439-449, 2010.

COMBATT, M. P. M. **Aplicação de técnica de eletrocoagulação no tratamento de efluentes de abatedouros de aves**. 2014. 58 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia dos Alimentos) Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2014. Disponível em: <<http://www.locus.ufv.br/bitstream/handle/123456789/2945/texto%20completo.pdf?sequence=1&isAllowed=y>>. Acesso em: 22 abr. 2016.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 18 de maio de 2011.

CRESPILHO, F. N., REZENDE, M. O. O. **Eletroflotação: princípios e aplicações**. 1. ed. São Carlos: Rima, 2004.

CRISTÓVÃO, R. O. GONÇALVES, C.; BOTELLHO, C. M. MARTINS, R. J. E. BOAVENTURA, R. A. R. Chemical oxidation of fish canning wastewater by Fenton's reagent. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 2, n. 4, p. 2372-2376, 2014.

CUBAS, A. L. Y. **Floculação em meio granular expandido**. 1999. 130 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1999.

DALLAGO, R. M.; DI LUCCIO, M.; KÜN, M. E.; KREBS, J. DO NASCIMENTO, M. S.; BENAZZI, T. L.; VENQUIARUTO, L. D.; MORES, R. Eletrofloculação aplicada ao tratamento de efluentes laticínios. **Perspectiva**, Erechim, v. 36, n. 135, p. 101-111, 2012.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. 2. ed. São Carlos: Rima, 2005. [v. 2].

DONINI, J. C.; SZYNKARCZUK, J. K.; HASSAN, J. T. A.; KAR, K. L. Operating cost of electrocoagulation. **The Canadian Journal of Chemical Engineering**, v. 72, n. 6, p. 1007-1012, 1994.

DUAN, J.; GREGORY J. Coagulation by hydrolysing metal salts. **Advances in Colloid and Interface Science**, v. 100-102, p. 475-502, 2006.

DURÀN, N.; KUNZ, A.; MORAES, S. G.; PERALTAZAMORA, P. Novas tendências no tratamento de efluentes têxteis. **Química Nova**, v. 25, n. 1, p. 78-82, 2002.

ESPAÑA. Por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas. Real Decreto 1620/2007, de 7 de diciembre. **Boletín Oficial [del] Estado**, 8 dez. 2007.

ESPINOZA-QUIÑONES, F. R.; FORNARI, M. T.; MÓDENES, A. N.; PALÁCIO, S. M.; SILVA, F. G.; SZYMANSKI, N.; KROUMOV, A.D.; TRIGUEROS, D. E. G. Pollutant removal from tannery effluent by Electrocoagulation. **Chemical Engineering Journal**, v. 151, n. 1-3, p. 59-65, 2009.

FAO. Agriculture Data: FAOSTAT. [s.l: s.n.].

FEDERAÇÃO DAS INDÚSTRIAS DO ESTADO DE SÃO PAULO.
CENTRO DAS INDÚSTRIAS DO ESTADO DE SÃO PAULO.
Conservação e reuso de água para indústria. Manual de orientações para o Setor Industrial. São Paulo: FIESP; CIESP, 2004. 90 p. [v. 1]

FERREIRA, L. H. **Remoção de sólidos em suspensão de efluente da indústria de papel por eletroflotação**. 2006. 82 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Faculdade de Engenharia Química, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2006.

FERREIRA, S. S. F. Comportamento químico do alumínio e do ferro em meio aquoso e implicações no tratamento de água. **Sanare**, v. 6, n. 6, p. 50-58, 1997.

GABARDO FILHO, H. **Estudo e projeto de reatores fotoquímicos para o tratamento de efluentes químicos**. 2005. 156 f. Dissertação

(Mestrado em Engenharia Química) – Faculdade de Engenharia Química, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2005.

GENENA, A. K. **Tratamento de efluente agroindustrial contendo compostos persistentes por meio dos processos de coagulação – floculação, fenton, foto-fenton, foto-peroxidação e ozonização.** 2009. 139 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Pós-graduação em Engenharia Química, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2009.

GIORDANO, G. **Tratamento e controle de efluentes industriais.** Rio de Janeiro: Departamento de Engenharia Sanitária e Meio Ambiente; UERJ, 2005. 81 p. (Apostila).

GONZALES, J. F. **Wastewater treatment in the fishery industry.** Rome: FAO, 1996. 52 p. (FAO Fisheries Technical Paper 355).

GONZALES, L. G. V. **O efeito de diferentes eletrodos metálicos na eletrocoagulação de efluentes oleosos.** 2008. 116 f. Dissertação (Mestrado) – Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008. Disponível em: <<https://www.lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/131326/000981234.pdf?sequence=1>>. Acesso em: 22 out. 2016.

GRASSI, P. **Avaliação da remoção de nitrogênio e fósforo da estação de tratamento de efluentes de um abatedouro avícola.** 2014. Trabalho de conclusão de curso (Engenharia Ambiental) – Universidade federal de Santa Maria, Santa Maria, 2014. Disponível em: <http://w3.ufsm.br/frederico/images/TCC_final_PATR%C3%83_CIA_GRASSI.pdf>. Acesso em: 22 abr. 2016.

GUERRERO, L. OMIL, F.; MÉNDEZ, R.; LEMA, J. M. Anaerobic hydrolysis and acidogenesis of wastewaters from food industries with high content of organic solids and protein. **Water Research**, v. 33, n. 15, p. 3281-3290, 1999.

HASSEMER, M. E. N. **Tratamento de efluente têxtil – processo físico-químico com ozônio e floculação em meio granular.** 2000. 151 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2000.

HD EQUIPAMENTOS. Manual do equipamento. Cajamar, HD Equipamentos, 2015. 2 p.

HEIDMANN, I.; CALMANO, W. Removal of Zn(II), Cu(II), Ni(II), Ag(I) and Cr(VI) present in aqueous solutions by aluminium electrocoagulation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 152, n. 3, p. 934-941, 2008.

HESPANHOL, I. Potencial de reuso de água no Brasil: agricultura, indústria, municípios e recarga de aquíferos. In: MANCUSO, P.; SANTOS, H. dos (Orgs.). **Reuso de água**. Barueri: Manole, 2003. p. 37-96.

HOLT, P. K.; BARTON, G. W.; MITCHELL, C. A. The future for electrocoagulation as a localised water treatment technology. **Chemosphere**, v. 59, n. 3, p. 355-367, 2005.

HOLT, P. K. **Electrocoagulation**: unravelling and synthesising the mechanisms behind a water treatment process. 2002. 229 f. Thesis (Doctor of Philosophy in Chemical Engineering) – Department of Chemical Engineering, University of Sydney, Sydney, 2002.

HORNES, M. O.; QUEIROZ, M. I. **Evaluation of the growth of cyanobacterium *Aphanothece microscopica* Nägeli in effluent of fishing industry**. In: INTERNATIONAL CONGRESS OF CHEMICAL AND PROCESS ENGINEERING, 16., 2004. Proceedings... Prague: ČSCHI, 2004.

HOSNY, A. Y. Separating oil from oil-water emulsion by electroflotation technique. **Separation Technology**, v. 6, n. 1, p. 9-17, 1996.

HOSSAIN, M.; MAHMUD, I.; PARVEZ, S.; CHO, H.M. Impact of current density, operation time and pH textile wastewater treatment by eletrocogulation process. **Environmental Engineering Research**, v. 18, n. 3, p. 157-161, 2013.

HUANG, W. J.; CHENG, Y. L. CHENG, B. L. Ozonation by products and determination of extracellular release in freshwater algae and

cyanobacteria. **Environmental Engineering Science**, v. 25, n. 2, p. 139-152, 2008

IKEHATA, K.; NAGHASHKAR, N. J.; GAMAL EL-DIN, M. Degradation of aqueous pharmaceuticals by ozonation and advanced oxidation processes: a review. **Ozone: Science & Engineering**, v. 28, n. 6, p.353-414. 2006.

IKEURA, H.; KOBAYASHI, F.; TAMAKI, M. Removal of residual pesticides in vegetables using ozone microbubbles. **Journal of Hazardous Materials**, v. 186, n. 1, p. 956-959, 2010.

İRDEMEZ, S.; YILDIZ, Y. S.; TOSUNOĞLU, V. Optimization of phosphate removal from wastewater by electro coagulation with aluminum plate electrodes. **Separation and Purification Technology**, v. 52, n. 2, p. 394-401, 2006.

KAJITVICHYANUKUL, P.; LU, M.; JAMROENSAN, A. Formaldehyde degradation in the presence of methanol by photo-Fenton process. **Journal of Environmental Management**, v. 86, n. 3, p. 545-553, 2007.

KANNAN N.; KARTHIKEYAN G.; TAMILSELVAN, N. Comparison of treatment potential of electrocoagulation of distillery effluent with and without active Areca catechu nut carbon. **Journal of Hazardous Materials**, v. 137, n. 3, p.1803-1809, 2006.

KANG, Y. W.; HWANG, K. -Y. Effects of reaction conditions on the oxidation efficiency in the Fenton process. **Water Research**, v. 34, n. 10, p. 2786-2790, 2000.

KHELIFA, A.; MOULAY, S.; NACEUR, A. W. Treatment of metal finishing effluents by the electroflotation technique. **Desalination**, v. 181, n. 1-3, p. 27-33, 2005.

KNITTEL, D.; SCHOLLMAYER, E. Functional group analysis on oxidized surfaces of synthetic textile polymers. **Talanta**, v. 76, n. 5, p. 1136-1140, 2008.

KOBYA, M.; BAYRAMOĞLU, M.; EYVAZ, M. Tecno-economical evaluation of electrocoagulation for the textile wastewater using

electrode connections. **J. Hazard Mater.**, v. 184, n. 1-2, p. 311-318, 2007.

KOBYA, M.; CIFTCI, C.; BAYRAMOGLU, M.; SENSOY, M. T. Study on the treatment of waste metal cutting fluids using electrocoagulation. **Separation and Purification Technology**, v. 60, n. 3, p. 285-291, 2008.

KOBYA, M.; DELIPINAR, S. Treatment of the baker's yeast wastewater by electrocoagulation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 154, n. 1-3, p. 1133-1140, 2008.

KOBYA, M.; HIZ, H.; SENTURK, E.; AYDINER, C.; DEMIRBAS, E. Treatment of potato chips manufacturing wastewater by electrocoagulation. **Desalination**, v. 190, n. 1-3, p. 201-211, 2006.

KUMAR, P. R.; CHAUDHARI, S.; KHILAR, K. C.; MAHAJAN, S. P. Removal of arsenic from water by electrocoagulation. **Chemosphere**, v. 55, n. 9, p. 1245-1252, 2004.

KUNZ, A. **Remediação de efluente têxtil**: combinação entre processo químico (ozônio) e biológico (*Phanerochaete chrysosporium*). 1999. 130 f. Tese (Doutorado em Química) – Instituto de Química, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1999.

KURT, U.; APAYDIN, O. M.; GONULLU, M. T. **Reduction of COD in wastewater from an organized tannery industrial region by Electro-Fenton process**. *Journal of Hazardous Materials*, v. 143, p. 33-40, 2007.

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, n. 2, p. 198-205, 2010.

LÉDO, P. G. da Silva. **Flotação por ar dissolvido na clarificação de águas com baixa turbidez utilizando sulfato de alumínio e sementes de Moringa oleífera como coagulantes**. 2008. 123 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2008. Disponível em:

<<http://repositorio.ufrn.br/handle/123456789/15886>>. Acesso em: 15 abr. 2016.

LIM, J.; KIM, T.; HWANG, S. Treatment of fish-processing wastewater by co-culture of *Candida rugopelliculosa* and *Brachionus plicatilis*. **Water Research**, v. 37, n. 9, p. 2228-2232, 2003.

LIU, S. X. **Food and agricultural wastewater utilization and treatment**. 1. ed. Ames: Blackwell, 2007.

LORA, E. E. S. **Prevenção e controle da poluição nos setores energético, industrial e de transporte**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2002.

LUBENOW, L. A. **Redução na carga orgânica de efluentes com herbicida atrazina utilizando a integração dos processos de eletrocoagulação e foto-fenton**. 2011. 47 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Curso de Engenharia Ambiental) - União Dinâmica de Faculdade Cataratas, Foz do Iguaçu, 2011. Disponível em: <<http://www.udc.edu.br/monografia/monoamb166.pdf>>. Acesso em: 09 fev. 2016.

LUCAS, A. P. C.; KOETZ, P. R.; PRZYBYLSKI, S. L. A. Tratamento anaeróbio de efluentes do processamento de corvina (*Micropogonias furnieri*) em reator UASB. **Vetor**, v. 10, n. 9, p. 113-124, 2000.

LYKLEMA, J. Surface chemistry of colloids in connection with stability. In: IVES, K. J. (Ed.). **The scientific basis of flocculation**. Alphen aan den Rijn: Sijhoff and Noordoff, 1978. p. 3-36.

MAKHOTKINA, O. S.; PREIS, S. V.; PARKHOMCHUK, E. V. Water delignification by advanced oxidation processes: Homogeneous and heterogeneous Fenton and H₂O₂ photo-assisted reactions. **Applied Catalysis B: Environmental**, v. 84, n. 3-4, p. 134-140, 2008.

MALDANER, T. L. **Levantamento das alternativas de minimização dos impactos gerados pelos efluentes de abatedouros e frigoríficos**. 2008. 69 f. Monografia (Especialização em Higiene e Inspeção de Produtos de Origem Animal) – Departamento de Higiene e Inspeção de Alimentos de Origem Animal, Universidade Castelo Branco, Brasília, DF, 2008.

MARTINS, R. C.; JIMÉNES, B. M.; CASTRO-SILVA, S.; QUINTA-FERREIRA, R. M. Enhancing Agro-Industrial wastewater deputation by ozone oxidation. **Ozone: Science & Engineering**, v. 34, n. 5, p. 387-396, 2012.

MEDEIROS, D. R. **Tratamento de efluentes do branqueamento da polpa celulósica por processos oxidativos avançados baseados em ozônio**. São Carlos, 2008. 144p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010.

MENDES, C. G. N. **Estudo da coagulação e floculação de águas sintéticas e naturais com turbidez e cor variáveis**. 1989. Tese (Doutorado.) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1989.

MIERZWA, J.C., HESPANHOL, I., **Água na indústria -Uso racional e reuso**. São Paulo, Oficina de Textos, 2005.

MIYAKI, H.; ADACHI, S.; SUDA, K.; KOJIMA, Y. Water recycling by floating media filtration and nanofiltration at a soft drink factory. **Desalination**, v. 131, n. 1-3, p. 47-53, 2000.

MÓDENES, A. N.; ESPINOZA-QUIÑONES, F. R.; BORBA, F. H.; MANENTI, D. R. Performance evaluation of an integrated photo-Fenton – Electrocoagulation process applied to pollutant removal from tannery effluent in batch system. **Chemical Engineering Journal**, v. 197, p. 1-9, 2012.

MOGAMI, S. Reuso de água no Brasil. **Revista Hydro**, São Paulo, n. 61, p. 18-29, 2011.

MOLLAH, M. Y. A.; SCHENNACH, R.; PARGA, J. R.; COCKE, D. L. Electrocoagulation (EC): science and applications. **Journal of Hazardous Materials**, v. 84, n. 1, p. 29-41, 2001.

MURPHY, N. **Meat processing environmental impacts: environmental impacts from meat and fish processing**. Waste Reduction Resource Center, 2006. Disponível em: <<http://e4r4.tetradyn.com/chem-bio-med-health-docmts/IDLH-toxic-chemicals/industry-emission->

exposure/air-emissions-meta-fish-processing-industry.htm>. Acesso em: 19 ago. 2015.

MUTHUKUMARAN, S.; BASKARAN, K. Organic and nutrient reduction in a fish processing facility - a case study. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 85, p. 563-570, 2013.

NAIR, C. Pollution control through water conservation and wastewater reuse in the fish processing industry. **Water Science and Technology**, v. 22, n. 9, 113-121, 1990.

NDEGWA, P. M.; WANG, L.; VADELLA, V. K. Potencial strategies for process control and monitoring of stabilization of dairy wastewaters in batch aerobic treatment systems. **Process Biochemistry**, v. 42, n. 9, p. 1272-1278, 2007.

NIERO, R. **Viabilidade do uso de ozônio no tratamento de efluentes têxteis, estudo de caso**: Riccieri Confecções, Morro da Fumaça, SC. 2011. 60 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Curso de Engenharia Ambiental) - Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, 2011. Disponível em: <<http://repositorio.unesc.net/bitstream/1/1268/1/Ranieri%20Niero.pdf>>. Acesso em: 25 out. 2015.

NIMNU, N. **Waste minimization of cold storage factory**. Case study: freezing fish factory. 1998. Thesis (Master of Science in Environmental Technology) - King Mongkut's University of Technology Thonburi, Bangkok, 1998.

ORTEGA, F. S., PANDOLFELLI, V. C., RODRIGUES, J.A., SOUZA, D. P. F. Aspectos da reologia e da estabilidade de suspensões cerâmicas Parte III: Mecanismo de estabilização eletroestérica de suspensões com alumina. **Cerâmica**, v. 43, n. 282-283, p. 113-119, 1997.

PALÁCIO, S. M.; FAGUNDES-KLEN, M. R.; OLIVEIRA, C. C.; GARCIA, J. C.; MANENTI, D. R. Combinação dos processos eletrocoagulação e fotocatalise heterogênea no tratamento de efluente têxtil clorado. **Engevista**, v. 17, n. 3, p. 407-420, 2015.

PAVANELLI, G. **Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor ou turbidez**

elevada. 2001. 216 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.

PEDDIE, C. C.; MAVINIC, D. S.; JENKINS, C. J. Use of ORP monitoring and control of aerobic sludge digestion. **Journal of Environmental Engineering**, v. 116, n. 3, p. 461-471, 1990.

PERA-TITUS, M., GARCIA-MOLINA, V.; BAÑOS, M.A.; GIMÉNEZ, J.; ESPULGAS, S. Degradation of chlorophenols by means of Advanced oxidation processes: a general review. **Applied catalysis B: Environmental**, v. 47, n. 4, p. 219-256, 2004.

PRIMO, O.; RIVEIRO, M. J.; ORTIZ, I. Photo-fenton process as an efficient alternative to the treatment of landfill leachates. **Journal of Hazardous Materials**, v. 153, n. 1-3, p. 834-842, 2008.

PROENÇA, A. C.; NUNES, M. L.; BARATA, F. **Clean technologies in sardine canning industry**. In: ÁSMUNDUR, G.; ÓLUVA, N. (Eds.). WEFTA Plenary Meeting on the Faroe Islands, 30. 2000. **Proceedings...** Tórshavn: Føroya fróðskaparfelag, 2001 p. 145-149.

In: OZONE WORLD CONGRESS, 9., 1989, New York. **Proceedings...** New York: International Ozone Association, 1989.

PULKA, S.; MARTIKAINEN, M.; BHATNAGAR, A.; SILLANPAA, M. Electrochemical methods for the removal of anionic contaminants from water – a review. **Separation and Purification Technology**, v. 132, p. 252-271, 2014.

RA, C. S.; LO, K. V.; MAVINIC, D.S. Swine wastewater treatment by batch-mode 4-sytag process: loading rate control using ORP. **Environmental Technology**, v. 18, n. 6, p. 616-622, 1997.

RICHTER, C. A.; AZEVEDO NETTO, J. **Tratamento de água**. Tecnologia atualizada. São Paulo: Blucher, 1991. 332 p.

RIVAS, F. J.; CARBAJO, M.; BELTRÁN, F.; GIMENO, O.; FRADES, J. Comparison of different advanced oxidation processes (AOPs) in the

presence of perovskites. **Journal of Hazardous Materials**, v. 155, n. 3, p. 407-414, 2008.

ROLLÓN, A. P. **Anaerobic digestion of fish processing wastewater with special emphasis on hydrolysis of suspended solids**. 1999. 125 p. Dissertation (Doctor) - Wageningen Agricultural University, Wageningen, 1999.

ROSA, M. A. **Tratamento de efluente de indústria papelreira por processo combinado químico (ozonização) e enzimático (lacase)**. 2004. 70 f. Tese (Doutorado em Química) – Instituto de Química, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2004.

ROSALES, E.; PAZOS, M.; SANROMÁN, S.A. Advances in the electro-Fenton process for remediation of recalcitrant organic compounds. **Chemical Engineering Technology**, v. 35, n. 4, p. 609-617, 2012.

SANTA CATARINA. Lei nº. 14.675, de 13 de abril de 2009. Institui o Código Estadual do Meio Ambiente e estabelece outras providências. **Diário Oficial [do] Estado de Santa Catarina**, 14 abr. 2009. Disponível em: <<http://www.blumenau.sc.gov.br/governo/fundacao-do-meio-ambiente/pagina/legislacao-faema&download=c4a02d1a187b47640e3a4c12d35443e4>>. Acesso em: 10 mar. 2016.

SHALABY, A.; NASSEF, E.; MUBARK, A.; HUSSEIN, M. Phosphate removal from wastewater by electrocoagulation using aluminium electrodes. **American Journal of Environmental Engineering and Science**, v. 1, n. 5, p. 90-98, 2014.

SILVA, A. L. C. **Processo eletrolítico: uma alternativa para o tratamento de águas residuárias**. 2002. 60 f. Monografia (Especialização Ambiental) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2002.

SILVA, L. C. M. **Reutilização de meios de cultivo de *Arthrospira (Spirulina) platensis* tratados com carvão ativado em pó e diferentes agentes coagulantes**. 2014. 91 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Bioquímica-Farmacêutica) – Universidade de São Paulo, Faculdade de Ciências Farmacêuticas, São Paulo, 2014. Disponível em:

<<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/9/9134/tde-18122014-152224/pt-br.php>>. Acesso em: 9 maio 2016.

SKORONSKI, E. **Introdução aos processos de condicionamento de água para reuso**. Tubarão: UNISUL, 2008.

SPAGNI, A.; MARSILI-LIBELLI, S. Nitrogen removal via nitrite via in a sequencing batch reactor treating sanitary landfill leachate. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 2, p. 609-614, 2009.

TEIXEIRA, C. P. A. B.; JARDIM, W. F. **Processos oxidativos avançados: conceitos teóricos**. Campinas: UNICAMP/IQ, 2004. v. 3. (Caderno Temático).

THRANE, M.; NIELSEN, E. H.; CHRISTENSEN, P. Cleaner production in Danish fish processing – Experiences, status and possible future strategies. **Journal of Cleaner Production**, v. 17, n. 3, p. 380-390, 2009.

TIMOFIECSYK, F.R.; PAWLOWSKY, U. Minimização de resíduos na indústria de alimentos: revisão. **Boletim do CEPPA**, Curitiba, v. 18, n. 2, p. 221-236, 2000.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. **Cleaner production** - key elements. 50. 2000. Disponível em: <http://www.uneptie.org/pc/cp/understanding_cp/home.htm>. Acesso em: 20 ago. 2015.

UTTAMANGKABOVORN, M.; PRASERTSAN, P.; KITTIKUN, H. A. Water conservation in canned tuna (pet food) plant in Thailand. **Journal of Cleaner Production**, v. 13, n. 6, p. 547-555, 2005.

VEJA, P. T. M. de LA; SALAZAR, E. M. de; JARAMILLO, M. A.; CROS, J. New contributions to the ORP & DO time profile characterization to improve biological nutrient removal. **Bioresource Technology**, v. 114, p. 160-167, 2012.

VEPSÄLÄINEN, M. **Electrocoagulation in the treatment of industrial water and wastewaters**. 2012. 150 p. Thesis (Doctor of

Science – Technology) - Lappeenranta University of Technology, Mikkeli, 2012. (VTT Science 19).

WAREHAM, D. G.; HALL, K. J.; MAVINIC, D. S. Real-time control of wastewater treatment systems using ORP. **Water Science and Technology**, v. 28, n. 11-12, p. 273-282, 1993.

WEBER, C.C., CYBIS, L.F., BEAL, L.L. Conservação da água aplicada a uma indústria de papelão ondulado. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 15, n. 3, p. 291-300, 2010.

WU, J.; DOAN, H. Disinfection of recycled red-meat-processing wastewater by ozone. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v. 80, n. 7, p. 828-833, 2005.

ZHANG, H.; CHOI, H. J.; HUANG, C.-P. Optimization of Fenton process for the treatment of landfill leachate. **Journal of Hazardous Material**, v. 125, n. 1-3, p. 166-174, 2005.