

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA DE
PROCESSOS QUÍMICOS E BIOQUÍMICOS**

MATEUS CESCO POTRICH

**APLICAÇÃO DE ELETROCOAGULAÇÃO NO TRATAMENTO DE
EFLUENTES DE ABATEDOURO DE AVES UTILIZANDO
ELETRODOS DE FERRO E ALUMÍNIO PARA REMOÇÃO DE
NUTRIENTES**

DISSERTAÇÃO

**PATO BRANCO
2019**

MATEUS CESCO POTRICH

**APLICAÇÃO DE ELETROCOAGULAÇÃO NO TRATAMENTO DE
EFLUENTES DE ABATEDOURO DE AVES UTILIZANDO
ELETRODOS DE FERRO E ALUMÍNIO PARA REMOÇÃO DE
NUTRIENTES**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos da Universidade Tecnológica Federal do Paraná como requisito parcial para obtenção de título de “Mestre em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos”, - Área de concentração: Química de Materiais.

Orientadora: Dra. Raquel Dalla Costa Da Rocha.

Co-orientadora: Dra. Mariana de Souza Sikora



TERMO DE APROVAÇÃO DE DISSERTAÇÃO Nº 102

A Dissertação de Mestrado intitulada “**Aplicação de eletrocoagulação no tratamento de efluentes de abatedouros de aves utilizando eletrodos de ferro e alumínio para a remoção de nutrientes**”, defendida em sessão pública pelo candidato **Mateus Cescon Potrich**, no dia 17 de dezembro de 2019, foi julgada para a obtenção do título de Mestre em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos, área de concentração Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos, e aprovada em sua forma final, pelo Programa de Pós-Graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos.

BANCA EXAMINADORA:

Prof.^a Dra. Raquel Dalla Costa da Rocha – Presidente – UTFPR

Prof. Dr. Márcio Barreto Rodrigues – UTFPR

Prof.^a Dra. Leila Denise Fiorentin Ferrari – UNIOESTE

A via original deste documento encontra-se arquivada na Secretaria do Programa, contendo a assinatura da Coordenação após a entrega da versão corrigida do trabalho.

Pato Branco, 10 de fevereiro de 2020.

Carimbo e assinatura do Coordenador do Programa.

P864a Potrich, Mateus Cescon.
Aplicação de eletrocoagulação no tratamento de efluentes de abatedouro de aves utilizando eletrodos de ferro e alumínio para remoção de nutrientes / Mateus Cescon Potrich. -- 2019.
95 f. : il.

Orientadora: Profa. Dra. Raquel Dalla Costa da Rocha
Coorientadora: Profa. Dra. Mariana de Souza Sikora
Dissertação (Mestrado) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná.
Programa de Pós-Graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos. Pato Branco, PR, 2019.
Inclui bibliografia

1. Fósforo. 2. Nitrogênio. 3. Eutroficação. 4. Eletroquímica. I. Rocha, Raquel Dalla Costa da, orient. II. Sikora, Mariana de Souza, coorient. III. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos. IV. Título.

CDD (22. ed.) 660.281

Ficha Catalográfica elaborada por
Suélem Belmudes Cardoso CRB9/1630
Biblioteca da UTFPR Campus Pato Branco

AGRADECIMENTO

Agradeço à minha família, mãe, pai e Manu pela vida, pelo conforto emocional, por priorizar minha educação, por me dar a liberdade para sonhar e o apoio e incentivo suficiente para realizar.

Agradeço ao meu Mozi e meus Migos por serem meu refúgio sentimental, elevarem minha autoestima, e serem meu alívio cômico.

Agradeço a todos os cientistas que vieram antes e aos que ainda virão, pelo esforço, pela dedicação e por acreditarem num mundo mais justo.

À minha orientadora Profe Raquel e a coorientadora Profe Mariana, pela confiança, transparência e paciência no relacionamento.

À Elen, que se enquadra na categoria Migos também, com quem divido por justiça a autoria deste trabalho.

Colegas da empresa, ao Christian pela compreensão e liberdade para ajustar meus horários. Ao Cleomar e Luciana que entenderam minhas ausências e resolveram o que fosse possível. Ao Renan pela coleta das amostras. À Elivânia e Lauana pela ajuda no laboratório. Ao Edeval pelas placas e eletrodos.

RESUMO

O Brasil é um dos maiores produtores e exportadores de carne de frango do mundo e o efluente desta indústria possui alta carga poluidora, principalmente conteúdo de matéria orgânica e nutrientes, cujo despejo pode causar eutrofização nos corpos hídricos receptores. A eletrocoagulação tem sido estudada para a remoção de diferentes poluentes de diversas origens e por isso o objetivo deste trabalho foi avaliar o processo de eletrocoagulação no tratamento de efluentes de um abatedouro de aves utilizando eletrodos de ferro e alumínio para remoção de nutrientes. Após a caracterização dos efluentes, um Delineamento Composto Central Rotacional DCCR 2³ foi aplicado para avaliar a influência das variáveis independentes densidade de corrente, pH inicial e tempo nas variáveis de resposta remoção nitrogênio e fósforo totais. Na melhor condição encontrada para remoção de nutrientes, foi investigada também a remoção dos demais parâmetros físico-químicos, microbiológicos e ecotoxicológicos e avaliado o custo do tratamento para definir qual material de eletrodo, ferro ou alumínio, foi mais eficiente. No efluente bruto, adotando a melhor condição com densidade de corrente 20 mA cm⁻², pH original do efluente 6,2, e tempo de 20 min, os resultados de remoção de nitrogênio e fósforo foram parecidos para os dois materiais de eletrodo. O tratamento com eletrodo de ferro apresentou melhor remoção de DQO, óleos e graxas, sólidos e ecotoxicidade além de ser mais barato (R\$ 16,52 m⁻³). No efluente polido, o tratamento com eletrodo de alumínio foi mais eficiente nas condições densidade de corrente 30 mA cm⁻², pH original do efluente 8 e tempo 10 min e obteve o menor custo R\$ 15,56 m⁻³. O tratamento com eletrodo de ferro adicionou cor, turbidez e sólidos ao efluente polido, devido formação de flocos leves e dificuldade de separação e a oxidação de íons ferro. Ambos os eletrodos reduziram a ecotoxicidade do efluente polido. Os tratamentos não foram efetivos para redução de nitrogênio amoniacal e parâmetros microbiológicos, e aumentaram o pH final em ambos os efluentes. No caso do tratamento com eletrodo de ferro, o pH final extrapola os limites estabelecidos na legislação necessitando correção para lançamento em corpos hídricos. Os resultados mostram os eletrodos de ferro e alumínio são eficientes na remoção de nutrientes e outros poluentes, sendo a eletrocoagulação, um tratamento viável para efluentes de abatedouros de aves.

Palavras-chaves: Fósforo. Nitrogênio. Eutrofização. Eletroquímica. Custo.

ABSTRACT

Brazil is one of the largest chicken meat producers and exporters in the world and this industry wastewater has a high pollutant load, mainly organic matter and nutrients content, which discharge can cause eutrophication in the receiving water bodies. Electrocoagulation has been studied to remove different pollutants from different sources, therefore, this work objective was to evaluate the electrocoagulation process in a poultry slaughterhouse wastewater treatment using iron and aluminum electrodes to remove nutrients. After wastewater characterization, a Central Composite Rotatable Design 2^3 , was applied to evaluate the independent variables influence as current density, initial pH and time on the response variables as total nitrogen and phosphorus removal. In the best condition found for nutrients removal, the other physical-chemical, microbiological and ecotoxicological parameters removal was also investigated and the treatment cost was evaluated to determine which electrode material, iron or aluminum, was most efficient. In the raw wastewater, selected the best condition was current density 20 mA cm^{-2} , original wastewater pH 6.2, and a time of 20 min, the nitrogen and phosphorus removal results were similar for both electrodes material. Iron electrode treatment showed better COD, oils and greases, solids and ecotoxicity removal, besides being cheaper (R \$ 16.52 m^{-3}). In the polished wastewater, the treatment with aluminum electrode was more efficient under the conditions current density 30 mA cm^{-2} , original pH 8 and time 10 min and obtained the lowest cost R \$ 15.56 m^{-3} . The iron electrode treatment added color, turbidity and solids to the polished wastewater, due to the light flakes formation, separation difficulty and iron ions oxidation. Both electrodes reduced the ecotoxicity in the polished wastewater. The treatments were ineffective for ammonia nitrogen and microbiological parameters reduction, besides increased the final pH in both wastewater. In the iron electrode treatment case, the final pH exceeds the limits established by legislation, requiring correction for release into water bodies. The results show that the iron and aluminum electrodes are efficient in nutrients and other pollutants removal, and the electrocoagulation being a viable treatment for poultry slaughterhouses wastewater.

Keywords: Phosphorus. Nitrogen. Eutrophication. Electrochemistry. Cost.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Características comuns do efluente de abatedouros	18
Tabela 2 - Categorias de tratamentos de efluentes	19
Tabela 3 - Estudos aplicando eletrocoagulação em efluentes de frigoríficos	36
Tabela 4 - Padrões de qualidade de efluente e corpos hídricos receptores.	41
Tabela 5 - Parâmetros para caracterização do efluente	45
Tabela 6 - Descrição da solução de Hoangland	48
Tabela 7 - Fatores utilizados para o Planejamento Fatorial 2 ³ para cada material do eletrodo estudado e em cada amostra de efluente	48
Tabela 8 - Características do efluente bruto e polido	54
Tabela 9 - Resumo dos resultados do DCCR 2 ³ para o efluente bruto	57
Tabela 10 - Análise de variância para o eletrodo de ferro no efluente bruto	58
Tabela 11 - Análise de variância para o eletrodo de alumínio no efluente bruto	61
Tabela 12 - Resumo dos resultados do DCCR 2 ³ para o efluente polido	64
Tabela 13 - Análise de variância para o eletrodo de ferro no efluente polido	65
Tabela 14 - Análise de variância para o eletrodo de alumínio no efluente polido	69
Tabela 15 - Comparação dos resultados para o efluente bruto e o tratamento com eletrodo de Fe e Al	75
Tabela 16 - Custos com o tratamento do efluente bruto	80
Tabela 17 - Comparativo das variáveis independentes com custos de tratamento.	82
Tabela 18 - Comparação dos resultados para o efluente polido e o tratamento com eletrodo de Fe e Al	85
Tabela 19 - Custos com o tratamento do efluente polido	89

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Produção, consumo e exportações de carne de aves no Brasil	16
Figura 2 - Dupla camada elétrica	22
Figura 3 - Representação dos mecanismos de desestabilização de sistemas coloidais.	23
Figura 4 - Representação de uma unidade básica de eletrocoagulação	24
Figura 5 - Diagrama E-pH do ferro a 25 °C	30
Figura 6 - Diagrama E-pH para alumínio a 25 °C	30
Figura 7 - Diferentes configurações de conexões dos eletrodos	33
Figura 8 - Esquema da estação de tratamento de efluentes e pontos de amostragem	44
Figura 9 - Arranjo do reator de eletrocoagulação (a) e posicionamento dos eletrodos (b)	49
Figura 10 - Aspecto visual do efluente bruto (a) e polido (b)	53
Figura 11 - Ecotoxicidade em algas L. Minor no efluente bruto e polido.	55
Figura 12 - Superfície de resposta para remoção de nitrogênio e fósforo total com pH em função da densidade de corrente quando tempo 20 min no efluente bruto utilizando eletrodo de Fe.	59
Figura 13 - Superfície de resposta para remoção de nitrogênio e fósforo total com tempo em função da densidade de corrente quando pH 7 no efluente bruto utilizando eletrodo de Fe.	60
Figura 14 - Superfície de resposta para remoção de nitrogênio e fósforo total com tempo em função do pH quando densidade de corrente 20 mA cm ⁻² no efluente bruto utilizando eletrodo de Fe.	60
Figura 15 - Superfície de resposta para remoção de nitrogênio e fósforo total com pH em função da densidade de corrente quando tempo 20 min no efluente bruto utilizando eletrodo de Al.	62
Figura 16 - Superfície de resposta para remoção de nitrogênio e fósforo total com tempo em função do pH quando densidade de corrente 20 mA cm ⁻² no efluente bruto utilizando eletrodo de Al	63
Figura 17 - Superfície de resposta para remoção de nitrogênio e fósforo total com tempo em função da densidade de corrente quando pH 7 no efluente bruto utilizando eletrodo de Al	63
Figura 18 - Superfície de resposta para remoção de nitrogênio e fósforo total com pH em função da densidade de corrente quando tempo 20 min no efluente polido utilizando eletrodo de Fe	67
Figura 19 - Superfície de resposta para remoção de nitrogênio e fósforo total com tempo em função da densidade de corrente quando pH 7 no efluente polido utilizando eletrodo de Fe	67
Figura 20 - Superfície de resposta para remoção de nitrogênio e fósforo total com tempo em função do pH quando densidade de corrente 20 mA cm ⁻² no efluente polido utilizando eletrodo de Fe	67
Figura 21 - Superfície de resposta para remoção de nitrogênio e fósforo total com pH em função da densidade de corrente quando tempo 20 min no efluente polido utilizando eletrodo de Al.	70
Figura 22 - Superfície de resposta para remoção de nitrogênio e fósforo total com tempo em função da densidade de corrente quando pH 7 no efluente polido utilizando eletrodo de Al.	71

Figura 23 - Superfície de resposta para remoção de nitrogênio e fósforo total com tempo em função do pH quando a densidade de corrente 20 mA cm^{-2} no efluente polido utilizando eletrodo de Al.	71
Figura 24 - Eletrocoagulação do efluente bruto com eletrodo de ferro (a) balão de decantação (b) e efluente clarificado após tratamento (c)	73
Figura 25 - Eletrocoagulação do efluente bruto com eletrodo de alumínio (a) balão de decantação (b) e efluente clarificado após tratamento (c)	74
Figura 26 - Ecotoxicidade em algas L. Minor no efluente bruto e tratado com Fe e Al.	79
Figura 27 - Aspecto do lodo gerado no tratamento do efluente bruto com eletrodo de ferro (a) e alumínio (b)	80
Figura 28 - Aspecto dos eletrodos de ferro (a) e alumínio (b) antes (1) e depois (2) do tratamento.	81
Figura 29 - Eletrocoagulação do efluente polido com eletrodo de ferro (a) balão de decantação (b) e efluente clarificado após tratamento (c)	84
Figura 30 - Eletrocoagulação do efluente polido com eletrodo de alumínio (a) balão de decantação (b) e efluente clarificado após tratamento (c)	84
Figura 31 - Ecotoxicidade em algas L. Minor no efluente polido e tratado com Fe e Al.	88
Figura 32 - Aspecto do lodo gerado no tratamento do efluente polido com eletrodo de ferro (a) e alumínio (b)	90

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	12
4. OBJETIVOS	14
4.1. OBJETIVO GERAL	14
4.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	14
5. REFERENCIAL TEÓRICO	15
5.1. A INDÚSTRIA DA CARNE DE FRANGO	15
5.1.1. Água e efluente nos abatedouros de frango	16
5.2. ELETROCOAGULAÇÃO	20
5.2.1. Partículas coloidais	21
5.2.2. Mecanismos de funcionamento	24
5.2.3. Variáveis que afetam o processo eletrocoagulação	26
5.2.3.1. Material do eletrodo	26
5.2.3.2. Densidade da corrente	28
5.2.3.3. pH	29
5.2.3.4. Condutividade	31
5.2.3.5. Configuração do reator e equipamentos	31
5.2.4. Aplicações	35
5.3. NUTRIENTES	37
5.3.1. Nitrogênio	37
5.3.2. Fósforo	38
5.3.3. Limites legais e tratamentos	40
6. MATERIAL E MÉTODOS	44
6.1. COLETA DE AMOSTRAS	44
6.2. CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE	45
6.2.1. Testes de Ecotoxicidade	47
6.3. DELINEAMENTO COMPOSTO CENTRAL ROTACIONAL 2 ³ (DCCR)	48
6.3.1. Configuração do reator e execução dos ensaios	49
6.4. APLICAÇÃO DO TRATAMENTO NA MELHOR CONDIÇÃO	51
6.4.2. Avaliação de Custo	51
7. RESULTADOS E DISCUSSÃO	53
7.1. CARACTERIZAÇÃO DOS EFLUENTES	53
7.2. INFLUÊNCIA DAS VARIÁVEIS INDEPENDENTES	56
7.2.1. Resultados do efluente bruto	56
7.2.1.1. Resultados utilizando eletrodo de ferro	57

7.2.1.2. Resultados utilizando eletrodo de alumínio	61
7.2.2. Resultados do efluente polido	64
7.2.2.1. Resultados para eletrodo de ferro	65
7.2.2.2. Resultados para eletrodo de alumínio	68
7.3. APLICAÇÃO DO TRATAMENTO NA MELHOR CONDIÇÃO	72
7.3.1. Melhor condição para efluente bruto	72
7.3.1.1. Avaliação de custo para efluente bruto	79
7.3.2. Melhor condição para efluente polido	83
7.3.2.1. Avaliação de custo para efluente polido	89
8. CONCLUSÃO	91
REFERÊNCIAS	93

1. INTRODUÇÃO

O Brasil é o segundo maior produtor e o maior exportador de carne de frango do mundo, segundo a Associação Brasileira de Proteína Animal (ABPA, 2019). O crescimento econômico global previsto para os próximos 10 anos, associado ao aumento do poder de consumo das famílias principalmente nos países em desenvolvimento, deve aquecer a produção e exportação agroindustrial, colocando a proteína de frango brasileira como um setor estratégico no mapa do desenvolvimento nacional e garantindo sua presença no mercado mundial.

Dentro do território brasileiro, a região sul é a protagonista na produção e exportação da carne de frango. O processo de abate e industrialização dessa proteína animal é um grande consumidor de água e conseqüentemente a geração de efluentes preocupa as entidades de proteção ambiental. O efluente dos abatedouros de aves é caracterizado por possuir alta carga poluidora principalmente pela presença de matéria orgânica, tais como óleos, graxas e nutrientes como nitrogênio e fósforo (USEPA, 2002).

A disponibilidade de nitrogênio e fósforo é importante para a manutenção da vida aquática porque servem de nutrientes para algas, que são as principais fontes de oxigenação principalmente em corpos hídricos lânticos. Porém, o excesso de disponibilidade destes nutrientes pode gerar desequilíbrio no desenvolvimento de algas o que pode causar a eutrofização em corpos d'água. Além disso, altas concentrações de nitrogênio e fósforo em águas naturais podem ser um problema nas estações de tratamentos de água quando captadas para abastecimento humano ou industrial, dificultando a tratabilidade e causando complicações operacionais. Por isso é necessário monitorar a qualidade dos efluentes quanto às concentrações de nitrogênio e fósforo, tanto para melhorar as etapas de tratamento biológico dos efluentes nas próprias plantas industriais, quanto no efluente tratado antes do lançamento no corpo hídrico receptor.

Tradicionalmente, métodos de tratamento biológicos são empregados para remoção de nitrogênio e fósforo de efluentes. Estes sistemas requerem grandes áreas para implantação, alto consumo de eletricidade quando operam por vias aeróbias, dificuldades de controle do processo, além de produzirem grandes quantidades de lodo. Outros métodos empregados, principalmente na remoção de

fósforo, são as técnicas de coagulação/flotação que quando comparadas aos sistemas biológicos, requerem menor área e proporcionam maior controle operacional, com altas taxas de remoção de poluentes. Porém os processos de coagulação/flotação convencionais com dosagem de sais metálicos, também podem oferecer desvantagens, como o risco de segurança no armazenamento e utilização dos agentes químicos corrosivos e aumento dos custos de tratamento e da quantidade de lodo gerado (USEPA, 2009).

A eletrocoagulação vem sendo estudada nas últimas décadas como um processo promissor para remoção de diversos poluentes de diferentes origens. Combinada com outras técnicas de tratamento pode ser o caminho para o atendimento dos padrões estabelecimentos para lançamento de efluentes ou mesmo para reuso do recurso hídrico. A eletrocoagulação é baseada na geração *in situ* de agentes coagulantes, geralmente hidróxidos metálicos polivalentes, para a desestabilização de materiais suspensos e coloidais, formando flocos que podem ser removidos por decantação ou flotação, em função da massa e estabilidade do floco. Além disso, vem se mostrando uma alternativa ao tratamento químico convencional, demonstrando altas taxas de eficiência na remoção de poluentes e economicamente mais barata (MOUSSA et al., 2017).

Existem diversas variáveis que afetam o processo de eletrocoagulação, sendo as mais comumente investigadas, a densidade da corrente, o tempo da reação, o material do eletrodo, o pH inicial, a condutividade da solução eletrolítica, além da configuração dos reatores. Geralmente estudos empíricos são conduzidos através de planejamento experimental para encontrar as variáveis que afetam significativamente o tratamento para encontrar a melhor condição para remoção de determinado poluente. Outros fatores relevantes podem ser levados em consideração, como os custos e gastos com o tratamento, para avaliar sua viabilidade econômica.

4. OBJETIVOS

4.1. OBJETIVO GERAL

Avaliar o processo de eletrocoagulação no tratamento de efluentes de um abatedouro de aves utilizando eletrodos de ferro e alumínio para remoção de nitrogênio e fósforo totais.

4.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterizar os efluentes bruto e polido do abatedouro de aves quanto aos parâmetros microbiológicos, físico-químicos e ecotoxicológicos;
- Avaliar a influência da densidade de corrente, do pH inicial e do tempo de eletrocoagulação na eficiência de remoção de nitrogênio e fósforo totais por meio de um Delineamento Composto Central Rotacional 2³ – nos dois efluentes (bruto e polido) e dois materiais do eletrodo (ferro e alumínio);
- Determinar qual material de eletrodo e quais as condições operacionais para a melhor eficiência de remoção dos nutrientes em ambos os efluentes;
- Avaliar a remoção dos parâmetros de caracterização dos efluentes na melhor condição determinada em ambos os materiais de eletrodo;
- Estimar o custo operacional do processo de eletrocoagulação e comparar qual material de eletrodo (ferro ou alumínio) oferece menor custo.

5. REFERENCIAL TEÓRICO

5.1. A INDÚSTRIA DA CARNE DE FRANGO

O Brasil está entre os maiores produtores e exportadores mundiais de carne de ave, gado e suína, e a produção deve continuar seguindo um rápido crescimento na próxima década. Destaque especial é dado à carne de ave, na qual o Brasil ocupa as principais posições mundiais em termos de produção e exportação (OECD/FAO, 2015). O relatório anual da Associação Brasileira de Proteína Animal (ABPA) indica a produção de 12,855 milhões de toneladas de carne de frango ao longo de 2018, sendo o Brasil o segundo lugar na produção mundial da proteína de frango, ficando atrás somente dos Estados Unidos da América (EUA), com produção de 19,361 milhões de toneladas, e superando a China, que ocupa o terceiro lugar na produção mundial com 11,7 milhões de toneladas (ABPA, 2019).

Porém, quando o assunto é exportação, o Brasil supera os EUA, com 4,101 milhões de toneladas, contra as 3,244 norte-americanas. Em terceiro lugar nos principais países exportadores aparece a União Europeia (UE-28). A receita do Brasil em 2018 com a exportação de carne de frango foi de 6,571 bilhões de dólares. O Brasil exporta esta proteína para os cinco continentes, sendo os principais mercados em volume de exportação para os países asiáticos (China e Japão) e Oriente Médio (Arábia Saudita) (ABPA, 2019).

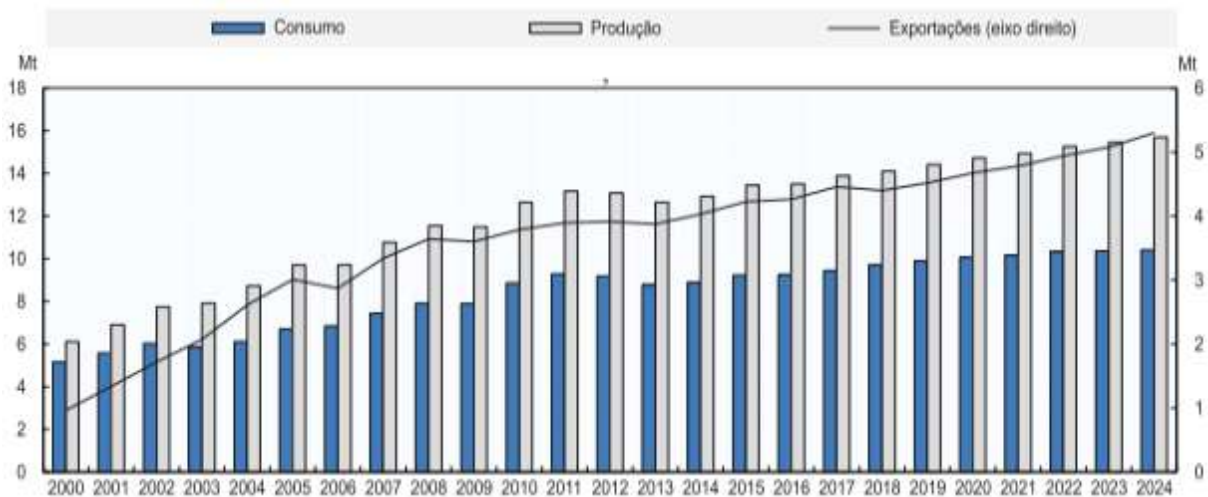
A produção de carne de frango se distribui em todo território nacional, contudo a maior região produtora está localizada na região sul do Brasil. Mais de 64,9% da produção nacional é concentrada nos três estados sulistas: 35,5% no Paraná, 14,8% em Santa Catarina e 14,6% no Rio Grande do Sul; sendo estes três estados os responsáveis por mais de 78% das exportações deste tipo de carne no Brasil (ABPA, 2019). As regiões oeste paranaense e oeste catarinense concentram os maiores rebanho de frango de corte e grandes agroindústrias, principalmente cooperativas agrícolas, constituindo-se um território de liderança nacional neste segmento (BELUSSO; HESPANHOL, 2010).

Em relação às perspectivas, quando se trata do consumo interno per capita dos três tipos principais de carne, será balanceado refletindo o desenvolvimento econômico permanente do Brasil. O consumo per capita de carne deve atingir 83 kg/pessoa em 2024, crescendo 5,8 kg/pessoa quando comparado com o período de

2004-2014. Devido ao aumento modesto do preço da proteína de aves em relação às demais proteínas primárias, esta deve ser a escolha preferida pelo brasileiro, aumentando 39,3 kg/pessoa/ano para 42,3 kg/pessoa/ano, mais da metade do consumo total de proteína animal (OECD/FAO, 2015).

O crescimento esperado é de 22% para a produção de aves até 2024, atingindo 15,7 milhões de toneladas conforme demonstra da Figura 1, e com o consumo interno aumentando mais lentamente, elevará o superávit exportável projetando 5,3 milhões de toneladas, correspondendo à presença de 31% no mercado mundial de carne de aves (OECD/FAO, 2015).

Figura 1 - Produção, consumo e exportações de carne de aves no Brasil



Fonte: (OECD/FAO, 2015).

No Brasil, a manutenção da produtividade e o crescimento da produção devem colaborar com os objetivos de redução da pobreza e da desigualdade social, com uma perspectiva de sustentabilidade ambiental (OECD/FAO, 2015). Produtos animais particularmente requerem uma quantidade maior de água por unidade de energia nutricional comparado aos produtos de origem vegetal (GERBENS-LEENES; MEKONNEN; HOEKSTRA, 2013).

5.1.1. Água e efluente nos abatedouros de frango

Quando se olha para a cadeia de produção de carne de frango, a maior quantidade de água consumida está associada à alimentação do frango,

principalmente o cultivo dos grãos para ração e a dessedentação animal. Nessa perspectiva de consumo de água e poluição, aparece também como processos de maior uso da água aquela utilizada para limpeza e operação dos matadouros/abatedouros (GERBENS-LEENES; MEKONNEN; HOEKSTRA, 2013).

A quantidade de águas residuais descartadas de operações de processamento em uma planta de abate avícola pode variar de 20 a 40 litros por ave abatida, sendo 25 litros um valor típico médio (ERYURUK; UN; OGUTVEREN, 2018). No Brasil, o Ministério da Agricultura, Pecuária e do Abastecimento estabelece o consumo médio de água em matadouros de aves toma por base o volume de 30 litros por ave abatida (BRASIL, 1998).

A água é utilizada na limpeza dos produtos, limpeza e sanitização de equipamentos da produção, e para transportar resíduos para fora das áreas produtivas. A água também pode ser usada como parte do processo produtivo, para esquentar as aves e facilitar a remoção das penas e para refrigerar as carcaças e reduzir a temperatura. Embora uma porção da água seja reusada ou reciclada, a maior parte ainda se torna efluente e é descartada no meio ambiente (USEPA, 2002).

O tratamento de águas residuais emergiu como uma grande preocupação na indústria de carnes devido aos custos operacionais elevados e a busca por alternativas menos impactantes e mais eficientes, além da presença de consumidores mais conscientes sobre os impactos ambientais do seu poder de escolha e requisitos legais mais restritivos para a disposição dos efluentes (COMBATT et al., 2017).

O principal poluente nos efluentes dos matadouros é a matéria orgânica (AWANG et al., 2011). O efluente não tratado dessas atividades contém uma alta concentração de produtos orgânicos biodegradáveis dissolvidos, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos suspensos totais (SST), óleos e graxas, patógenos, e nutrientes como nitrogênio e fósforo. Também já foi relatada a presença de alguns metais como cobre e zinco, que são aditivos da alimentação animal (USEPA, 2002).

A alta carga orgânica biodegradável causa diminuição do oxigênio dissolvido no corpo receptor dos efluentes, levando a níveis insuficientes para sobrevivência de peixes e invertebrados, enquanto altas taxas de nutrientes são as principais causas de eutrofização. Além disso, a presença de nitrogênio na forma de amônia, assim

como óleos e graxas, pode ser altamente tóxica para comunidades aquáticas (USEPA, 2002). Os microrganismos patogênicos de resíduos animais também podem ser transmitidos para humanos em contato com a água e, portanto, restringir o uso dos recursos hídricos causando problemas de saúde no contato de recreação ou consumo (AWANG et al., 2011; USEPA, 2002).

Comumente os efluentes de abatedouros apresentam as características descritas na Tabela 1, podendo variar de acordo com quantidade de animais abatidos e as tecnologias empregadas no processo industrial (BUSTILLO-LECOMPTE; MEHRVAR, 2015).

Tabela 1 - Características comuns do efluente de abatedouros

Parâmetro	Variação	Média
Carbono Orgânico Total (mg L ⁻¹)	70 - 1.200	546
Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg L ⁻¹)	150 - 4.635	1.209
Demanda Química de Oxigênio (mg L ⁻¹)	500 - 15.900	4.221
Nitrogênio Total (mg L ⁻¹)	50-841	427
Sólidos Suspensos Totais (mg L ⁻¹)	270-6.400	1.164
pH	4,90-8,10	6,95
Fósforo Total (mg L ⁻¹)	25-200	50
Cor (mg L ⁻¹ Pt)	175-400	290
Turbidez (FAU)	200-300	275

Fonte: (BUSTILLO-LECOMPTE; MEHRVAR, 2015) adaptado.

O tratamento das águas residuais tornou-se crucial devido à poluição da água doce e à poluição causada pela descarga de efluentes não tratadas adequadamente, especialmente nos países em desenvolvimento. De acordo com as diferenças de localização, recursos econômicos, características das águas residuais, e os padrões de qualidade exigidos na legislação, diversas técnicas podem ser adotadas para o tratamento de efluentes. A contínua diminuição da disponibilidade de recursos de água doce atualizou os objetivos no campo de tratamento de águas residuais visando o reuso (ERYURUK; UN; OGUTVEREN, 2018).

As fases de tratamento para efluentes de abatedouros são similares aos de esgotos municipais e podem incluir as etapas: preliminar, primária, secundária e terciária (VALTA et al., 2015). Os métodos de tratamento podem ser classificados nas categorias descritas na Tabela 2.

Tabela 2 - Categorias de tratamentos de efluentes

Etapa	Método	Objetivo	Tecnologias
Preliminar	Físicos	Remover partículas e sólidos grosseiros	Grades, filtros, peneiras, equalizador, homogeneizador, flotor, decantador
Primário	Físico-químicos	Separar sólidos suspensos e coloidais do meio aquoso	Flotador de ar dissolvido, coagulação e flotação, eletrocoagulação, membranas filtrantes
Secundário	Biológicos	Remover compostos orgânicos solúveis	Filtros, reatores e lagoas anaeróbicas e/ou aeróbicas
Terciário	Processos Oxidativos Avançados	Oxidar e degradar materiais orgânicos e inorgânicos, eliminando principalmente patógenos	Ozonização, radiação gamma.
Disposição final	Fertirrigação	Utilizar os componentes biodegradáveis do efluente como fertilizante para solos agricultáveis	Bombeamento, adução e irrigação

Fonte: (BUSTILLO-LECOMPTE; MEHRVAR, 2015) adaptado.

Comumente, os efluentes de abatedouros são pré-tratados por peneiramento, equalização, coleta de sangue, e separação de gordura, seguidos por tratamento físico-químicos incluindo flotor de ar dissolvido, coagulação, flotação e tratamento biológico secundário. Por vezes é necessária adição de um tratamento terciário para atendimento da legislação (BUSTILLO-LECOMPTE; MEHRVAR, 2015).

Os processos de tratamento aeróbio são limitados pelo alto consumo de energia necessário para aeração e alta produção de lodo. Além disso, o tratamento anaeróbico de efluentes de matadouros é frequentemente prejudicado pelo acúmulo de sólidos suspensos e gorduras flutuantes no reator, o que leva a uma redução na atividade metanogênica e eliminação da biomassa (BAZRAFESHAN et al., 2012).

Mesmo que os processos biológicos sejam eficazes e econômicos, requerem longo tempo de retenção hidráulica e grandes volumes de reator, alta concentração de biomassa e controle da perda de lodo para evitar a lavagem do lodo ativado (BAZRAFESHAN et al., 2012). Isso os torna menos atraentes do que os tratamentos físico-químicos, que requerem um tempo de retenção mais curto (DROGUI et al., 2008).

Há uma variedade de processos físico-químicos utilizados para tratamento de água como flotação por ar dissolvido e coagulação-flotação que são amplamente utilizados para remoção de sólidos suspensos totais, coloidais e gorduras (ASSELIN et al., 2008). Sais polivalentes de ferro e alumínio, como cloreto férrico e policloreto de alumínio (PAC) são comumente utilizados como agentes coagulantes nos

tratamento convencionais, porém oferecem risco ao manuseio e armazenamento por serem corrosivos (USEPA, 2009).

Uma alternativa para ao tratamento físico-químico convencional são os sistemas de tratamento eletroquímico. As principais vantagens deste processo são que geralmente não há necessidade de controle de temperatura e pH, uma vez que é realizado em temperatura ambiente e pH neutro (ERYURUK; UN; OGUTVEREN, 2018). Em comparação com a coagulação convencional, a eletrocoagulação tem muitas vantagens, como equipamentos simples, fácil operação e possibilidade de automação, tempo de retenção curto, baixa produção de lodo e nenhuma exigência de adição química (BAYAR et al., 2011).

5.2. ELETROCOAGULAÇÃO

As pesquisas relacionadas à tecnologia eletroquímica aplicada no tratamento de água e efluente aumentaram significativamente nos últimos 20 anos (ZHENG et al., 2017). Estes aparecem como uma opção ecologicamente correta que gera menos lodo, não requer aditivos químicos, sem comprometer a qualidade da água tratada. Eletrocoagulação, eletroxidação e eletroflotação são tecnologias relativamente novas que estão disponíveis e utilizam os conceitos de eletroquímica (MOUSSA et al., 2017).

A eletrocoagulação detém os benefícios da coagulação, flotação e eletroquímica no mesmo processo. A eletrocoagulação e a coagulação/flotação utilizam a mesma teoria. Os dois métodos de tratamento objetivam a remoção de partículas do meio aquoso, por meio da desestabilização/neutralização das forças repulsivas que atuam nas partículas em suspensão. Partículas suspensas maiores são formadas a partir da neutralização de forças repulsivas que ao se estabilizarem são mais facilmente separadas da matriz aquosa (MOUSSA et al., 2017).

A principal vantagem da eletrocoagulação em relação à coagulação/floculação química é que esta última usa coagulantes/floculantes químicos, sais metálicos ou polieletrólitos, enquanto na eletrocoagulação os coagulantes são gerados *in situ* pela oxidação eletrolítica de um material anódico apropriado que resulta em uma quantidade menor de lodo. Outra grande vantagem da eletrocoagulação sobre coagulação/floculação e outros métodos convencionais de tratamento de água é o potencial de tratamento de água oleosa, onde a presença

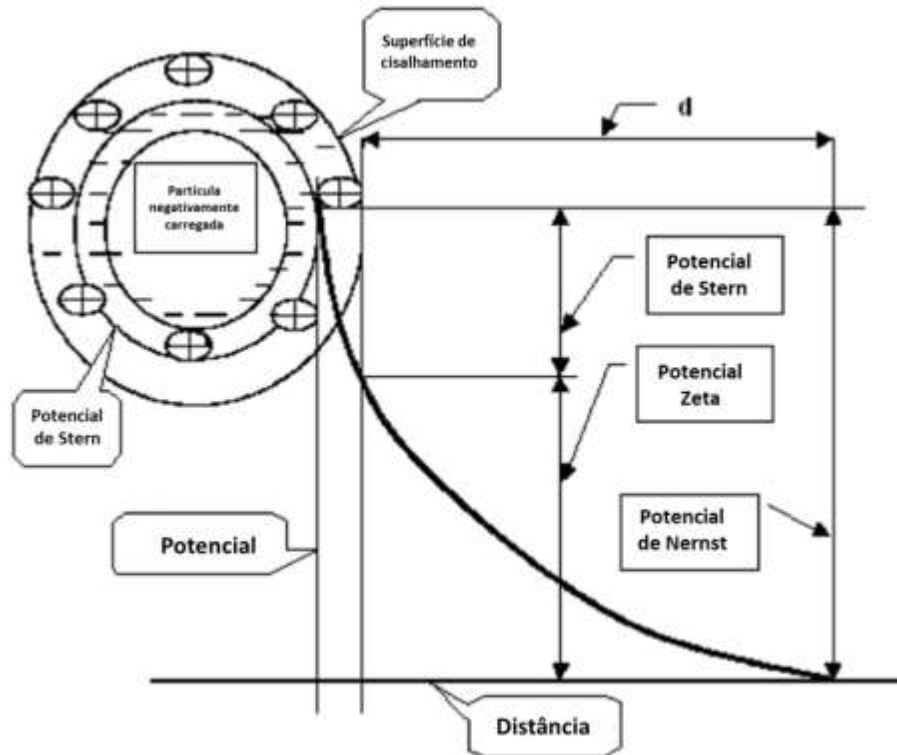
da corrente elétrica pode contribuir para a eletrocoalescência de gotículas de óleo (MOUSSA et al., 2017).

5.2.1. Partículas coloidais

As partículas coloidais existem em muitos sistemas naturais e de engenharia. A estabilidade das partículas coloidais é frequentemente explicada pela presença de cargas elétricas repulsivas e estimada considerando as forças de interação. Quando forças repulsivas são dominantes, o sistema permanecerá em um estado disperso. Do contrário, quando as forças de interação dominam, as partículas irão coagular/flocular e as suspensões podem ser desestabilizadas. Partículas com a mesma carga repelem-se mutuamente, de modo que essa repulsão precisa ser minimizada se a desestabilização for requerida (MOUSSA et al., 2017).

Os coloides são partículas microscópicas que estão tipicamente na faixa de 0,001 a 10 μm , resultando em uma proporção muito pequena de massa para uma dada área de superfície. A suspensão e a estabilidade das partículas coloidais na água são atribuídas ao fato de que elas carregam uma carga similar, geralmente carregadas negativamente, por isso elas se repelem e permanecem suspensas (GHERNAOUT; NACEUR; GHERNAOUT, 2011). Para neutralizar a carga, as partículas com carga contrária são usadas para atrair a superfície dos coloides formando uma dupla camada elétrica, como ilustrado na Figura 2.

Figura 2 - Dupla camada elétrica



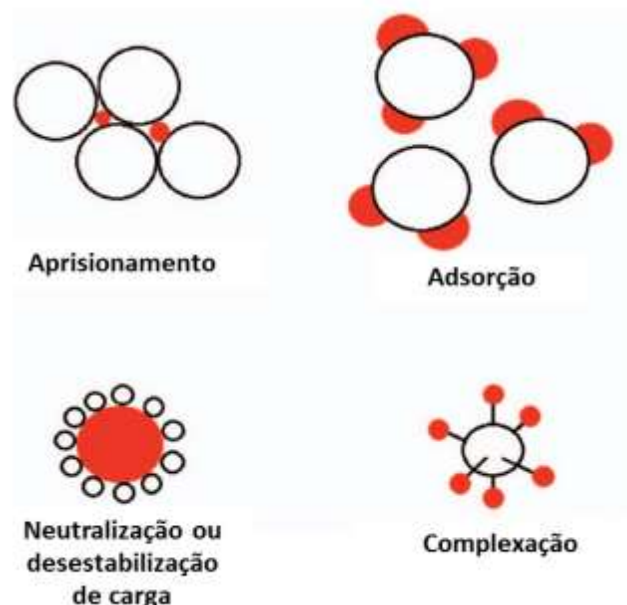
Fonte: (GHERNAOUT; NACEUR; GHERNAOUT, 2011) adaptado.

O potencial máximo ocorre na superfície da partícula coloidal e é conhecido como o potencial de Nernst, o qual diminui pela presença de partículas de carga oposta resultando no que é definido como o potencial Zeta medido na superfície do cisalhamento. O potencial Zeta é a principal razão da estabilidade do sistema coloidal, pois representa a diferença de carga elétrica entre a primeira e a segunda camada e dá uma indicação da extensão da repulsão entre as partículas coloidais que possuem a mesma carga. Quanto maior o valor do potencial Zeta, maior a magnitude da repulsão entre as partículas e, conseqüentemente, mais estável o sistema coloidal (GHERNAOUT; NACEUR; GHERNAOUT, 2011).

O papel dos coagulantes/floculantes é desestabilizar os colóides reduzindo as forças de repulsão e forçando as partículas a se aglomerarem para facilitar a separação. A coagulação/floculação segue quatro mecanismos diferentes para desestabilizar os sistemas coloidais, observados na Figura 3, dependendo de vários fatores, como as propriedades químicas e físicas das soluções, tipo de coagulante/floculante e poluente (GARCIA-SEGURA et al., 2017; MOUSSA et al., 2017):

- Complexação: o poluente atua como um ligante e é coordenado ao centro metálico do coagulante pelos seus grupos funcionais, precipitando juntamente com o floco coagulante;
- Neutralização ou desestabilização da carga: os coagulantes atuam como blindagem de carga, conseqüentemente, a dupla camada elétrica do poluente é comprimida, favorecendo assim a formação de agregados e sua posterior precipitação;
- Aprisionamento: consiste no aprisionamento de moléculas no coágulo hidroxo-metálico que arrastam os poluentes com elas. Consistentemente, este mecanismo é preferido em dosagens elevadas de coagulante na solução;
- Adsorção: apresenta semelhanças com a abordagem de aprisionamento, mas com uma pequena diferença. Enquanto no aprisionamento, o poluente é fisicamente arrastado pelo coágulo, na adsorção o poluente apresenta interações físico-químicas que favorecem sua adsorção na superfície das espécies coagulantes.

Figura 3 - Representação dos mecanismos de desestabilização de sistemas coloidais.



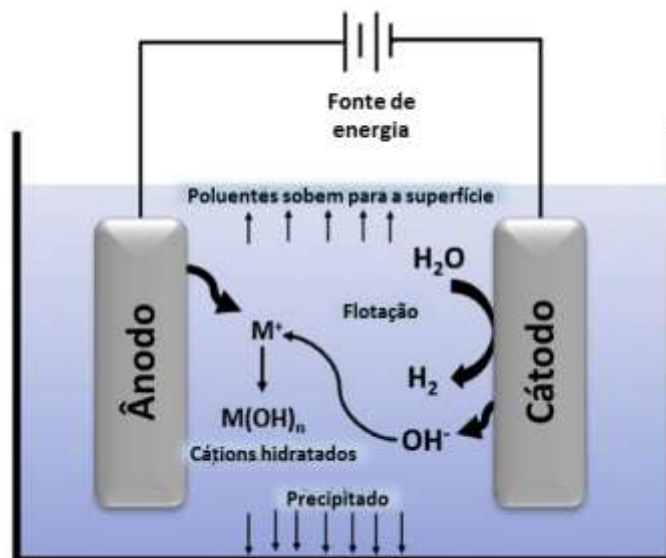
Fonte: (GARCIA-SEGURA et al., 2017) adaptado.

5.2.2. Mecanismos de funcionamento

O princípio da eletrocoagulação vem da eletrólise que significa separação de substâncias usando eletricidade. O processo ocorre em uma solução de eletrólito, água ou solução salina que dá a possibilidade de transferir os íons entre dois eletrodos. Os íons positivos são liberados pelo ânodo enquanto os íons negativos são liberados pelo cátodo. Nos eletrodos, os cátions são reduzidos e os ânions são oxidados (SAHU; MAZUMDAR; CHAUDHARI, 2014).

Uma unidade básica de eletrocoagulação, ilustrada na Figura 4, consiste em uma célula eletrolítica com eletrodos metálicos como ânodo e cátodo imersos na solução a ser tratada, conectados externamente a uma fonte de energia. Embora a eletrocoagulação seja considerada muito parecida com a coagulação/floculação em termos do mecanismo de desestabilização, ainda há aspectos diferentes, como por exemplos, as reações colaterais simultâneas que ocorrem nos dois eletrodos (MOUSSA et al., 2017).

Figura 4 - Representação de uma unidade básica de eletrocoagulação



Fonte: (MOUSSA et al., 2017) adaptado.

O processo de eletrocoagulação ocorre em cinco etapas: (I) solvatação do cátion metálico (M^+) do ânodo, (II) formação de íons hidroxila (OH^-) e gás hidrogênio ($H_2(g)$) no cátodo, (III) formação de hidróxidos metálicos, (IV) adsorção dos poluentes

coloidais e (V) remoção por sedimentação ou flotação (THIRUGNANASAMBANDHAM; SIVAKUMAR; PRAKASMARAN, 2015).

O ânodo serve o coagulante à célula eletrolítica, que dissolve cátions metálicos quando uma corrente elétrica passa pela célula (MOUSSA et al., 2017). O eletrodo metálico condutor é comumente conhecido como eletrodo de sacrifício, podendo ser de mesmo material que o cátodo ou diferentes. As seguintes reações ocorrem durante o processo de eletrocoagulação (SAHU; MAZUMDAR; CHAUDHARI, 2014):

No ânodo:



No cátodo:



Cátions altamente carregados desestabilizam partículas coloidais por meio da formação de complexos hidróxidos polivalentes. Esses complexos têm altas propriedades de adsorção, formando agregados com os poluentes. A água também é eletrolisada em uma reação paralela, produzindo pequenas bolhas de oxigênio no ânodo e hidrogênio no cátodo as quais ajudam na mistura e flotação das partículas (SAHU; MAZUMDAR; CHAUDHARI, 2014).

Como mencionado anteriormente, várias reações colaterais ocorrem na célula eletrolítica, o que inclui a evolução de bolhas de hidrogênio no cátodo juntamente com os íons hidroxila, o que leva a um aumento no pH da solução. O hidrogênio como subprodutos do processo de eletrocoagulação pode ser capturado e empregado para recuperação energética (THIRUGNANASAMBANDHAM; SIVAKUMAR; PRAKASMARAN, 2015).

A Lei de Faraday (Equação 1) descreve a relação entre a densidade da corrente e a quantidade de material que o ânodo libera para a solução (AHMADIAN et al., 2012):

$$w = \frac{JtM}{ZF} \quad (1)$$

Em que,

w: quantidade de cátions dissolvidos (g cm^{-2});

J: densidade da corrente (A cm^{-2});

t: tempo de contato (s);

M: massa molecular do material do ânodo (g mol^{-1});

Z: número de elétrons envolvidos na reação de oxidação/redução;

F: constante de Faraday ($96,487 \text{ C mol}^{-1}$).

Em alguns casos, a quantidade real de cátions dissolvidos do ânodo não coincide com a calculada usando a Lei de Faraday, o que indica que outras reações eletroquímicas podem estar ocorrendo no ânodo e a eficiência da corrente não é plenamente atingida (GARCIA-SEGURA et al., 2017). Pela Lei de Faraday é possível imaginar as principais variáveis que afetam a eletrocoagulação, como a densidade da corrente, o tempo da reação e o material do eletrodo. Porém há outras variáveis que afetam significativamente o processo de eletrocoagulação e que precisam ser consideradas.

5.2.3. Variáveis que afetam o processo eletrocoagulação

5.2.3.1. Material do eletrodo

Diversos materiais podem ser utilizados como eletrodos no processo de eletrocoagulação, como por exemplo: platina (Pt), dióxido de titânio (TiO_2), dióxido de estanho (SnO_2) e ferro (Fe) (BAYAR et al., 2011). As condições ótimas de eletrocoagulação variam com a escolha do material do eletrodo. O material do ânodo determina não apenas o cátion introduzido na solução, mas também a eficiência da corrente elétrica. Materiais que apresentam eficiência de corrente pobre, como grafite, óxido de chumbo (PbO_2), entre outros, também apresentam baixa eficiência no tratamento (SAHU; MAZUMDAR; CHAUDHARI, 2014). Eletrodos de alumínio e

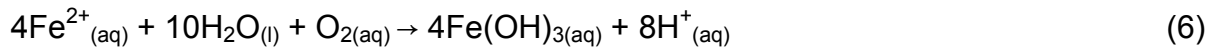
ferro são os metais mais usados em células de eletrocoagulação, pois estão mais disponíveis, não tóxicos e confiáveis (MOUSSA et al., 2017).

Caso eletrodos de ferro ou alumínio sejam usados, os íons gerados $\text{Fe}^{2+}_{(aq)}$ (termodinamicamente favorecido), $\text{Fe}^{3+}_{(aq)}$ ou $\text{Al}^{3+}_{(aq)}$ passam imediatamente a reações espontâneas adicionais para produzir os hidróxidos e/ou poli-hidróxidos correspondentes. Estes compostos têm uma forte afinidade por partícula em dispersão, assim como contra-íons que causam a coagulação. Após a oxidação em um sistema eletrolítico produz-se hidróxido ferroso Fe(OH)_2 ou hidróxido férrico Fe(OH)_3 , dependendo do pH da solução eletrolítica (SAHU; MAZUMDAR; CHAUDHARI, 2014). A dissolução do alumínio em $\text{Al}^{3+}_{(aq)}$ é termodinamicamente favorecida e a formação de hidróxidos de alumínio Al(OH)_n^{3-n} deve proceder espontaneamente (THIRUGNANASAMBANDHAM; SIVAKUMAR; PRAKASMARAN, 2015).

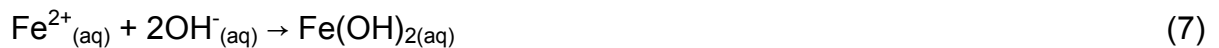
Para ânodos de ferro:



Em meio ácido:



Em meio alcalino:



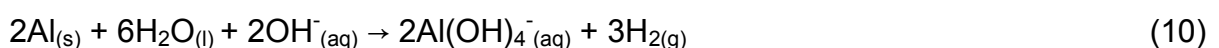
Para ânodos de alumínio:



Em meio ácido:



Em meio altamente alcalino:



Observa-se que eletrodos de alumínio produzem mais lodo que os eletrodos de ferro, podendo atribuir ao fato de que os eletrodos de alumínio são melhores condutores elétricos e a dissolução de alumínio é favorecida (ASSELIN et al., 2008). Em alguns casos, sugere-se o uso combinado de eletrodos de ferro e alumínio para as remoções de DQO e óleos e graxas (KOBYA; SENTURK; BAYRAMOGLU, 2006).

5.2.3.2. Densidade da corrente

A densidade da corrente, que é a razão da intensidade da corrente em amperes (A) pela área superficial do eletrodo em metros quadrados (m^2), determina a quantidade de íons metálicos liberados dos eletrodos. Em geral, a dissociação de íons metálicos é diretamente proporcional à densidade da corrente aplicada (MOUSSA et al., 2017). A densidade da corrente é o parâmetro mais importante para controlar a variação da reação no processo de eletrocoagulação, pois é ela quem determina a dosagem de coagulante, tanto nos sistemas em batelada como nos sistemas contínuos. Em outras palavras, a quantidade de íons de coagulante liberados pelo ânodo de sacrifício para a solução é diretamente afetada pela densidade da corrente. Aumentar a densidade da corrente aumenta a eficiência de remoção dos poluentes (AHMADIAN et al., 2012).

A quantidade de metal dissolvido e depositado é dependente da quantidade de eletricidade que passa pela solução eletrolítica. A densidade da corrente afeta não apenas o tempo de resposta do sistema, mas também influencia fortemente o modo dominante de separação de poluentes. A fonte de corrente determina a quantidade íons de Al^{3+} ou Fe^{3+} sendo liberados dos respectivos eletrodos. Para o alumínio, a massa eletroquímica equivalente é $335,6 \text{ mg Ah}^{-1}$ e para ferro o valor é 1.041 mg Ah^{-1} . Para um sistema de eletrocoagulação operar por um longo período de tempo sem manutenção, a densidade de corrente sugerida fica na faixa de 20-25 $A m^{-2}$, com exceção das medidas de limpeza periódica da superfície do eletrodo (SAHU; MAZUMDAR; CHAUDHARI, 2014).

No entanto, quando uma corrente muito grande é usada, há uma grande chance de desperdiçar energia elétrica e até mesmo uma diminuição na eficiência da corrente, expressa como a razão entre a corrente consumida para produzir um

determinado produto e o consumo total de corrente. Existe um valor crítico para a densidade de corrente que, se excedida a qualidade da água tratada, não apresenta melhora significativa (MOUSSA et al., 2017).

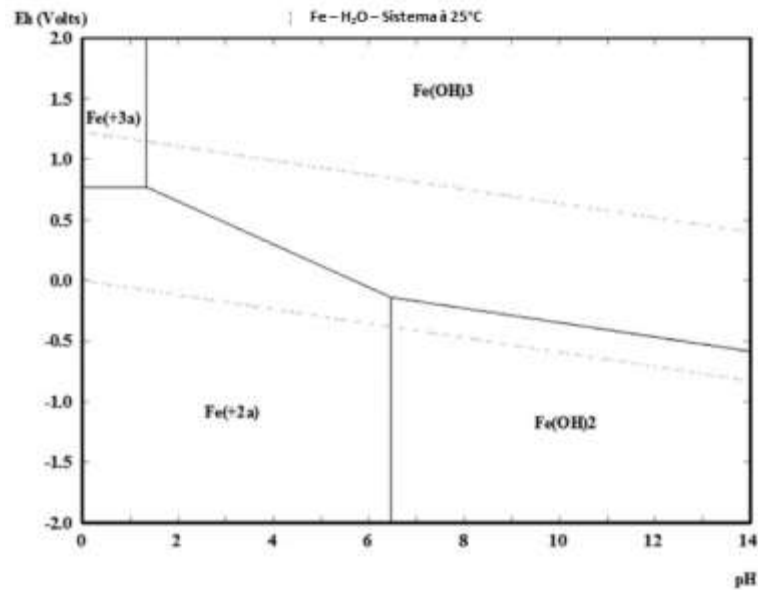
À medida que a intensidade da corrente aumenta, ocorrem reações como a redução da água nos cátodos em hidroxilas e as bolhas de gás hidrogênio que aumentam na célula eletrolítica (ASSELIN et al., 2008). As microbolhas fazem com que os flocos flutuem mais rapidamente na superfície do reator e este efeito pode encurtar o tempo em que a matéria coagulante/floculante permanece na região efetiva do reator, reduzindo a possibilidade de mistura com os poluentes e consequentemente diminuindo o uso eficiente do coagulante (BAYAR et al., 2011).

5.2.3.3. pH

Um dos parâmetros chaves do tratamento por eletrocoagulação é o pH da solução a ser tratada. Ele tem um efeito na condutividade da solução, na dissolução dos eletrodos, na especificação dos hidróxidos formados e no potencial Zeta das partículas coloidais. Tanto cátions de alumínio como de ferro e seus hidróxidos causam desestabilização dos coloides, e espécies coagulantes efetivas são formadas em meio neutro, ácido ou levemente alcalino (SAHU; MAZUMDAR; CHAUDHARI, 2014). O pH aumenta gradualmente com o tempo de contato e com maiores densidades de correntes durante a eletrocoagulação (AHMADIAN et al., 2012).

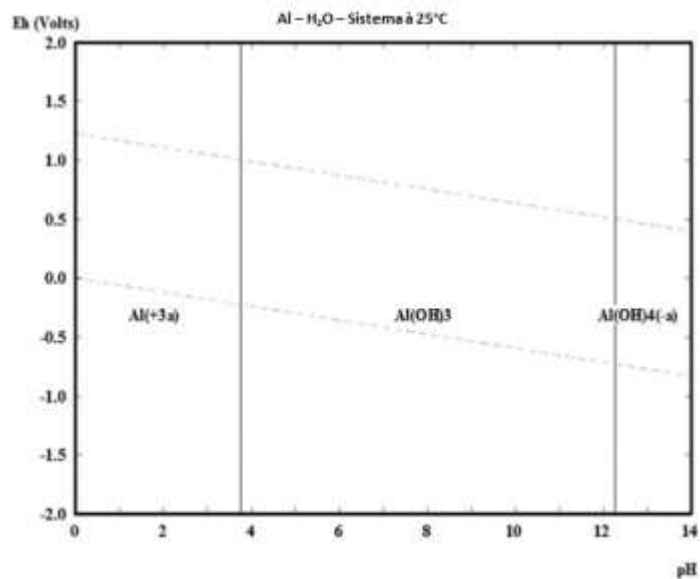
Dependendo do pH da solução e do potencial elétrico aplicado, o ferro pode formar cátions divalentes ou trivalentes. Por outro lado, o alumínio só se dissolve como cátions trivalentes. Usando os diagramas E-pH de ferro e alumínio (Figuras 5 e 6), os compostos estáveis de cada um poderiam ser previstos em diferentes condições (MOUSSA et al., 2017).

Figura 5 - Diagrama E-pH do ferro a 25 °C



Fonte: (MOUSSA et al., 2017) adaptado.

Figura 6 - Diagrama E-pH para alumínio a 25 °C



Fonte: (MOUSSA et al., 2017) adaptado.

Em pH muito alcalino, $Fe(OH)_4^-$ e $Al(OH)_4^-$ são formados e esses íons têm baixo desempenho como coagulantes. $Fe^{3+}_{(aq)}$ mostra eficiência em uma faixa de pH mais ampla que o $Al^{3+}_{(aq)}$ e trabalha também em pH levemente alcalinos (SAHU; MAZUMDAR; CHAUDHARI, 2014). Estudos comprovam a eficiência de remoção de poluentes utilizando eletrodos de ferro em uma faixa de pH neutro, enquanto os eletrodos de alumínio funcionam melhor em uma faixa de pH mais ácida (BAYAR et al., 2014; ERYURUK; UN; OGUTVEREN, 2018). Na verdade, a faixa de pH pode ser

variável e está muito atrelada ao poluente que se pretende remover (BAYAR et al., 2014). Por exemplo, há relatos de que a alteração do pH não afeta a eficiência de remoção dos poluentes (DROGUI et al., 2008).

5.2.3.4. Condutividade

É um requisito que o consumo de energia seja baixo para a aplicação do processo de eletrocoagulação. Esta condição só pode ser possível com uma alta condutividade das águas residuais a serem tratadas (BAYAR et al., 2011). A maior força iônica causa um aumento na densidade de corrente na mesma tensão da célula, ou a tensão da célula diminui com o aumento da condutividade do efluente na densidade de corrente constante. Portanto, é necessário investigar o efeito da condutividade do efluente na eletrocoagulação em termos de remoção de poluentes (ERYURUK; UN; OGUTVEREN, 2018).

A condutividade da solução depende tanto do tipo quanto da concentração de eletrólito. Existem diferentes tipos de eletrólitos disponíveis, como NaCl, BaCl₂, KCl, Na₂SO₄ e KI (GARCIA-SEGURA et al., 2017). Há relatos de que os efluentes de abatedouros apresentam características de condutividade favoráveis e não necessitam de adição de eletrólitos (BAYAR et al., 2011; DROGUI et al., 2008). Assim como estudos relatam a adição de sulfato de sódio como suporte eletrolítico para impor a corrente elétrica desejada visto que o efluente de frigorífico não é suficientemente condutor (ASSELIN et al., 2008).

5.2.3.5. Configuração do reator e equipamentos

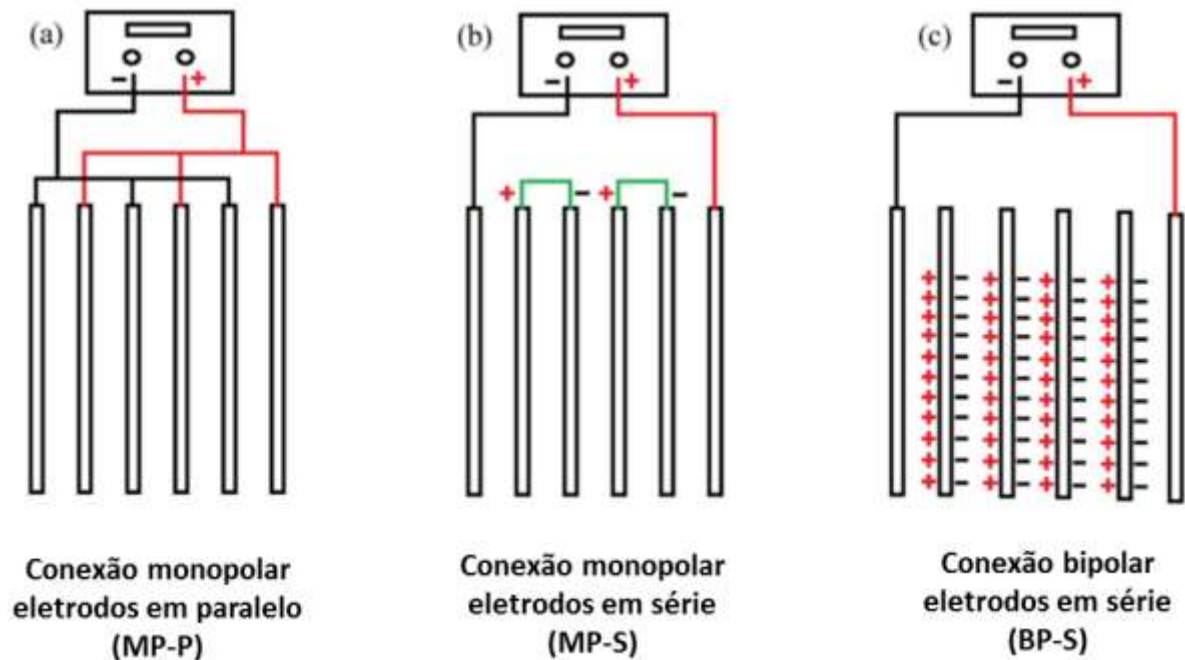
A falta de compreensão mecanística da eletrocoagulação é refletida no projeto de reatores. Nenhuma abordagem empírica ou sistemática emergiu ao longo dos anos no projeto de reatores eletrocoagulação. Portanto, é difícil comparar o desempenho dos reatores. A configuração do reator afeta os parâmetros operacionais incluindo o percurso das bolhas, eficiência da flotação, formação de flocos, regime de fluxo do fluido e características de sedimentação/mistura (SAHU; MAZUMDAR; CHAUDHARI, 2014).

Um sistema contínuo é inerentemente dinâmico na operação e estável no desempenho. A carga de poluentes pode ser checada em várias taxas de fluxo do efluente. Os níveis de passivação e corrosão do eletrodo também podem ser monitorados com o tempo. Nos reatores em batelada, é fácil de estudar o comportamento dependente do tempo, com o agente coagulante sendo alimentado constantemente no reator. Como resultado, poluente, coagulante, e concentração de pH variam com o tempo. É, portanto, um comportamento dinâmico inerente, juntamente com a interação entre considerações termodinâmicas e cinéticas que tornam os reatores de eletrocoagulação em batelada tão difíceis de serem modelados matematicamente. No entanto, a otimização paramétrica nos processos em batelada serve como diretrizes para operar os reatores em modo contínuo (SAHU; MAZUMDAR; CHAUDHARI, 2014).

A principal função da agitação nos reatores de eletrocoagulação é transferir eficientemente a matéria coagulante que é formada nos eletrodos para a solução. Se a matéria coagulante não se dispersa no reator, o conteúdo do reator pode não ser homogêneo e diferenças espaciais podem ser observadas. A velocidade de agitação também pode causar a homogeneização de variáveis do sistema, como temperatura e pH. No entanto, altas taxas de velocidade podem destruir os flocos formados no reator e formar pequenos flocos que são difíceis de remover (BAYAR et al., 2011).

Dependendo da geometria do reator, as placas ou hastes dos eletrodos são colocadas vertical ou horizontalmente, conectadas em modo monopolar (paralelo ou em série) ou bipolar, conforme demonstra Figura 7. Reatores monopolares em série e reatores bipolares têm vantagens de serem mais fáceis de projetar, já que as conexões elétricas precisam ser feitas apenas para os eletrodos de alimentação (BAYRAMOGLU et al., 2006).

Figura 7 - Diferentes configurações de conexões dos eletrodos



Fonte: (GARCIA-SEGURA et al., 2017) adaptado.

Na configuração monopolar-paralela (MP-P), (a) Figura 7, todos os ânodos são conectados uns aos outros e à fonte de energia externa, e o mesmo se aplica aos cátodos. Nesta configuração, a corrente é dividida entre os eletrodos resultando em uma menor diferença de potencial se comparada aos eletrodos conectados em série. Por outro lado, a conexão monopolar em série (MP-S), (b) Figura 7, é obtida quando os dois eletrodos mais externos são conectados ao circuito externo, formando o ânodo e o cátodo, enquanto cada par dos eletrodos internos são conectados uns aos outros sem uma interconexão com os eletrodos externos ou com a fonte de energia. Neste caso a tensão da célula é adicionada dando uma maior diferença de potencial. Os eletrodos internos são conhecidos como os "eletrodos de sacrifício" que podem ser feitos de metais similares ou diferentes e seu papel é reduzir o consumo do ânodo e passivação do cátodo (GARCIA-SEGURA et al., 2017).

No sistema bipolar (BP-S), (c) Figura 7, os eletrodos mais externos são conectados a uma fonte de energia, e a corrente passa através dos outros eletrodos intermediários, polarizando-os. Na configuração bipolar, a face do eletrodo em frente ao ânodo é negativamente polarizada e a face oposta é positivamente polarizada, repetindo esse comportamento nos demais ânodos intermediários. Em geral a configuração monopolar têm custos operacionais mais baixos, mas em alguns

casos, maior remoção de poluentes pode ser atingida com a configuração bipolar, possivelmente devido às operações adicionais que acontecem no reator (GARCIA-SEGURA et al., 2017).

A distância entre os eletrodos fica parcialmente preenchida com gases durante a eletrólise, o que aumenta sua resistência elétrica (SAHU; MAZUMDAR; CHAUDHARI, 2014). A queda de resistência elétrica entre os eletrodos deve ser minimizada para aumentar a eficiência da corrente, para atingir a máxima eficiência em uma célula eletrolítica. A queda resistência elétrica é determinada (I) pela condutividade da solução eletrolítica; (II) a distância entre os eletrodos; (III) a geometria do eletrodo (ERYURUK; UN; OGUTVEREN, 2018).

Agitação (agitação indutiva) do conteúdo do reator, geometria do eletrodo favorável e verticalidade dos eletrodos melhoram a circulação devido à elevação do gás hidrogênio. Eletrodos corrugados e perfurados também estimulam a liberação de gases (SAHU; MAZUMDAR; CHAUDHARI, 2014). Quanto maior o número de eletrodos maior a eficiência de remoção, maior o consumo de energia, maior a neutrização das cargas, e maior produção de flocos em um tempo menor (AHMADIAN et al., 2012).

A fonte de alimentação por corrente direta é normalmente usada para células de eletrocoagulação. No entanto, o uso de corrente direta leva à oxidação/consumo do ânodo e à formação de uma camada de óxidos no cátodo, conhecida como passivação do cátodo. A passivação causa um aumento no potencial passivo, o que leva a um maior consumo de energia. A camada passiva também resulta em um fluxo diminuído de corrente entre os dois eletrodos e diminui a eficiência da eletrocoagulação (MOUSSA et al., 2017). Por isso há alguns estudos onde corrente alternada têm sido testadas na eletrocoagulação para evitar a passivação do cátodo (SAHU; MAZUMDAR; CHAUDHARI, 2014).

A relação entre área superficial do eletrodo e volume do reator (S/V) foi antecipada como sendo um parâmetro significativo de aumento de escala. A área do eletrodo influencia a densidade de corrente, a posição e a taxa de dosagem de cátions, bem como a produção de bolhas e o comprimento do caminho da bolha (SAHU; MAZUMDAR; CHAUDHARI, 2014).

A separação de sólido e líquido depois do processo de eletrocoagulação é outro aspecto importante do tratamento de efluentes. A separação sólido-líquido inclui processos de filtração e decantação. A operação e o desenho de um tanque

secundário de decantação são baseados na teoria de fluxo. De acordo com esta teoria, os sólidos são transportados para o fundo do tanque por fluxo de sedimentação por gravidade e fluxo em massa, e o fluxo total atinge um valor mínimo em certa concentração limitante. Para garantir a operação segura dos tanques de decantação secundários, a taxa de carga sólida do tanque de decantação não deve exceder o fluxo limitante. Essa abordagem envolve a execução de testes de sedimentação em batelada em várias concentrações sólidas iniciais (SAHU; MAZUMDAR; CHAUDHARI, 2014).

5.2.4. Aplicações

A eletrocoagulação tem sido aplicada em diferentes tipos de tratamento de águas e efluentes nos últimos anos, podendo destacar as seguintes matrizes (GARCIA-SEGURA et al., 2017):

- Água contendo íons de metais pesados, como cádmio, cromo, zinco, chumbo, mercúrio e arsênio;
- Efluente da indústria têxtil e de curtumes;
- Efluentes da indústria de alimentos;
- Efluentes de indústria do papel e celulose;
- Efluentes de refinarias, óleo e gás.

Normalmente estudos empíricos com eletrocoagulação são feitos para definir os principais parâmetros operacionais para uma matriz de água ou efluente contaminada. A tecnologia tem sido otimizada para minimizar o consumo de eletricidade e maximizar as taxas de remoção de poluentes (SAHU; MAZUMDAR; CHAUDHARI, 2014). Neste contexto, a eletrocoagulação tem sido aplicada no tratamento de efluentes de frigoríficos para remoção de diversos contaminantes resumidos na Tabela 3 junto com as variáveis investigadas em cada estudo e as melhores condições encontradas.

Tabela 3 - Estudos aplicando eletrocoagulação em efluentes de frigoríficos

Referência	Melhores condições para as variáveis investigadas	Resultados em eficiência de remoção
(ERYURUK; UN; OGUTVEREN, 2018)	<p>Eletrodo de Fe Densidade da corrente = 50 mA cm⁻² pH inicial = 3 Vazão = 0,027 L min⁻¹ Concentração do eletrólito suporte (Na₂SO₄) = 0,5 g L⁻¹ Concentração de agente oxidante (H₂O₂) = efeito não observado Concentração de agente coagulante auxiliar (PAC) = 0,2 M Eletrodo de Al</p>	95% DQO
(COMBATT et al., 2017)	<p>Densidade da corrente = 30 A m⁻² pH inicial = 4,0 Tempo = 40 min Eletrodo de Fe</p>	86% DQO
(THIRUGNANASAMBANDHAM; SIVAKUMAR; PRAKASMARAN, 2015)	<p>Densidade da corrente = 15 A m⁻² pH inicial = 7,0 Tempo = 20 min Eletrodo de Al Densidade da corrente = 15 A m⁻² Tempo de detenção hidráulica = 30 min Área superficial do eletrodo = 5 m²</p>	84% DQO 99% DQO
(AHMADIAN et al., 2012)	<p>Eletrodo de Fe Densidade da corrente = 25 A m⁻² pH inicial = 7,1 Tempo = 50 min Eletrodo de Al</p>	97% DBO ₅ 93% DQO 81% SST 84% NT
(BAYAR et al., 2011)	<p>Densidade da corrente = 1,0 mA cm⁻² pH inicial = 3 Velocidade de agitação = 150 rpm Eletrodo de Fe</p>	85% DQO
(ASSELIN et al., 2008)	<p>Arranjo dos eletrodos = Bipolar Intensidade da corrente = 0,3 A Tempo = 60 min Eletrodo de Fe</p>	86% DBO ₅ 99% OeG
(DROGUI et al., 2008)	<p>pH inicial = efeito não observado Arranjo dos eletrodos = Bipolar Adição de eletrólito (Na₂SO₄) = efeito não observado Eletrodo de Al</p>	86% DQO
(BAYRAMOGLU et al., 2006)	<p>Densidade da corrente = 150 A m⁻² pH inicial = 3 Eletrodo de Fe</p>	93% DQO 64% OeG
	<p>Densidade da corrente = 150 A m⁻² pH inicial = efeito não observado Eletrodo de Al</p>	85% DQO 98% OeG
(KOBYA; SENTURK; BAYRAMOGLU, 2006)	<p>Densidade da corrente = 150 A m⁻² pH inicial = 2-3 Tempo = 25 min Eletrodo de Fe</p>	93% DQO
	<p>Densidade da corrente = 150 A m⁻² pH inicial = efeito não observado Tempo = 25 min</p>	98% OeG

Fonte: do autor.

Como podem ser observados, os estudos focam principalmente na remoção de poluentes orgânicos, que são os principais contaminantes dessa característica de indústria. Com exceção de Ahmadin et al. (2012) que investigou a redução de nitrogênio total (NT) e obteve um resultado satisfatório de remoção, nenhum dos demais estudos focou na remoção de nutrientes, que também são uma preocupação para este tipo de efluente.

5.3. NUTRIENTES

Nitrogênio e fósforo estão presentes em efluentes, na água de chuvas, nas águas subterrâneas e superficiais. Eles existem nas formas inorgânicas e orgânicas e nas frações dissolvidas e particuladas. Concentrações elevadas de nutrientes podem afetar diversos processos e parâmetros de qualidade da água. O impacto mais direto da sobrecarga de nutrientes é a toxicidade da amônia e nitrato nas populações humanas e aquáticas. Amônia, particularmente na forma não ionizada (NH_3), é altamente tóxica para comunidades aquáticas. Nitratos são considerados uma potencial preocupação com a saúde humana, principalmente para bebês (USEPA, 2002).

As águas residuais contendo fósforo e nitrogênio em excesso descarregadas em corpos receptores contribuem para a aceleração do processo de eutrofização de maneira rápida e não natural, sobrecarregando os processos naturais que normalmente degradam a carga contaminante (EMAMJOMEH; SIVAKUMAR, 2009).

Embora o fósforo seja tipicamente o nutriente que limita a produtividade primária em águas superficiais doces, o nitrogênio é tipicamente o nutriente limitante nas águas marinhas e nos segmentos mais salinos dos estuários. A principal fonte de nitrogênio e fósforo nos efluentes de processamento de carne são ossos e tecidos, sangue, material fecal, urina, agentes de limpeza e sanitização, aditivos de água de caldeira para controle de corrosão (USEPA, 2002).

5.3.1. Nitrogênio

O nitrogênio é um nutriente essencial para plantas e animais. Aproximadamente 80% da atmosfera terrestre é composta de nitrogênio e se

constitui um elemento-chave de proteínas e células. Os principais contribuintes de nitrogênio para águas residuais são atividades humanas, como preparação de alimentos, limpeza e excreção de resíduos (USEPA, 2009). As formas mais comuns de nitrogênio nas águas residuais são:

- Amônia (NH_3)
- Íon amônio (NH_4^+)
- Íon nitrito (NO_2^-)
- Íon nitrato (NO_3^-)
- Nitrogênio orgânico

O nitrogênio nas águas residuais consiste de aproximadamente 60-70% de nitrogênio amoniacal e 30-40% de nitrogênio orgânico. A maior parte do nitrogênio amoniacal é derivada da ureia, que se decompõe rapidamente em amônia nos efluentes. Os métodos aprovados para medir a concentração de amônia, nitrato e nitrito usam técnicas colorimétricas (USEPA, 2009). O nitrogênio orgânico é medido usando o método padrão para Nitrogênio Total de Kjeldahl (NTK) (APHA, 2012).

As estações de tratamento de efluentes concebidas para nitrificação e desnitrificação podem remover 80-95% do nitrogênio inorgânico, mas a remoção do nitrogênio orgânico é tipicamente muito menos eficiente. O nitrogênio orgânico de esgoto doméstico pode estar presente em formas particuladas, coloidais ou dissolvidas e consiste em proteínas, aminoácidos, compostos N alifáticos, compostos naturais refratários na água potável (por exemplo, substâncias húmicas) ou compostos sintéticos (por exemplo, ácido etilenodiamino tetraacético (EDTA)). O nitrogênio orgânico pode ser liberado no tratamento biológico por microrganismos, seja por metabolismo ou por morte e lise. Alguns nitrogênio pode estar contido em produtos de recondensação. A hidrólise de material particulado e coloidal por microrganismos libera nitrogênio orgânico como compostos biodegradáveis dissolvidos (USEPA, 2009).

5.3.2. Fósforo

O fósforo total (FT) em águas residuais domésticas geralmente varia entre 4 e 8 mg L^{-1} , mas pode ser maior dependendo de fontes industriais, estado de conservação da água, ou se a proibição de detergente estiver em vigor. Fontes de

fósforo são variadas. Algum fósforo está presente em todo o material biológico, pois é um nutriente essencial e parte do ciclo de energia de uma célula. O fósforo é usado em fertilizantes, detergentes e agentes de limpeza e está presente em resíduos humanos e animais (USEPA, 2009). O fósforo é encontrado na natureza como íon fosfato (PO_4^{3-}) e presente na água da seguinte forma (SHALABY et al., 2014):

- Íon fosfato (também chamado íon ortofosfato);
- Polifosfato, ou;
- Fósforo organicamente ligado.

A fração de ortofosfato é solúvel e pode estar presente de várias formas (por exemplo, ácido fosfórico, íons fosfato) dependendo do pH da solução. Os polifosfatos são fosfatos condensados de alta energia, como íon pirofosfato e trimetafosfato. Eles também são solúveis, mas não são precipitados nas águas residuais por sais metálicos ou cal. Eles podem ser convertidos em íon fosfato por meio de hidrólise, que é muito lenta, ou por atividade biológica (USEPA, 2009).

O fósforo organicamente ligado pode estar na forma de colóides solúveis ou particulados. Também pode ser dividido em frações biodegradáveis e não biodegradáveis. O fósforo organicamente ligado em partículas é geralmente precipitado e removido como lodo. O fósforo biodegradável solúvel organicamente ligado pode ser hidrolisado em ortofosfato durante o processo de tratamento. O fósforo não biodegradável organicamente solúvel ligado não será removido por uma estação de tratamento de águas residuais. Um efluente típico contém 3 a 4 mg L^{-1} de fósforo como fosfato, 2 a 3 mg L^{-1} como polifosfato e 1 mg L^{-1} como fósforo organicamente ligado (USEPA, 2009). O conteúdo de fósforo nas águas residuais pode ser medido como:

- Ortofosfato;
- Ortofosfato dissolvido;
- Fósforo total;
- Fósforo total dissolvido (ou seja, todas as formas, exceto fósforo orgânico particulado).

Os métodos laboratoriais aprovados dependem da análise colorimétrica. A análise colorimétrica mede apenas o ortofosfato, portanto, é necessário um passo de digestão para converter o polifosfato e o fósforo orgânico em ortofosfato para medir o fósforo total. O método persulfato é relatado como o método mais comum e mais

fácil (APHA, 2012). Não se supõe que o íon fosfato seja tóxico para o ser humano, devido à baixa concentração razoável na água potável e nos alimentos e à sua presença na maioria das células e organismos.

5.3.3. Limites legais e tratamentos

A legislação brasileira estabelece padrões para lançamento de efluente em águas superficiais somente para o parâmetro de nitrogênio amoniacal e determina que os órgãos ambientais dos estados federativos definam padrões específicos para o parâmetro fósforo no caso de lançamento de efluentes em corpos receptores com registro histórico de floração de cianobactérias em trechos onde ocorra captação para abastecimento público. Cianobactérias são microrganismos procarióticos autotróficos, também denominados como cianofíceas (algas azuis) capazes de ocorrer em qualquer manancial superficial especialmente naqueles com elevados níveis de nutrientes (nitrogênio e fósforo), podendo produzir toxinas com efeitos adversos a saúde (BRASIL, 2005).

Porém, a mesma legislação estabelece os padrões de qualidade para as classes de rios de água doce segundo seus usos predominantes, e a concentração das diversas espécies de nitrogênio e fósforo, os quais não devem ser alterados pelo lançamento de efluentes (BRASIL, 2005). A Tabela 4 faz uma comparação das condições mínimas para lançamento de efluentes e os padrões de qualidade para os corpos receptores em função das classes de uso.

Tabela 4 - Padrões de qualidade de efluente e corpos hídricos receptores.

Parâmetro	Efluente	Classe I	Classe II	Classe III
Fósforo total	-	0,02 mg L ⁻¹ para ambientes lênticos	0,03 mg L ⁻¹ para ambientes lênticos	0,05 mg L ⁻¹ para ambiente lêntico
		0,025 mg L ⁻¹ para ambiente intermediário, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lêntico	0,05 mg L ⁻¹ para ambientes intermediários, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lêntico	0,075 mg L ⁻¹ para ambiente intermediário, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lêntico
Nitrogênio total*	-	0,1 mg L ⁻¹ para ambientes lóticos e tributários de ambientes intermediários	-	0,15 mg L ⁻¹ para ambientes lóticos e tributários de ambientes intermediários
		1,27 mg L ⁻¹ para ambientes lênticos	1,27 mg L ⁻¹ para ambientes lênticos	-
Nitrogênio amoniacal total	20,0 mg L ⁻¹	2,18 mg L ⁻¹ para ambientes lóticos	2,18 mg L ⁻¹ para ambientes lóticos	-
		3,7 mg L ⁻¹ para pH ≤ 7,5	3,7 mg L ⁻¹ para pH ≤ 7,5	13,3 mg L ⁻¹ para pH ≤ 7,5
Nitrogênio amoniacal total	20,0 mg L ⁻¹	2,0 mg L ⁻¹ para 7,5 < pH ≤ 8,0	2,0 mg L ⁻¹ para 7,5 < pH ≤ 8,0	5,6 mg L ⁻¹ para 7,5 < pH ≤ 8,0
		1,0 mg L ⁻¹ para 8,0 < pH ≤ 8,5	1,0 mg L ⁻¹ para 8,0 < pH ≤ 8,5	2,2 mg L ⁻¹ para 8,0 < pH ≤ 8,5
		0,5 mg L ⁻¹ para pH > 8,5	0,5 mg L ⁻¹ para pH > 8,5	1,0 mg L ⁻¹ para pH > 8,5
Nitrato	-	10,0 mg L ⁻¹	10,0 mg L ⁻¹	10,0 mg L ⁻¹
Nitrito	-	1,0 mg L ⁻¹	1,0 mg L ⁻¹	1,0 mg L ⁻¹

*Quando o nitrogênio for fator limitante para eutrofização.

Fonte: (BRASIL, 2005) adaptado.

A remoção de nutrientes das águas residuais pode ser realizada por meio de processos físico-químicos ou biológicos (LACASA et al., 2011). A remoção de nitrogênio geralmente ocorre pelo processo de desnitrificação biológica, que consiste na redução de nitrato ou nitrito para óxidos de nitrogênio gasosos e nitrogênio molecular (N_{2(g)}) usando bactérias essencialmente anaeróbias (EMAMJOMEH; SIVAKUMAR, 2009). A remoção de fósforo geralmente ocorre por precipitação química, pelo tratamento convencional de adição de coagulantes (MAHVI et al., 2011). Ambos os poluentes provaram ser difíceis e caros de eliminar (EMAMJOMEH; SIVAKUMAR, 2009).

Eliminar o fósforo nas águas residuais usando sistemas convencionais de tratamento biológico é difícil devido às limitações inerentes ao processo. O fósforo é decantado na fase do lodo e removido dependendo da quantidade de lodo em excesso. Este método de tratamento permite ainda uma concentração residual de

fósforo passe pelo sistema e seja descartado nos corpos receptores (EMAMJOMEH; SIVAKUMAR, 2009).

Nos últimos anos, as investigações se concentraram no tratamento de águas residuais por eletrocoagulação (ATTOUR et al., 2014; ZHENG et al., 2017). Pesquisas voltadas para a aplicação desses métodos, como fase de pré-tratamento ou pós-tratamento biológico, para propor métodos acoplados mais econômicos estão sendo conduzidas (GARCIA-SEGURA et al., 2017). Alguns estudos demonstram que uma unidade eletrocoagulação pode reduzir as concentrações de fosfato, porém propõe-se investigar os mecanismos por trás das reduções observadas nas espécies de nitrogênio, que geralmente apresentam remoção baixa (MAHVI et al., 2011; SYMONDS et al., 2015).

Os estudos com eletrocoagulação para remoção de nitrogênio têm sido desenvolvidos voltados somente para uma ou mais de suas espécies ou frações. A remoção de fosfato e amônia pode ser obtida por eletrocoagulação e eletroxidação, respectivamente, mas os mecanismos de remoção desses dois poluentes são diferentes (MAHVI et al., 2011). Estudos concluíram que com o eletrodo de ferro, o mecanismo utilizado para remoção de fosfato é a adsorção, enquanto a precipitação direta e a adsorção coexistem no eletrodo de alumínio (ATTOUR et al., 2014).

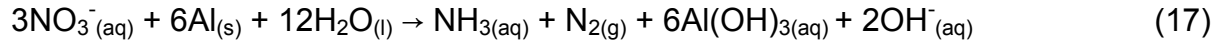
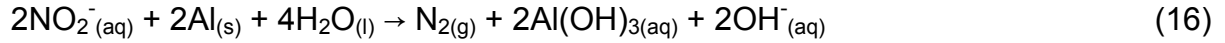
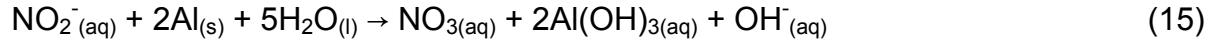
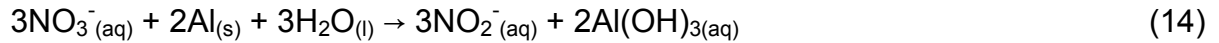
A reação para cátion de alumínio sugerida:



Enquanto que para cátion de ferro:



O uso de alumínio como eletrodo metálico e a formação do gás hidrogênio foram propostos para remover o íon nitrato quimicamente. Na faixa de pH de 9 a 10,5, o íon nitrato pode ser reduzido à amônia usando este eletrodo. A amônia pode então ser removida por decapagem ou outro processo. A desnitrificação por redução eletroquímica tornou-se um método atraente nos últimos anos (EMAMJOMEH; SIVAKUMAR, 2009). As reduções de íon nitrato são descritas para eletrodos de alumínio como:

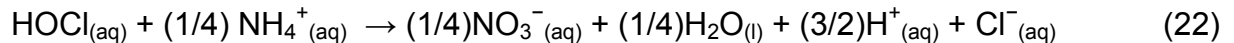
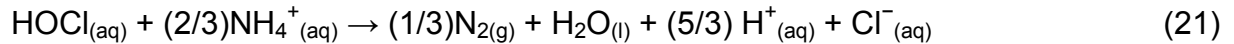
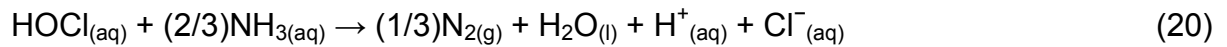


A redução da amônia pela oxidação indireta do ácido hipocloroso (HOCl), com adição de fontes de íons cloreto (Cl^-) na solução eletrolítica, sugere o seguinte mecanismo (LI, LIU, 2009):

No ânodo:



Na solução:



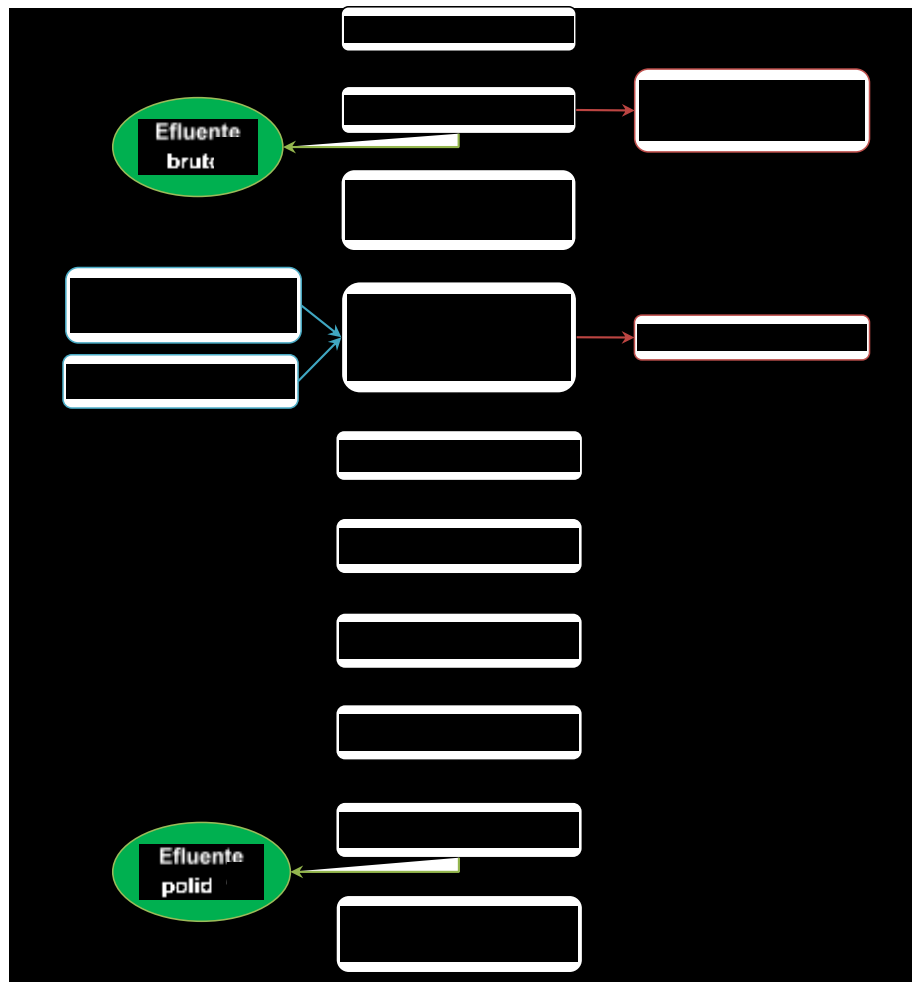
Estudos mostram que a remoção de nitrogênio total em efluente de frigoríficos é de primeira ordem em relação à cinética da reação, para reator em batelada e eletrodos de ferro (AHMADIAN et al., 2012). Porém poucos artigos tratam do processo de eletrocoagulação primeiramente para remoção de nitrogênio total, e secundamente, da remoção simultânea de nitrogênio e fósforo de efluentes de quaisquer origens.

6. MATERIAL E MÉTODOS

6.1. COLETA DE AMOSTRAS

As amostras de efluente foram coletadas na estação de tratamento de efluentes em um abatedouro de aves localizado na região oeste de Santa Catarina, com capacidade de abater 144 mil aves por dia. O consumo médio de água é de 25 L por ave abatida e a geração de efluente em torno de 23 L por ave abatida. O tratamento de efluentes é constituído de tratamento preliminar com peneiramento e equalização, tratamento primário com flotador físico-químico de ar dissolvido, e tratamento secundário por lagoas de estabilização conforme Figura 8.

Figura 8 - Esquema da estação de tratamento de efluentes e pontos de amostragem



Fonte: do autor.

A limpeza dos recipientes de coleta, a amostragem e a preservação das amostras foram realizadas conforme ABNT NBR 9898:1987 Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. O efluente bruto é originado no processo produtivo, principalmente nas operações de pendura, insensibilização, sangria, escaldagem, evisceração, resfriamento e operações de higienização. A coleta do efluente bruto foi realizada após a peneira com malha de 0,5 mm para remoção de sólidos grosseiros. Nesta etapa o efluente varia muito de composição, foi necessária a amostragem composta para que a amostra fosse representativa. Foram coletadas no mínimo 6 alíquotas para compor a amostra, em intervalos superiores a 1 hora entre uma alíquota e outra, contemplando todos os turnos e processos produtivos (abate e higienização). A coleta do efluente polido foi realizada na saída da lagoa de polimento, sendo uma amostra simples em uma única tomada, já que neste ponto o efluente não varia suas características.

6.2. CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE

Os efluentes bruto e polido foram caracterizados conforme tabela de caracterização típica para efluentes de abatedouros e frigoríficos do Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras (CETESB, 2011) com ensaios em campo e no laboratório, segundo metodologia do *Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012) e *German Standard Methods for Examination of Water, Wastewater and Sludge* (DIN, 2011) descritos na Tabela 5.

Tabela 5 - Parâmetros para caracterização do efluente

Ensaio	Recipiente	Quantidade de amostra	Preservação	Prazo de validade	Método
Condutividade	-	-	-	Ensaio em campo	Condutivimétrico APHA 2510 B
Cor	-	-	-	Ensaio em campo	Fotométrico APHA 2120 D
pH	-	-	-	Ensaio em campo	Eletrométrico APHA 4500-H ⁺ B
Sólidos Sedimentáveis	-	-	-	Ensaio em campo	Volumétrico APHA 2540 F

Temperatura	-	-	-	Ensaio em campo	Termométrico APHA 2550 B
Turbidez	-	-	-	Ensaio em campo	Nefelométrico APHA 2130 B
Alumínio	Plástico ou Vidro	1.000 mL	HNO ₃ conc. até pH ≤ 2	180 dias	Fotométrico APHA 3500-AI B
Demanda Química de Oxigênio	Plástico ou Vidro	100 mL	H ₂ SO ₄ conc. até pH ≤ 2 Refrigeração 4°C	7 dias	Refluxo fechado APHA 5220 D
Ferro	Plástico ou Vidro	100 mL	2 mL HCl conc.	180 dias	Fotométrico APHA 3500-Fe B
Fósforo total	Vidro	200 mL	H ₂ SO ₄ conc. até pH ≤ 2 Refrigeração 4°C	28 dias	Fotométrico APHA 4500-P E
Nitrato	Plástico ou Vidro	200 mL	H ₂ SO ₄ conc. até pH ≤ 2 Refrigeração 4°C	48 horas	Fotométrico DIN 38405-9
Nitrito	Plástico ou Vidro	100 mL	Refrigeração 4°C	74 horas	Fotométrico APHA 4500 NO ₂ ⁻ N B
Nitrogênio amoniacal	Plástico ou Vidro	1.000 mL	H ₂ SO ₄ conc. até pH ≤ 2 Refrigeração 4°C	24 horas	Fotométrico APHA 4500-NH ₃ F
Nitrogênio orgânico	Plástico ou Vidro	1.000 mL	H ₂ SO ₄ conc. até pH ≤ 2 Refrigeração 4°C	24 horas	Cálculo
Nitrogênio Total	Plástico ou Vidro	250 mL	H ₂ SO ₄ conc. até pH ≤ 2 Refrigeração 4°C	7 dias	Fotométrico DIN 38405-9
Óleos e Graxas Totais	Frasco de vidro cor âmbar boca larga	1.000 mL	HCl ou H ₂ SO ₄ conc. até pH ≤ 2 Refrigeração 4°C	28 dias	Extração Soxhlet APHA 5520 D
Série de Sólidos	Plástico ou Vidro	500 mL	Refrigeração 4°C	7 dias	Gravimétrico APHA 2540 B - D
Surfactantes aniônicos	Plástico ou Vidro	500 mL	Refrigeração 4°C	24 horas	Fotométrico APHA 5540 C
<i>Escherichia Coli</i>	Plástico ou Vidro	100 mL	Refrigeração 4°C	24 horas	Membrana Filtrante APHA 9222 G
Coliformes totais	Plástico ou Vidro	100 mL	Refrigeração 4°C	24 horas	Membrana Filtrante APHA 9222 B

Fonte: (CETESB, 2011; APHA, 2012; DIN, 2011) **adaptado.**

Os ensaios de condutividade, cor, pH, temperatura e turbidez foram realizados em campo, no momento da coleta seguindo as metodologias descritas no

manual do fabricante do equipamento. O ensaio de sólidos sedimentáveis também foi realizado em campo, no momento da coleta, pelo método volumétrico do cone Imhoff. Os demais ensaios foram realizados em duplicata no laboratório anexo ao frigorífico.

6.2.1. Testes de Ecotoxicidade

Foi avaliada a ecotoxicidade em dois níveis tróficos, microcrustáceo (*Artemia salina*) e algas (*Lemna minor*).

Os ensaios foram realizados seguindo uma metodologia proposta por MEYER et al., 1982 com algumas adaptações. Para o desenvolvimento do teste utilizou-se uma mistura de 23 g de NaCl, 11 g de MgCl₂.6H₂O, 4 g de Na₂SO₄, 1,3 g de CaCl₂.2H₂O e 0,7 g de KCl, completando-se o volume para 1 L com água destilada e ajustando-se o pH para 9, que foi aplicada para a eclosão dos ovos de *A. salina* e para o preparo das diluições. A eclosão foi realizada a temperatura ambiente de 28 °C em um béquer contendo a solução salina sob aeração e iluminação constante por um período de 48 horas. Subsequente à eclosão dos cistos, cinco náuplios de *A. salina* foram transferidos para poços contendo a solução de Meyer juntamente com o efluente tratado por eletrocoagulação. Os testes foram realizados a temperatura ambiente com iluminação artificial constante durante 48 horas. Ao término da exposição efetuou-se a contagem do número de larvas mortas ou imobilizadas, calculando o valor médio de mortalidade para cada amostra avaliada. A água salina foi utilizada como um controle positivo e, como controle negativo utilizou-se os efluentes bruto e polido. Todos os testes foram realizados em triplicata.

Para os testes com a alga *L. minor*, foram colocados indivíduos em cada poço da placa de cultura, e contado a quantidade de froudes presente em cada poço (média de 10 froudes cada poço), que foram previamente esterilizadas utilizando-se luz UV por 30 minutos. Em cada poço, foram adicionados 0,1 mL da solução de Hoangland (Tabela 7) e 10 mL do efluente tratado por eletrocoagulação com o pH corrigido para 6. Os poços foram colocados em recipientes cobertos com papel filme e perfurados, permitindo assim as trocas gasosas e mantidos em uma caixa incubadora com temperatura de 22 °C. Após 72 horas, foi avaliada a taxa de

mortalidade. Os ensaios foram realizados em triplicata. A água foi utilizada como um controle positivo e, como controle negativo utilizou-se os efluentes bruto e polido.

Tabela 6 - Descrição da solução de Hoangland

Solução	Quantidade (mL 5.000 mL⁻¹)
KH ₂ PO ₄	0,5
KNO ₃	2,5
Ca(NO ₃) ₂ 5H ₂ O	2,5
MgSO ₄ 7H ₂ O	1,0
Micronutrientes completos	0,5
Fe EDTA	0,5

Fonte: Adaptado de (PRADO, [s.d.]).

6.3. DELINEAMENTO COMPOSTO CENTRAL ROTACIONAL 2³ (DCCR)

Para cada material de eletrodo (Fe e Al), foi realizado o Delineamento Composto Central Rotacional 2³ – com dois níveis (8 ensaios), ponto central (3 ensaios) e pontos axiais (6 ensaios) com o intuito de determinar a melhor condição para a remoção de nitrogênio e fósforo (variáveis dependentes) tanto no efluente bruto quanto no efluente polido. Como variáveis independentes (Tabela 7) foram adotadas a densidade da corrente (10, 20 e 30 mA cm⁻²), o inicial pH (3, 7, 10) e o tempo de reação (10, 20 e 30 min).

Tabela 7 - Fatores utilizados para o Planejamento Fatorial 2³ para cada material do eletrodo estudado e em cada amostra de efluente

	Fatores	Níveis de estudo				
		-1,68	-1,00	0,00	+1,00	+1,68
(1)	Densidade de corrente (mA cm ⁻²)	2	10	20	30	38
(2)	pH	1	3	7	10	13
(3)	Tempo de reação (min)	2	10	20	30	38

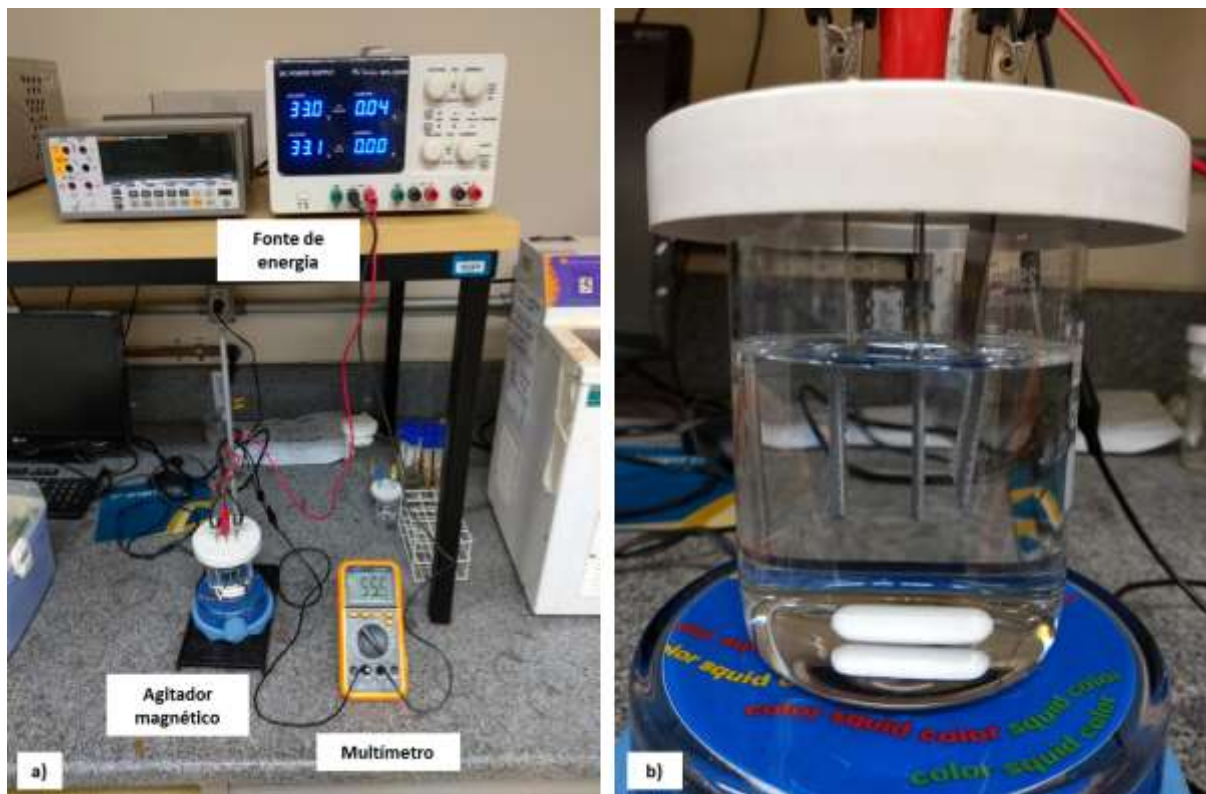
Fonte: do autor.

Os valores das variáveis independentes foram determinados com base nos valores intermediários das melhores condições encontradas em estudos anteriores (ERYURUK; UN; OGUTVEREN, 2018; KOBYA; SENTURK; BAYRAMOGLU, 2006).

6.3.1. Configuração do reator e execução dos ensaios

O reator de eletrocoagulação é composto por uma fonte de energia externa, onde um trio de eletrodos é conectado e imerso verticalmente em um béquer de vidro, apoiado sobre um agitador magnético, conforme Figura 9.

Figura 9 - Arranjo do reator de eletrocoagulação (a) e posicionamento dos eletrodos (b)



Fonte: do autor.

O reator é operado em regime de batelada e a fonte de energia externa Marca Minipa modelo MPL-3305 M opera com corrente direta. A conexão dos eletrodos à fonte ocorre em modo monopolar em paralelo, sendo um eletrodo limitador (ânodo) conectado ao módulo positivo e dois eletrodos em excesso (cátodo) conectados ao módulo negativo, sendo o cátodo e o ânodo do mesmo material (ferro ou alumínio).

Os eletrodos de ferro e alumínio tipo chapa lisa foram obtidos no comércio local. Os eletrodos de ferro são ligas de aço carbono contendo entre 99,1% a 99,5% de ferro sendo o restante composto por carbono, manganês, enxofre e fósforo. Os eletrodos de alumínio são ligas de alumínio entre 95% a 99,2% e o restante de

magnésio. A área superficial ativa dos eletrodos de 15 cm² (2,5 cm x 3,0 cm x 2 faces), sendo os ânodos substituídos a cada experimento e os cátodos a cada 4 experimentos. Os eletrodos foram lavados com água e secos com papel toalha antes do uso. A distância entre os eletrodos é de 1,5 cm.

Os eletrodos são mergulhados em um béquer de volume total de 300 mL contendo 200 mL de amostra. A agitação foi realizada com agitador magnético na velocidade de até 150 rpm. Não foram adicionados fontes de polieletrólitos para alterar a condutividade original dos efluentes, visto que há relatos de que os efluentes de abatedouros apresentam características de condutividade favoráveis (BAYAR et al., 2011; DROGUI et al., 2008). A condutividade foi utilizada somente como parâmetro de caracterização do efluente, não como variável independente.

Antes de cada ensaio a corrente foi medida com auxílio de um multimetro digital e ajustada em função da área superficial ativa do eletrodo. O pH foi medido com auxílio de pHmetro digital e ajustado para os níveis da variável independente utilizando ácido sulfúrico (H₂SO₄) concentrado e hidróxido de sódio (NaOH) na concentração 1 mg L⁻¹. O tempo para a variável independente foi marcado com cronometro. Os experimentos foram conduzidos com efluente em temperatura ambiente.

Depois da eletrocoagulação, o conteúdo do béquer foi transferido para um balão de decantação no qual permaneceu por 40 minutos. Após este tempo, foi realizado a drenagem dos sólidos de decantados, coletando o líquido clarificado para análise e descartado o sobrenadante.

As análises de nitrogênio e fósforo totais foram realizadas em duplicata e determinados através de fotometria utilizando kit Merck Millipore® conforme metodologia estabelecida na Tabela 5. A porcentagem de remoção foi obtida em comparação com os resultados dos efluentes antes e depois da eletrocoagulação.

Análises de variância foram efetuadas para as variáveis independentes em que p valores indicam os termos significativos do modelo apresentado, em nível de significância de 5%. A verificação de conformidade da análise estatística para obtenção dos modelos foi feita usando ferramentas gráficas de superfície de resposta para obter a melhor condição de remoção dos parâmetros analisados.

6.4. APLICAÇÃO DO TRATAMENTO NA MELHOR CONDIÇÃO

Para a melhor condição de remoção de nitrogênio e fósforo utilizando os eletrodos de ferro e alumínio nos efluentes bruto e polido foram realizadas as análises de caracterização descrita no item 6.2 e também testes de ecotoxicidade item 6.2.1. para avaliar os efeitos da eletrocoagulação nos demais parâmetros. Por fim, foi estimado o custo com a eletrocoagulação para cada material do eletrodo em ambos os efluentes.

6.4.2. Avaliação de Custo

A análise de viabilidade econômica para comparação entre os dois materiais de eletrodos (ASSELIN et al., 2008; BAYRAMOGLU et al., 2006) considerou os seguintes custos diretos:

- Custo de eletricidade;
- Custo com coagulante;
- Custo com transporte e destinação de lodo.

O custo total constitui a soma dos custos acima citados e foi expresso em reais (R\$). Não foram considerados custos indiretos como valores de compra, manutenção e depreciação de equipamento e custos com recursos humanos.

O custo com eletricidade foi calculado em função da corrente elétrica aplicada (A) multiplicado pela tensão (V) para obter o valor em potência (W) por tempo de eletrocoagulação (min). Utilizou-se a tarifa média (R\$ 460,30 MWh⁻¹) para o setor industrial no Brasil ano de referência 2019, mês 03, disponibilizado pela Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL, 2019).

O custo com coagulante foi calculado em função da perda de massa do ânodo de sacrifício. A massa do eletrodo (mg) foi medida em balança analítica antes e depois da eletrocoagulação. Os eletrodos foram lavados com água para remover resíduos sólidos na superfície e secos com papel toalha antes das pesagens. O preço do material (t) foi baseado nos preços pagos pelas chapas metálicas (R\$ 4,80 kg⁻¹ Fe e R\$ 19,00 kg⁻¹ Al).

O custo com transporte e destinação de lodo foi calculado em função da quantidade gerada. Os sobrenadantes e decantados dos experimentos foram

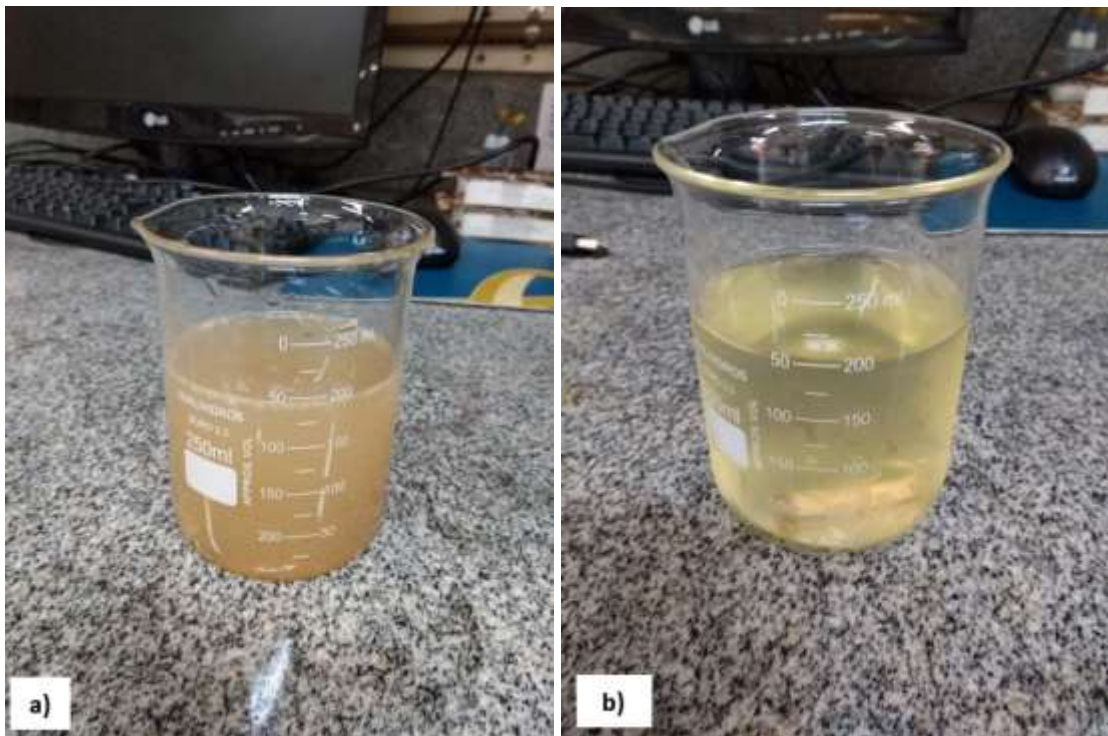
filtrados por 40 min com funil e papel filtro e a massa (mg) medida após 40 min. O custo com transporte e disposição do resíduo foi calculado em função da média de preço praticado pela empresa fornecedora do efluente (R\$ 170,00 t⁻¹).

7. RESULTADOS E DISCUSSÃO

7.1. CARACTERIZAÇÃO DOS EFLUENTES

O efluente bruto tem uma coloração amarelada, em função da presença de sangue e gordura. Apresenta turbidez e sólidos visualmente aparentes. Entra no sistema de tratamento com temperatura um pouco elevada, em torno de 33,7°C devido ao uso de vapor de água no processo produtivo. Já o efluente polido apresenta transparência com pouca turbidez, coloração esverdeada devido à presença de algas do sistema de tratamento biológico e em temperatura ambiente, em torno de 23,9°C. A Figura 10 mostra o aspecto do efluente bruto e polido.

Figura 10 - Aspecto visual do efluente bruto (a) e polido (b)



Fonte: [Elaboração](#) do autor.

A Tabela 8 demonstra os valores dos parâmetros característicos obtidos para o efluente bruto e polido e a comparação com o padrão de lançamento mais restritivo estabelecido na legislação estadual e nacional.

Tabela 8 - Características do efluente bruto e polido

Parâmetro	Efluente bruto	Efluente polido	Padrão de lançamento
Condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	497,40	700,20	-
Cor (uH)	4.694,00	454,00	-
pH	6,26	8,02	6,00 a 9,00
Sólidos sedimentáveis (mL L^{-1})	5,00	< 0,10	1,00
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	33,70	23,90	< 40,00
Turbidez (NTU)	> 1.000,00	27,60	-
Alumínio (mg L^{-1})	0,21	0,01	-
Demanda Química de Oxigênio (mg DQO L^{-1})	4.381,00	119,00	-
Ferro (mg L^{-1})	1,46	0,61	15,00
Fósforo total (mg L^{-1})	15,65	3,08	4,00 ou 75% de remoção
Fósforo total filtrado (mg L^{-1})	11,95	2,90	-
Nitrato (mg L^{-1})	1,20	0,40	-
Nitrito (mg L^{-1})	0,26	< 0,02	-
Nitrogênio amoniacal (mg L^{-1})	18,80	26,00	20,00
Nitrogênio orgânico (mg L^{-1})	109,2	30,60	-
Nitrogênio total (mg L^{-1})	128,00	57,00	-
Nitrogênio total filtrado (mg L^{-1})	83,00	55,00	-
Óleos e graxas totais (mg L^{-1})	878,80	24,00	30,00
Sólidos totais (mg L^{-1})	2.075,00	366,00	-
Sólidos suspensos (mg L^{-1})	1.625,00	40,00	-
Sólidos dissolvidos (mg L^{-1})	450,00	326,00	-
Surfactantes aniônicos (mg L^{-1})	> 4,00	0,45	2,00
<i>Escherichia Coli</i> (NMP 100 mL^{-1})	6,90	6,90	-
Coliformes totais (NMP 100 mL^{-1})	6,90	6,90	-

Fonte: do autor (BRASIL, 2005; SANTA CATARINA, 2009) adaptado.

Os resultados das análises confirmam a turbidez e coloração visualmente observadas. Mostram que os parâmetros do efluente bruto estão dentro da faixa de variação da Tabela 1 que apresenta as características comuns do efluente de abatedouro (BUSTILLO-LECOMPTE, MEHRVAR, 2015), e também estão aproximados aos de estudos anteriores, inclusive com esgoto sanitário (ASSELIN, et al. 2008; COMBATT, et al. 2017; SYMONDS, et al. 2015; THIRUGNANASAMBANDHAM, SIVAKUMAR, PRAKASMARAN, 2015).

O efluente polido apresentou resultados parecidos com estudos anteriores para o tratamento por lagoas de estabilização (AWANG, et al. 2011; SYMONDS, et al. 2015). Observa-se que o atual sistema de tratamento atende aos padrões de lançamento de efluentes estabelecidos na legislação, exceto para o parâmetro de Nitrogênio Amoniacal.

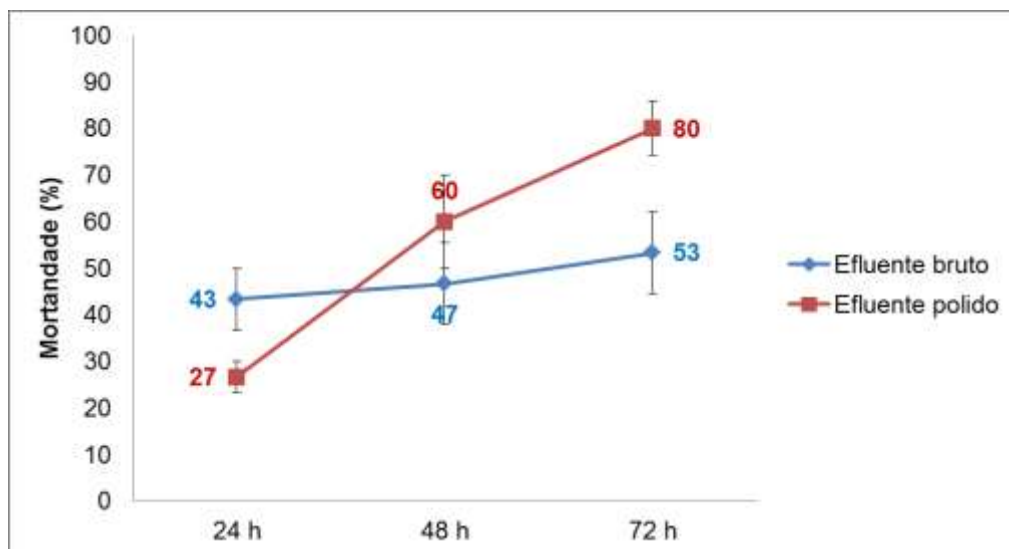
Ao comparar o efluente bruto com o polido observa-se uma redução significativa para quase todos os parâmetros analisados, mostrando uma boa eficiência de remoção de poluentes no sistema atual. As exceções são pH, condutividade e nitrogênio amoniacal que aumentam no decorrer do tratamento. O

aumento da concentração de nitrogênio amoniacal ao longo do sistema de tratamento acontece pelo processo sequencial de hidrólise do nitrogênio orgânico no ciclo do nitrogênio (USEPA, 2002).

Para os nutrientes de interesse, quando se analisa os resultados de nitrogênio e fósforo totais e filtrados, tanto no efluente bruto quanto no polido, as maiores concentrações estão na fase dissolvida. Quanto às frações de nitrogênio analisadas, no efluente bruto se observa maior concentração de nitrogênio orgânico, seguido de nitrogênio amoniacal, nitrato e nitrito. Já no efluente polido observa-se praticamente a mesma proporção de nitrogênio orgânico e amoniacal, concentrações de nitrato e nitrito abaixo dos limites de quantificação do método.

Os efluentes bruto e polido apresentaram mesmo resultado para coliformes totais e *E.coli* indicando que o sistema não é eficiente para remoção de parâmetros microbiológicos. Quanto à ecotoxicidade em *A. Salina*, após 24 horas todos os indivíduos estavam mortos em ambos os efluentes. Já para alga *L. Minor*, os resultados apresentados na Figura 11 mostram que o efluente bruto foi mais tóxico nas primeiras 24 h, mas ao final do teste o efluente polido se apresentou como mais tóxico.

Figura 11 - Ecotoxicidade em algas *L. Minor* no efluente bruto e polido.



Fonte: do autor.

A toxicidade maior do efluente polido em comparação ao bruto, após 48 h para *L.Minor*, pode ser atribuída entre outros fatores, pela maior concentração de nitrogênio amoniacal que pode ser tóxico para comunidades aquáticas (USEPA,

2002). Observa-se que o atual sistema de tratamento tem boa eficiência na remoção de DQO, óleos e graxas e sólidos, porém não é tão eficiente na remoção de nitrogênio e fósforo, parâmetros microbiológicos e toxicidade, indicando necessidade de melhoria do tratamento para atendimento aos padrões legais de lançamento e para não prejudicar os usos pretendidos para o corpo receptor.

7.2. INFLUÊNCIA DAS VARIÁVEIS INDEPENDENTES

Conforme metodologia descrita no item 6.3 foi estudada por meio de um planejamento tipo Delineamento Composto Central Rotacional 2³ a influência da densidade da corrente, do pH inicial e do tempo na remoção de nitrogênio e fósforo total nos efluentes bruto e polido utilizando eletrodos de ferro e alumínio.

7.2.1. Resultados do efluente bruto

A Tabela 9 apresenta a matriz experimental utilizada com variáveis codificadas e reais, e os resultados em termos de porcentagem de remoção para o efluente bruto.

Tabela 9 - Resumo dos resultados do DCCR 2³ para o efluente bruto

Ensaio	Variáveis Independentes						Variáveis Dependentes			
	Valores codificados			Valores Reais			Eletrodo de Fe		Eletrodo de Al	
	x ₁	x ₂	x ₃	mA cm ⁻²	pH	min	%RNT	%RPT	%RNT	%RPT
1	-1,00	-1,00	-1,00	10	3	10	0	3	0	0
2	-1,00	+1,00	+1,00	10	10	30	54	53	0	0
3	+1,00	-1,00	-1,00	30	3	10	67	75	46	91
4	+1,00	+1,00	-1,00	30	10	10	49	38	0	25
5 (C)	0,00	0,00	0,00	20	7	20	77	93	53	94
6	-1,00	-1,00	+1,00	10	3	30	0	61	23	60
7	-1,00	+1,00	-1,00	10	10	10	0	13	0	0
8	+1,00	-1,00	-1,00	30	3	10	61	92	37	90
9	+1,00	+1,00	+1,00	30	10	30	56	75	0	35
10 (C)	0,00	0,00	0,00	20	7	20	74	91	53	95
11	-1,68	0,00	0,00	2	7	20	54	78	7	25
12	+1,68	0,00	0,00	38	7	20	68	96	33	95
13	0,00	-1,68	0,00	20	1	20	0	0	0	0
14	0,00	+1,68	0,00	20	13	20	44	0	11	0
15	0,00	0,00	-1,68	20	7	2	68	0	0	0
16	0,00	0,00	+1,68	20	7	38	75	85	51	89
17 (C)	0,00	0,00	0,00	20	7	20	74	91	56	96

x₁ – Densidade de corrente

x₂ – pH inicial

x₃ - Tempo

%RNT – Porcentagem de remoção de nitrogênio total

%RPT – Porcentagem de remoção de fósforo total

(C) – Ponto central

No efluente bruto, a remoção de nitrogênio total variou entre 0% e 77% utilizando o eletrodo de ferro e entre 0 e 56% para o de alumínio, o que indica que o eletrodo de ferro é mais efetivo para remoção do parâmetro. Já a remoção de fósforo total variou igualmente de 0 a 96% para ambos os eletrodos, mostrando uma eficiência dos dois materiais.

Os tratamentos que apresentaram os melhores resultados na remoção dos nutrientes foram os tratamentos 5 (NT: 77%; PT: 93%), 10 (NT: 74%; PT: 91%), 16 (NT: 75%; PT: 85%) e 17 (NT: 74%; PT: 91%) para o eletrodo de ferro; e, os tratamentos 5 (NT: 53%; PT: 94%), 10 (NT: 53%; PT: 95%), 16 (NT: 51%; PT: 89%) e 17 (NT: 56%; PT: 96%) para o eletrodo de alumínio. Preliminarmente, pode-se afirmar que os melhores resultados para ambos os eletrodos estão na região do ponto central deslocando para tempos de reação mais altos (x₃ = +1,68).

7.2.1.1. Resultados utilizando eletrodo de ferro

A análise estatística da validade dos modelos baseada nos desvios da curva de Gauss é feita pela ANOVA (Análise de Variância). A Tabela 10 apresenta a

ANOVA para o percentual de remoção de nitrogênio e fósforo total utilizando o eletrodo de ferro.

Tabela 10 - Análise de variância para o eletrodo de ferro no efluente bruto

Fatores	% Remoção Nitrogênio Total					% Remoção Fósforo Total				
	SQ	GL	SMQ	F	P	SQ	GL	SMQ	F	P
x ₁	3.012,980	1	3.012,976	1.004,325	0,001	2.385,520	1	2.385,520	1.789,143	0,001
x ₁ ²	742,700	1	742,700	247,567	0,004	10,210	1	10,210	7,656	0,110
x ₂	804,900	1	804,898	268,299	0,004	198,820	1	198,820	149,118	0,007
x ₂ ²	5.434,020	1	5.434,022	1.811,341	0,001	10.090,980	1	10.090,980	7.568,237	0,000
x ₃	455,570	1	455,572	151,857	0,007	4.979,470	1	4.979,470	3.734,603	0,000
x ₃ ²	217,360	1	217,361	72,454	0,014	2.482,110	1	2.482,110	1.861,584	0,000
x ₁ x ₂	741,130	1	741,125	247,042	0,004	392,000	1	392,000	294,000	0,003
x ₁ x ₃	210,120	1	210,125	70,042	0,014	760,500	1	760,500	570,375	0,002
x ₂ x ₃	378,120	1	378,125	126,042	0,008	162,000	1	162,000	121,500	0,008
Falta de ajuste	2.466,150	5	493,229	164,410	0,006	2.168,980	5	433,800	325,347	0,003
Erro Puro	6,000	2	3,000			2,670	2	1,330		
Total	13.619,530	16				23.182,240	16			

x₁ – Densidade de corrente

x₂ – pH inicial

x₃ - Tempo

SQ: Soma quadrática;

GL: Graus de liberdade;

SMQ: Soma média quadrática;

F: Teste estatístico de comparação de variâncias;

P: Teste estatístico para estimativa do intervalo de confiança do modelo com base na curva de Gauss.

A análise de variâncias para remoção de nitrogênio total mostrou que todas as variáveis e interações têm influência significativa, no intervalo de confiança de 95% ($p < 0,05$) e os valores de F foram superiores ao valor tabelado (4,49), demonstrando que há diferença significativa entre as médias dos experimentos. Os modelos ajustados para a eficiência de remoção de nitrogênio do efluente bruto considerando as variáveis significativas estão representados pelas Equações 2, 3 e 4 respectivamente:

$$\%RNT = 76,04 + 14,88 \cdot x_1 - 8,17 \cdot x_1^2 + 7,69 \cdot x_2 - 22,10 \cdot x_2^2 - 9,63 \cdot x_1 \cdot x_2 \quad (2)$$

$$\%RNT = 76,04 + 14,88 \cdot x_1 - 8,17 \cdot x_1^2 + 5,79 \cdot x_3 - 4,42 \cdot x_3^2 - 5,13 \cdot x_1 \cdot x_3 \quad (3)$$

$$\%RNT = 76,04 + 7,69 \cdot x_2 - 22,10 \cdot x_2^2 + 5,79 \cdot x_3 - 4,42 \cdot x_3^2 + 6,88 \cdot x_2 \cdot x_3 \quad (4)$$

Já para a remoção de fósforo total mostrou que apenas densidade de corrente quadrática (x_1^2) não tem influência significativa. Os modelos ajustados para

a eficiência de remoção de fósforo do efluente bruto considerando somente as variáveis significativas estão representados pelas Equações 5, 6 e 7, respectivamente:

$$\%RPT = 90,80 + 13,24*x_1 - 3,82*x_2 - 30,11*x_2^2 - 7,00*x_1*x_2 \quad (5)$$

$$\%RPT = 90,80 + 13,24*x_1 + 19,13*x_3 - 14,94*x_3^2 - 9,75*x_1*x_3 \quad (6)$$

$$\%RPT = 90,80 - 3,82*x_2 - 30,11*x_2^2 + 19,13*x_3 - 14,94*x_3^2 + 4,50*x_2*x_3 \quad (7)$$

Os dados se ajustaram ao modelo polinomial proposto, uma vez que apresentaram coeficiente de correlação alto ($r^2 = 0,81849$ para nitrogênio e $r^2 = 0,90632$ para fósforo), sugerindo a linearidade dos dados devido a uma correlação forte. As Figuras 12, 13, e 14 mostram a superfície de resposta para nitrogênio e fósforo totais das variáveis independentes significantes em função umas das outras.

Figura 12 - Superfície de resposta para remoção de nitrogênio e fósforo total com pH em função da densidade de corrente quando tempo 20 min no efluente bruto utilizando eletrodo de Fe.

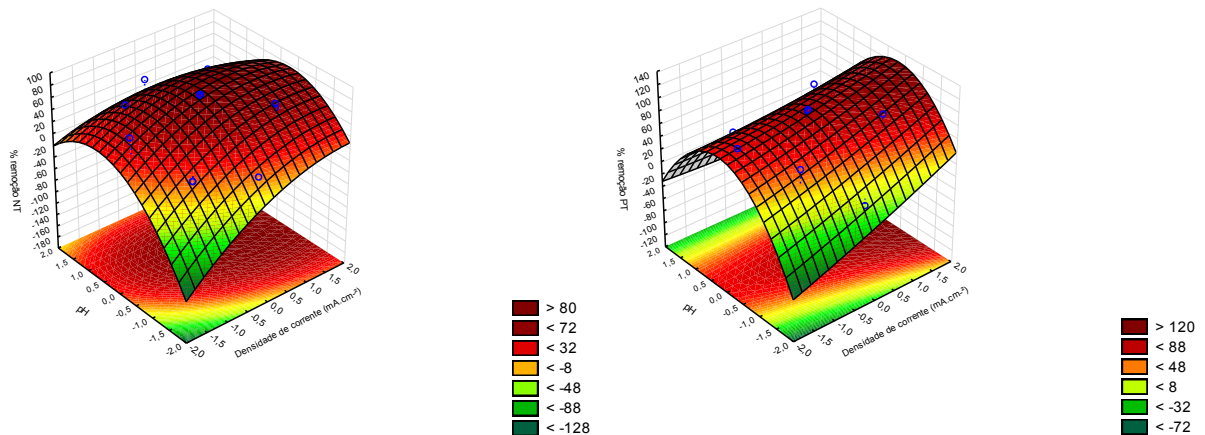


Figura 13 - Superfície de resposta para remoção de nitrogênio e fósforo total com tempo em função da densidade de corrente quando pH 7 no efluente bruto utilizando eletrodo de Fe.

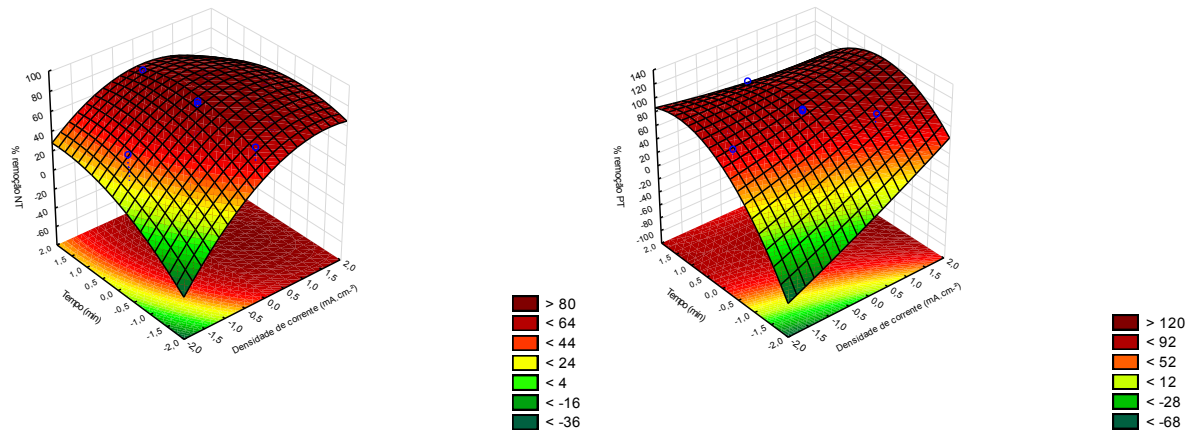
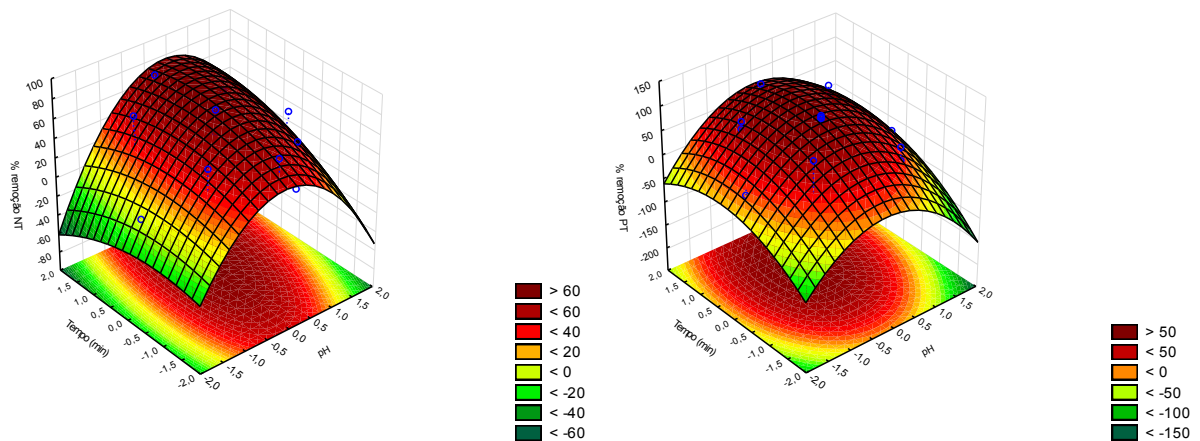


Figura 14 - Superfície de resposta para remoção de nitrogênio e fósforo total com tempo em função do pH quando densidade de corrente 20 mA cm⁻² no efluente bruto utilizando eletrodo de Fe.



As figuras 12, 13 e 14 mostram que a melhor remoção tanto para nitrogênio como para fósforo para os limites adotados está na região do ponto central para pH e tempo ($x_2 = 0$ e $x_3 = 0$), ou seja, pH 7 e tempo 20 min, e densidade de corrente deslocada para valores maiores ($x_1 = +1$), ou seja, 30 mA cm⁻², visto que aumentar a densidade da corrente aumenta a eficiência de remoção dos poluentes (AHMADIAN et al., 2012). Mesmo que na região do ponto central ($x_1 = 0$) na densidade de corrente 20 mA cm⁻² já presente as maiores eficiências de remoção para os parâmetros estudados.

7.2.1.2. Resultados utilizando eletrodo de alumínio

A análise estatística da validade dos modelos baseada nos desvios da curva de Gauss é feita pela ANOVA (Análise de Variância). A Tabela 11 apresenta a ANOVA para o percentual de remoção de nitrogênio e fósforo total para o eletrodo de alumínio.

Tabela 11 - Análise de variância para o eletrodo de alumínio no efluente bruto

Fatores	% Remoção Nitrogênio Total					% Remoção Fósforo Total				
	SQ	GL	SMQ	F	P	SQ	GL	SMQ	F	P
x_1	787,762	1	787,762	262,587	0,004	6.535,510	1	6.535,510	6.535,510	0,000
x_1^2	1.709,479	1	1.709,479	569,826	0,002	1.319,370	1	1.319,370	1.319,370	0,001
x_2	564,163	1	564,163	188,054	0,005	2.408,900	1	2.408,900	2.408,900	0,000
x_2^2	3.436,382	1	3.436,382	1.145,461	0,001	11.621,950	1	11.621,950	11.621,950	0,000
x_3	1.012,391	1	1.012,391	337,464	0,003	3.556,410	1	3.556,410	3.556,410	0,000
x_3^2	1.210,576	1	1.210,576	403,525	0,002	3.001,870	1	3.001,870	3.001,870	0,000
x_1x_2	450,000	1	450,000	150,000	0,007	465,130	1	465,130	465,130	0,002
x_1x_3	24,500	1	24,500	8,167	0,104	300,130	1	300,130	300,130	0,003
x_2x_3	128,000	1	128,000	42,667	0,023	325,130	1	325,130	325,130	0,003
Falta de ajuste	1.345,539	5	269,108	89,703	0,011	3.483,210	5	696,640	696,640	0,001
Erro Puro	6,000	2	3,000			2,000	2	1,000		
Total	8.575,059	16				29.301,060	16			

x_1 – Densidade de corrente

x_2 – pH inicial

x_3 - Tempo

SQ: Soma quadrática;

GL: Graus de liberdade;

SMQ: Soma média quadrática;

F: Teste estatístico de comparação de variâncias;

P: Teste estatístico para estimativa do intervalo de confiança do modelo com base na curva de Gauss.

A análise de variâncias para remoção de nitrogênio total mostrou apenas a interação entre densidade de corrente e tempo (x_1x_3) não tem influência significativa. Os modelos ajustados para a eficiência de remoção de nitrogênio do efluente bruto considerando somente as variáveis significativas estão representados pelas Equações 8, 9 e 10, respectivamente:

$$\%RNT = 54,08 + 7,61*x_1 - 12,39*x_1^2 - 6,44*x_2 - 17,57*x_2^2 - 7,50*x_1*x_2 \quad (8)$$

$$\%RNT = 54,08 + 7,61*x_1 - 12,39*x_1^2 + 8,63*x_3 - 10,43*x_3^2 \quad (9)$$

$$\%RNT = 54,08 - 6,44*x_2 - 17,57*x_2^2 + 8,63*x_3 - 10,43*x_3^2 - 4,00*x_2*x_3 \quad (10)$$

Já para a remoção de fósforo total mostrou que todas as variáveis e interações foram significativas. Os modelos ajustados para a eficiência de remoção de fósforo do efluente bruto considerando somente as variáveis significativas estão representados pelas Equações 11, 12 e 13, respectivamente:

$$\%RPT = 94,47 + 21,92*x_1 - 10,89*x_1^2 - 13,31*x_2 - 32,32*x_2^2 - 7,62*x_1*x_2 \quad (11)$$

$$\%RPT = 94,47 + 21,92*x_1 - 10,89*x_1^2 + 16,17*x_3 - 16,42*x_3^2 - 6,13*x_1*x_3 \quad (12)$$

$$\%RPT = 94,47 - 13,31*x_2 - 32,32*x_2^2 + 16,17*x_3 - 16,42*x_3^2 - 6,38*x_2*x_3 \quad (13)$$

Além disso, os dados se ajustaram ao modelo polinomial proposto, uma vez que apresentou coeficiente de correlação alto ($r^2 = 0,84239$ para nitrogênio e $r^2 = 0,88106$ para fósforo), sugerindo a linearidade dos dados devido a uma correlação forte. As Figuras 15, 16 e 17 mostram a superfície de resposta das variáveis independentes significantes em função umas das outras.

Figura 15 - Superfície de resposta para remoção de nitrogênio e fósforo total com pH em função da densidade de corrente quando tempo 20 min no efluente bruto utilizando eletrodo de Al.

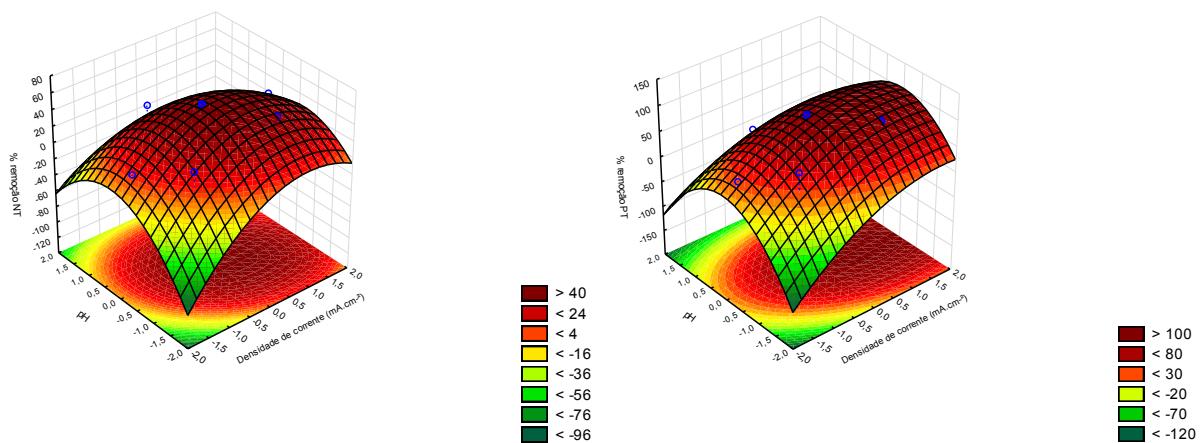


Figura 16 - Superfície de resposta para remoção de nitrogênio e fósforo total com tempo em função do pH quando densidade de corrente 20 mA cm^{-2} no efluente bruto utilizando eletrodo de Al

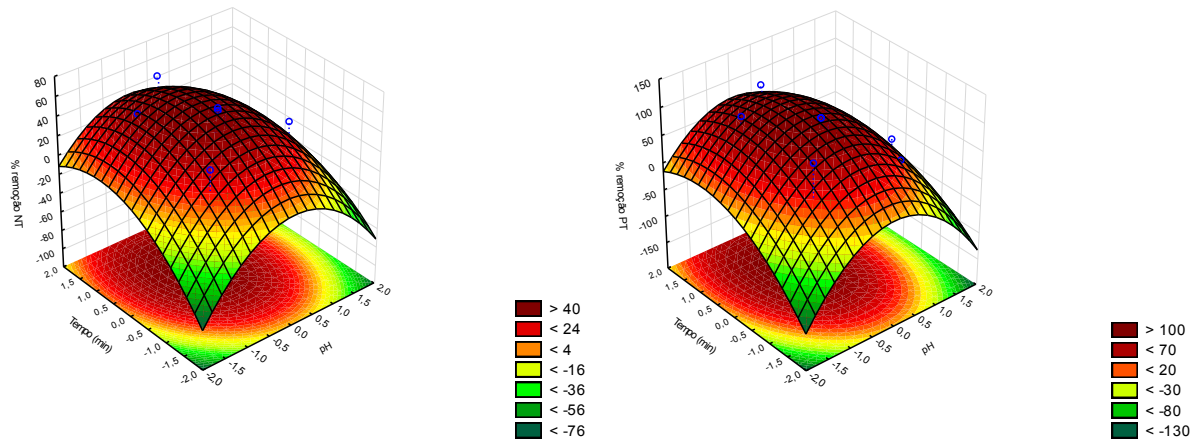
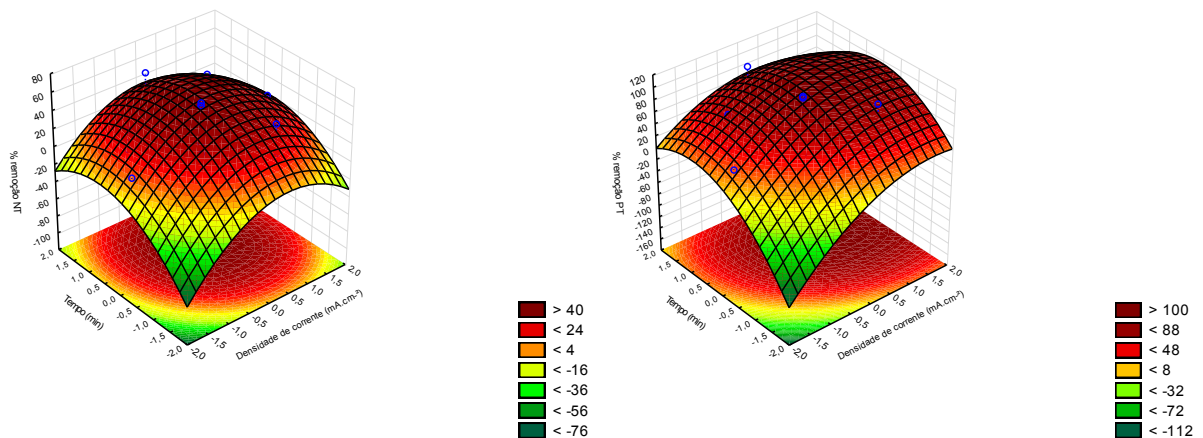


Figura 17 - Superfície de resposta para remoção de nitrogênio e fósforo total com tempo em função da densidade de corrente quando pH 7 no efluente bruto utilizando eletrodo de Al



As figuras 15, 16 e 17 mostram que a melhor remoção tanto para nitrogênio como para fósforo para os limites adotados está na região do ponto central para pH e tempo ($x_2 = 0$ e $x_3 = 0$), ou seja, pH 7 e tempo 20 min, e densidade de corrente deslocada para valores maiores ($x_1 = +1$), ou seja, 30 mA cm^{-2} , visto que aumentar a densidade da corrente aumenta a eficiência de remoção dos poluentes (AHMADIAN et al., 2012). Mesmo que na região do ponto central ($x_1 = 0$) na densidade de corrente 20 mA cm^{-2} já presente as maiores eficiências de remoção para os parâmetros estudados. Os resultados foram parecidos aos encontrados no tratamento com o eletrodo de ferro.

7.2.2. Resultados do efluente polido

A Tabela 12 apresenta a matriz experimental utilizada com variáveis codificadas e reais, e os resultados em termos de porcentagem de remoção para o efluente polido.

Tabela 12 - Resumo dos resultados do DCCR 2³ para o efluente polido

Ensaio	Variáveis Independentes						Variáveis Dependentes			
	Valores codificados			Valores Reais			Eletrodo de Fe		Eletrodo de Al	
	x ₁	x ₂	x ₃	mA cm ⁻²	pH	min	%RNT	%RPT	%RNT	%RPT
1	-1,00	-1,00	-1,00	10	3	10	13	88	6	83
2	-1,00	+1,00	+1,00	10	10	30	5	95	4	70
3	+1,00	-1,00	-1,00	30	3	10	9	98	3	51
4	+1,00	+1,00	-1,00	30	10	10	13	95	14	58
5 (C)	0,00	0,00	0,00	20	7	20	36	98	10	93
6	-1,00	-1,00	+1,00	10	3	30	3	97	7	88
7	-1,00	+1,00	-1,00	10	10	10	54	74	0	42
8	+1,00	-1,00	-1,00	30	3	10	18	99	0	72
9	+1,00	+1,00	+1,00	30	10	30	17	87	17	15
10 (C)	0,00	0,00	0,00	20	7	20	36	99	9	94
11	-1,68	0,00	0,00	2	7	20	54	56	11	6
12	+1,68	0,00	0,00	38	7	20	23	98	15	60
13	0,00	-1,68	0,00	20	1	20	26	13	4	0
14	0,00	+1,68	0,00	20	13	20	27	37	16	4
15	0,00	0,00	-1,68	20	7	2	40	10	0	79
16	0,00	0,00	+1,68	20	7	38	28	97	6	48
17 (C)	0,00	0,00	0,00	20	7	20	33	98	11	95

x₁ – Densidade de corrente

x₂ – pH inicial

x₃ - Tempo

%RNT – Porcentagem de remoção de nitrogênio total

%RPT – Porcentagem de remoção de fósforo total

(C) – Ponto central

No efluente polido, a remoção de nitrogênio total variou de 0% a 17% para o eletrodo de alumínio e de 3 a 54% para o eletrodo de ferro, o que permite concluir preliminarmente que o eletrodo de ferro é mais efetivo para remoção do parâmetro nitrogênio. Já a remoção de fósforo total variou de 10 a 99% no eletrodo de ferro e de 0 a 95% no eletrodo de alumínio, o que permite concluir preliminarmente que ambos são eficientes na remoção.

Os tratamentos que apresentaram os melhores resultados na remoção dos nutrientes foram os tratamentos 5 (NT: 36%; PT: 98%), 10 (NT: 36%; PT: 99%), 16 (NT: 28%; PT: 97%) e 17 (NT: 33%; PT: 98%) para o eletrodo de ferro; e, os tratamentos 5 (NT: 10%; PT: 93%), 6 (NT: 7%; PT: 88%), 10 (NT: 9%; PT: 94%) e 17

(NT: 11%; PT: 95%) para o eletrodo de alumínio. Preliminarmente, pode-se afirmar que os melhores resultados para ambos os eletrodos estão na região do ponto central, sendo que para o eletrodo de ferro desloca para tempos de reação mais altos ($x_3 = +1,68$), e para eletrodo de alumínio densidade de corrente e pH mais baixos (x_1 e $x_2 = -1,00$) e tempos de reação mais altos ($x_3 = +1,00$).

7.2.2.1. Resultados para eletrodo de ferro

A análise estatística da validade dos modelos baseada nos desvios da curva de Gauss é feita pela ANOVA (Análise de Variância). A Tabela 13 apresenta a ANOVA para o percentual de remoção de nitrogênio e fósforo total para o eletrodo de ferro.

Tabela 13 - Análise de variância para o eletrodo de ferro no efluente polido

Fatores	% Remoção Nitrogênio Total					% Remoção Fósforo Total				
	SQ	GL	SMQ	F	P	SQ	GL	SMQ	F	P
x_1	358,987	1	358,987	119,662	0,008	667,510	1	667,513	2.002,538	0,000
x_1^2	67,754	1	67,754	22,585	0,042	52,850	1	52,854	158,561	0,006
x_2	167,114	1	167,114	55,705	0,017	6,170	1	6,169	18,507	0,050
x_2^2	507,496	1	507,496	169,165	0,006	2.990,010	1	2.990,015	8.970,045	0,000
x_3	519,810	1	519,810	173,270	0,006	2.040,330	1	2.040,332	6.120,995	0,000
x_3^2	184,754	1	184,754	61,585	0,016	429,610	1	429,612	1.288,835	0,001
x_1x_2	200,000	1	200,000	66,667	0,015	0,120	1	0,125	0,375	0,603
x_1x_3	364,500	1	364,500	121,500	0,008	190,120	1	190,125	570,375	0,002
x_2x_3	84,500	1	84,500	28,167	0,034	3,130	1	3,125	9,375	0,092
Falta de Ajuste	1.503,388	5	300,678	100,226	0,010	8.383,580	5	1.676,716	5.030,147	0,000
Erro Puro	6,000	2	3,0000			0,670	2	0,333		
Total	3.766,118	16				14.983,060	16			

x_1 – Densidade de corrente

x_2 – pH inicial

x_x - Tempo

SQ: Soma quadrática;

GL: Graus de liberdade;

SMQ: Soma média quadrática;

F: Teste estatístico de comparação de variâncias;

P: Teste estatístico para estimativa do intervalo de confiança do modelo com base na curva de Gauss.

A análise de variâncias para remoção de nitrogênio total mostrou que todas as variáveis e interações têm influência significativa, no intervalo de confiança de 95% ($p < 0,05$) e os valores de F foram superiores ao valor tabelado (4,49), demonstrando que há diferença significativa entre as médias dos experimentos. Os modelos ajustados para a eficiência de remoção de nitrogênio do efluente polido

considerando somente as variáveis significativas estão representados pelas Equações 14, 15 e 16, respectivamente:

$$\%RNT = 36,22 - 5,14*x_1 - 2,47*x_1^2 + 3,51*x_2 - 6,75*x_2^2 - 5,00*x_1*x_2 \quad (14)$$

$$\%RNT = 36,22 - 5,14*x_1 - 2,47*x_1^2 - 6,18*x_3 - 4,07*x_3^2 + 6,75*x_1*x_3 \quad (15)$$

$$\%RNT = 36,22 + 3,51*x_2 - 6,75*x_2^2 - 6,18*x_3 - 4,07*x_3^2 - 3,25*x_2*x_3 \quad (16)$$

Já para a remoção de fósforo total mostrou que apenas pH linear (x_2), e as interações densidade de corrente e pH (x_1x_2) e pH tempo (x_2x_3) não têm influência significativa. Os modelos ajustados para a eficiência de remoção de fósforo do efluente polido considerando somente as variáveis significativas estão representados pelas Equações 17, 18 e 19, respectivamente:

$$\%RPT = 95,11 + 7,01*x_1 + 2,18*x_1^2 - 16,39*x_2^2 \quad (17)$$

$$\%RPT = 95,11 + 7,01*x_1 + 2,18*x_1^2 + 12,25*x_3 - 6,21*x_3^2 - 4,88*x_1*x_3 \quad (18)$$

$$\%RPT = 95,11 - 16,39*x_2^2 + 12,25*x_3 - 6,21*x_3^2 \quad (19)$$

Os dados não se ajustaram ao modelo polinomial proposto, uma vez que apresentou coeficiente de correlação baixo ($r^2 = 0,59922$ para nitrogênio e $r^2 = 0,44042$ para fósforo), sugerindo a pouca linearidade dos dados devido a uma correlação fraca. As Figuras 18, 19 e 20 mostram a superfície de resposta para nitrogênio e fósforo totais das variáveis independentes significantes em função umas das outras.

Figura 18 - Superfície de resposta para remoção de nitrogênio e fósforo total com pH em função da densidade de corrente quando tempo 20 min no efluente polido utilizando eletrodo de Fe

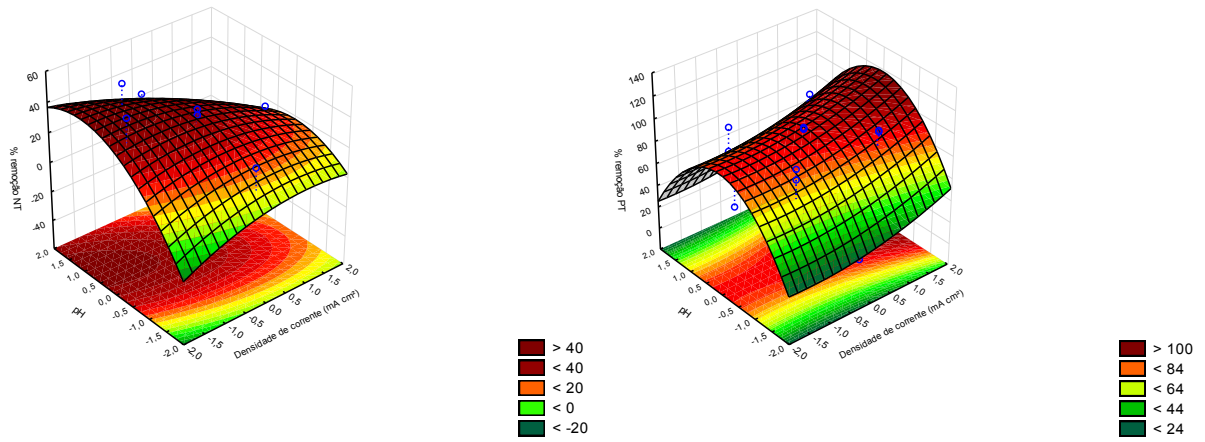


Figura 19 - Superfície de resposta para remoção de nitrogênio e fósforo total com tempo em função da densidade de corrente quando pH 7 no efluente polido utilizando eletrodo de Fe

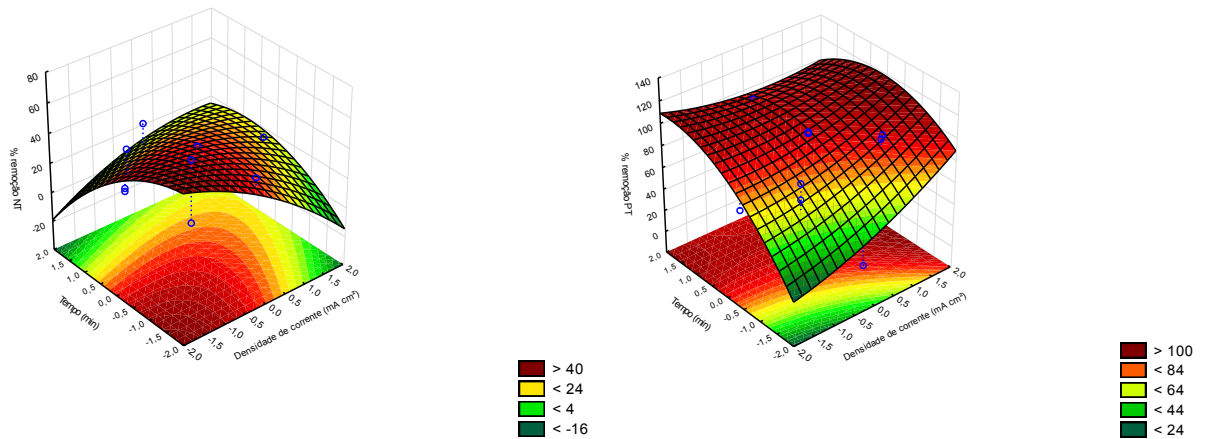
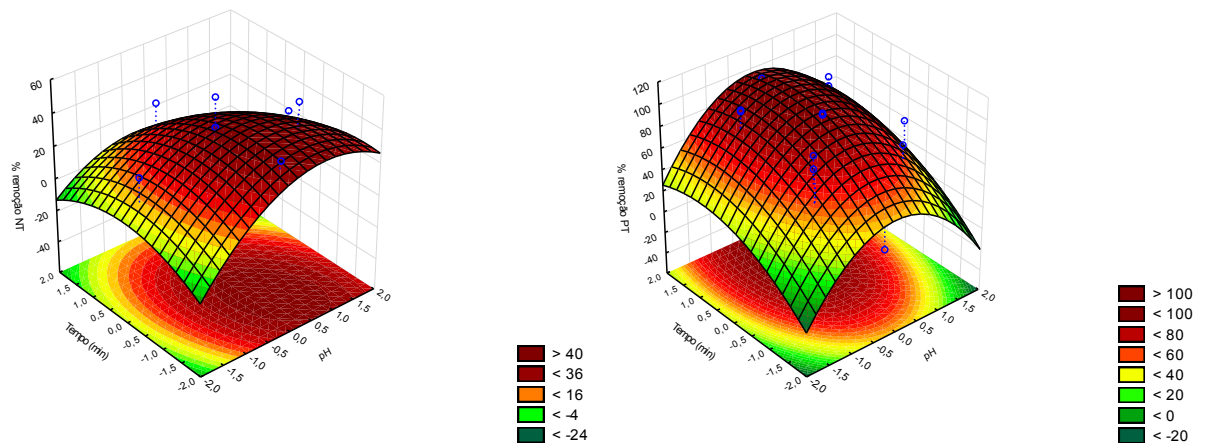


Figura 20 - Superfície de resposta para remoção de nitrogênio e fósforo total com tempo em função do pH quando densidade de corrente 20 mA cm⁻² no efluente polido utilizando eletrodo de Fe



As figuras 18, 19 e 20 mostram que a melhor remoção para nitrogênio e fósforo está em diferentes regiões dos gráficos. Desta forma, não é possível admitir uma condição ótima das variáveis independentes que contemple as melhores remoções para ambas as variáveis de resposta, como foi o caso dos tratamentos com o efluente bruto.

No caso do nitrogênio, para os limites adotados, a melhor remoção está na região de densidade de corrente e tempo menores ($x_1 = -1$ e $x_3 = -1$), ou seja, 10 mA cm^{-2} e 10 min, e pH neutro deslocado alcalino ($x_2 = +1$), ou seja, pH 10. Estudos relatam que o eletrodo de ferro mostra eficiência em uma faixa de pH mais ampla que o eletrodo de alumínio e trabalha também em pH levemente alcalinos (SAHU; MAZUMDAR; CHAUDHARI, 2014).

Para fósforo nos limites adotados, a melhor remoção está na região do ponto central para pH ($x_2 = 0$), ou seja, pH 7, tempo na região do ponto central deslocado para valores maiores ($x_3 = +1$), ou seja, 30 min, e densidade de corrente com boa eficiência em todas as regiões ($x_1 = \text{de } -1 \text{ a } +1$), ou seja, 10 a 30 mA cm^{-2} .

7.2.2.2. Resultados para eletrodo de alumínio

A análise estatística da validade dos modelos baseada nos desvios da curva de Gauss é feito pela ANOVA (Análise de Variância). A Tabela 14 apresenta a ANOVA para o percentual de remoção de nitrogênio e fósforo total para o eletrodo de alumínio.

Tabela 14 - Análise de variância para o eletrodo de alumínio no efluente polido

Fatores	% Remoção Nitrogênio Total					% Remoção Fósforo Total				
	SQ	GL	SMQ	F	P	SQ	GL	SMQ	F	P
x_1	41,277	1	41,277	41,277	0,023	0,830	1	0,830	0,830	0,458
x_1^2	3,644	1	3,644	3,644	0,196	2.387,260	1	2.387,258	2.387,258	0,000
x_2	112,297	1	112,297	112,297	0,009	769,610	1	769,608	769,608	0,001
x_2^2	2,773	1	2,773	2,773	0,238	7.360,260	1	7.360,258	7.360,258	0,000
x_3	32,550	1	32,550	32,550	0,029	504,990	1	504,994	504,994	0,002
x_3^2	100,096	1	100,096	100,096	0,010	156,820	1	156,823	156,823	0,006
x_1x_2	171,125	1	171,125	171,125	0,006	10,120	1	10,125	10,125	0,086
x_1x_3	0,125	1	0,125	0,125	0,757	1.176,130	1	1.176,125	1.176,125	0,001
x_2x_3	1,125	1	1,125	1,125	0,400	0,130	1	0,125	0,125	0,757
Falta de ajuste	24,546	5	4,909	4,909	0,178	6.577,920	5	1.315,584	1.315,584	0,001
Erro Puro	2,000	2	1,000			2,000	2	1,000		
Total	510,471	16				17.391,880	16			

x_1 – Densidade de corrente

x_2 – pH inicial

x_3 - Tempo

SQ: Soma quadrática;

GL: Graus de liberdade;

SMQ: Soma média quadrática;

F: Teste estatístico de comparação de variâncias;

P: Teste estatístico para estimativa do intervalo de confiança do modelo com base na curva de Gauss.

A análise de variâncias para remoção de nitrogênio total mostrou que a densidade de corrente linear (x_1), o pH linear (x_2), o tempo linear (x_3) e quadrático (x_3^2), e a interação densidade de corrente e pH (x_1x_2) têm influência significativa, no intervalo de confiança de 95% ($p < 0,05$) e os valores de F foram superiores ao valor tabelado (4,49), demonstrando que há diferença significativa entre as médias dos experimentos. Os modelos ajustados para a eficiência de remoção de nitrogênio do efluente polido considerando somente as variáveis significativas estão representados pelas Equações 20, 21 e 22, respectivamente:

$$\%RNT = 10,16 + 1,74*x_1 + 2,87*x_2 + 4,63*x_1*x_2 \quad (20)$$

$$\%RNT = 10,16 + 1,74*x_1 + 1,55*x_3 - 3,00*x_3^2 \quad (21)$$

$$\%RNT = 10,16 + 2,87*x_2 + 1,55*x_3 - 3,00*x_3^2 \quad (22)$$

Já para a remoção de fósforo total mostrou que apenas a densidade de corrente linear (x_1) e as interações densidade de corrente e pH (x_1x_2) e pH tempo (x_2x_3) não têm influência significativa. Os modelos ajustados para a eficiência de

remoção de fósforo do efluente polido considerando somente as variáveis significativas estão representados pelas Equações 23, 24 e 25, respectivamente:

$$\%RPT = 91,65 - 14,65*x_1^2 - 7,52*x_2 - 25,72*x_2^2 \quad (23)$$

$$\%RPT = 91,65 - 14,65*x_1^2 - 6,09*x_3 - 3,75*x_3^2 - 12,13*x_2*x_3 \quad (24)$$

$$\%RPT = 91,65 - 7,52*x_2 - 25,72*x_2^2 - 6,09*x_3 - 3,75*x_3^2 \quad (25)$$

Os dados se ajustaram ao modelo polinomial proposto para remoção de nitrogênio, uma vez que apresentou coeficiente de correlação alto ($r^2 = 0,948$), sugerindo a linearidade dos dados devido a uma correlação forte. Já para remoção de fósforo os dados não se ajustaram ao modelo polinomial proposto, uma vez que apresentou coeficiente de correlação baixo ($r^2 = 0,62167$), sugerindo a falta de linearidade dos dados devido a uma correlação fraca. As Figuras 21, 22 e 23 mostram a superfície de resposta para nitrogênio e fósforo totais das variáveis independentes significantes em função umas das outras.

Figura 21 - Superfície de resposta para remoção de nitrogênio e fósforo total com pH em função da densidade de corrente quando tempo 20 min no efluente polido utilizando eletrodo de Al.

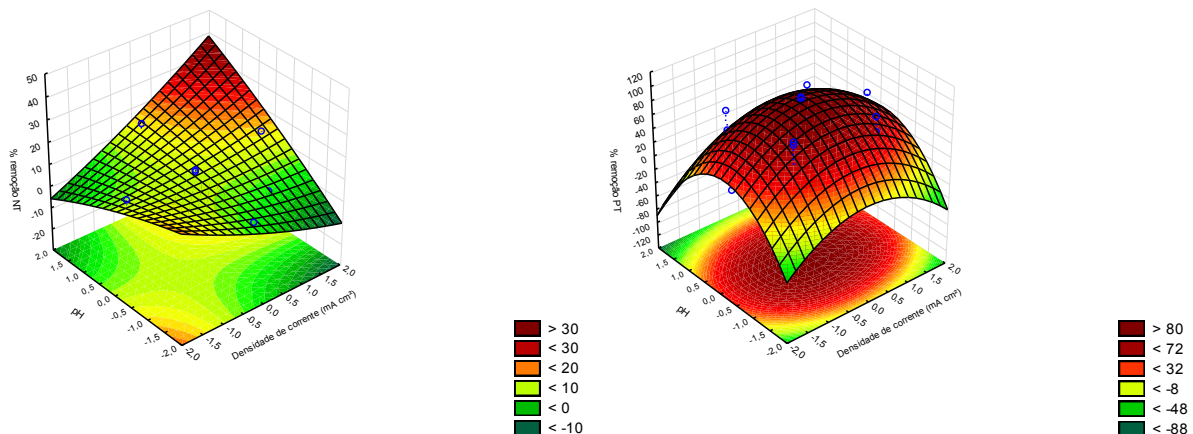


Figura 22 - Superfície de resposta para remoção de nitrogênio e fósforo total com tempo em função da densidade de corrente quando pH 7 no efluente polido utilizando eletrodo de Al.

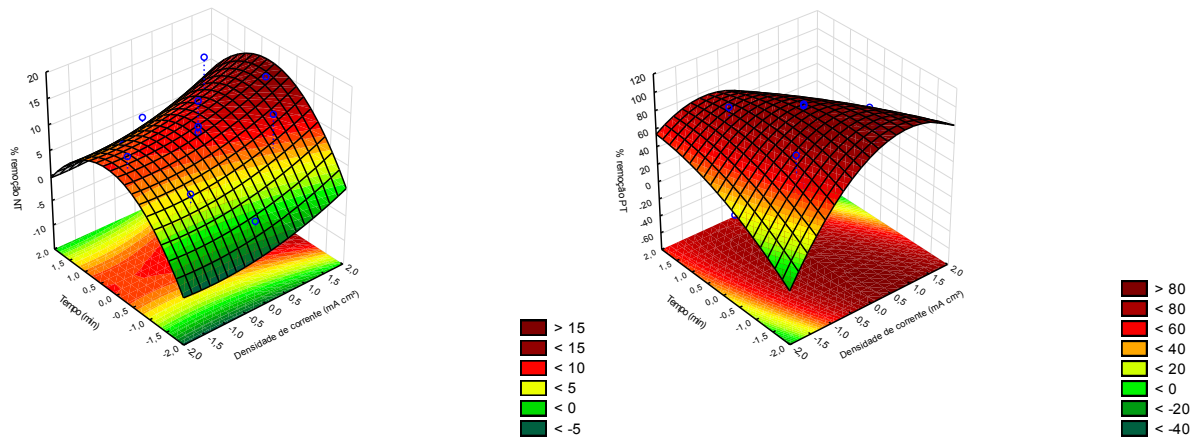
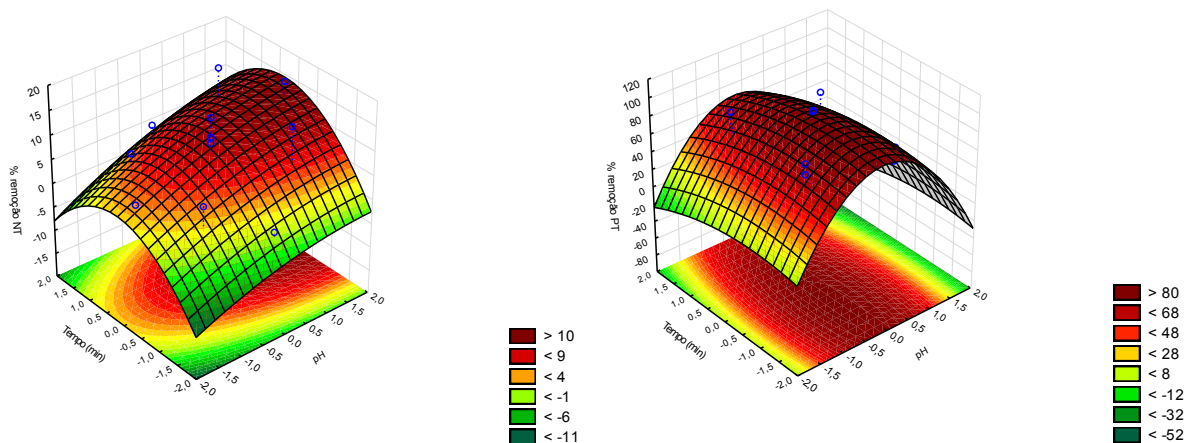


Figura 23 - Superfície de resposta para remoção de nitrogênio e fósforo total com tempo em função do pH quando a densidade de corrente 20 mA cm⁻² no efluente polido utilizando eletrodo de Al.



As figuras 21, 22 e 23 mostram que a melhor remoção para nitrogênio e fósforo está em diferentes regiões do gráfico de superfície de resposta, da mesma forma que aconteceu com os resultados observados no tratamento com eletrodo de ferro. Por isso, não é possível definir uma condição ótima para as variáveis independentes que atenda as melhores condições de remoção de ambas as variáveis de resposta.

Para a melhor remoção de nitrogênio dentro dos limites adotados, está na região de densidade de corrente e pH maiores ($x_1 = +1$ e $x_2 = +1$), ou seja, 30 mA cm⁻² e pH 10, e tempo na região do ponto central ($x_3 = 0$), ou seja, 20 min. Em relação à faixa de pH mais alta ($x_2 = +1$) contraria estudos anteriores que apontam que os eletrodos de alumínio funcionam melhor em uma faixa de pH mais ácida

(BAYAR et al., 2014; ERYURUK; UN; OGUTVEREN, 2018). Para fósforo nos limites adotados, a melhor remoção está na região do ponto central pH ($x_2 = 0$), ou seja, pH 7, densidade de corrente na região de valores maiores ($x_1 = +1$), ou seja, 30 mA cm⁻² e tempo na região dos valores menores ($x_3 = -1$), ou seja, 10 min.

7.3. APLICAÇÃO DO TRATAMENTO NA MELHOR CONDIÇÃO

Conforme itens 6.4 para a melhor condição de remoção de nitrogênio e fósforo utilizando os eletrodos de ferro e alumínio nos efluentes bruto e polido foram realizadas as análises de caracterização descrita no item 6.2 e também testes de ecotoxicidade item 6.2.1. para avaliar os efeitos da eletrocoagulação nestes parâmetros. Por fim, foi estimado o custo com a eletrocoagulação para cada material do eletrodo em ambos os efluentes de acordo com o item 6.4.2.

7.3.1. Melhor condição para efluente bruto

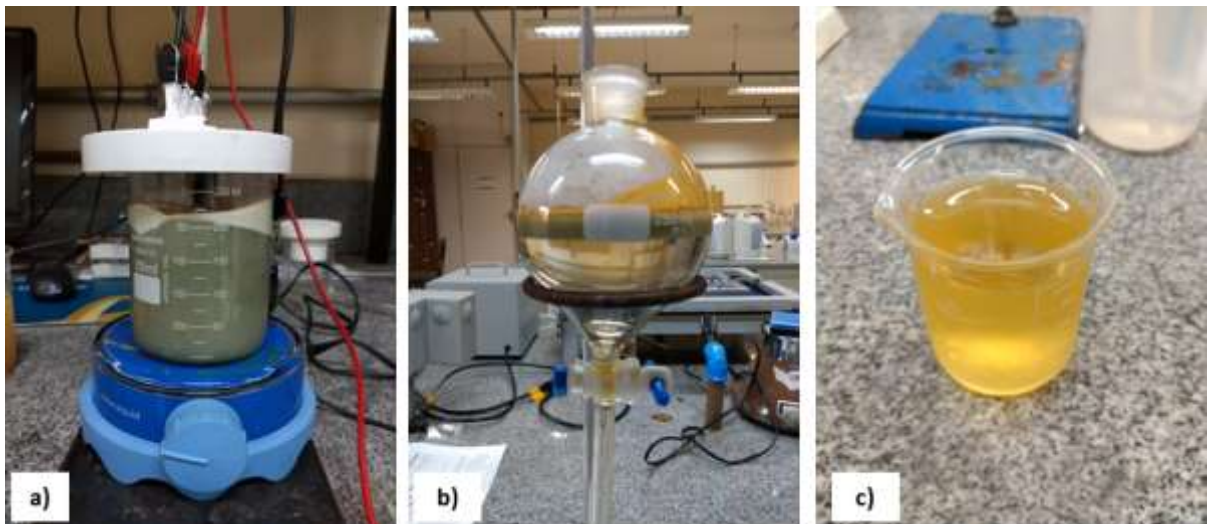
Os resultados do Delineamento Composto Central Rotacional DCCR 2³ mostraram que a melhor remoção de nitrogênio e fósforo no efluente bruto utilizando tanto o eletrodo de ferro quanto o de alumínio para os limites adotados é densidade de corrente 30 mA cm⁻², pH 7 e tempo 20 min. No entanto, quando uma corrente muito grande é usada, há uma grande chance de desperdiçar energia elétrica e até mesmo uma diminuição na eficiência da corrente, e conseqüentemente aumentar os custos do tratamento. Existe um valor crítico para a densidade de corrente que, se excedida a qualidade da água tratada, não apresenta melhora significativa (MOUSSA et al., 2017).

Os gráficos de superfície de resposta (Figuras 12 a 17) e os resultados das equações dos modelos ajustados (Equação 2 a 13) mostram que na densidade de corrente 20 mA cm⁻² ($x_1 = 0$), os valores de remoção de nitrogênio e fósforo continuam sendo máximos, buscando assim reduzir assim o custo operacional.

Da mesma forma, observa-se que o pH original do efluente bruto que fica em torno de 6,2, próximo ao ponto central ($x_2 = 0$) e portanto não deve interferir nos resultados, podendo ser adotado. Considera-se também que em uma situação de

operação em escala industrial, dificilmente haja equalização suficiente do efluente antes do tratamento para ajustar o pH em um valor exato, podendo variar dentro de uma faixa de neutralidade. Durante o processo de eletrocoagulação com o eletrodo de ferro observou-se a formação de floco escuro esverdeado. Após o tratamento ao transferir o efluente para o balão de decantação observou-se a rápida flotação dos flocos. Depois de drenar o efluente clarificado verificou-se a coloração amarelada. A Figura 24 apresenta as fases descritas acima.

Figura 24 - Eletrocoagulação do efluente bruto com eletrodo de ferro (a) balão de decantação (b) e efluente clarificado após tratamento (c)

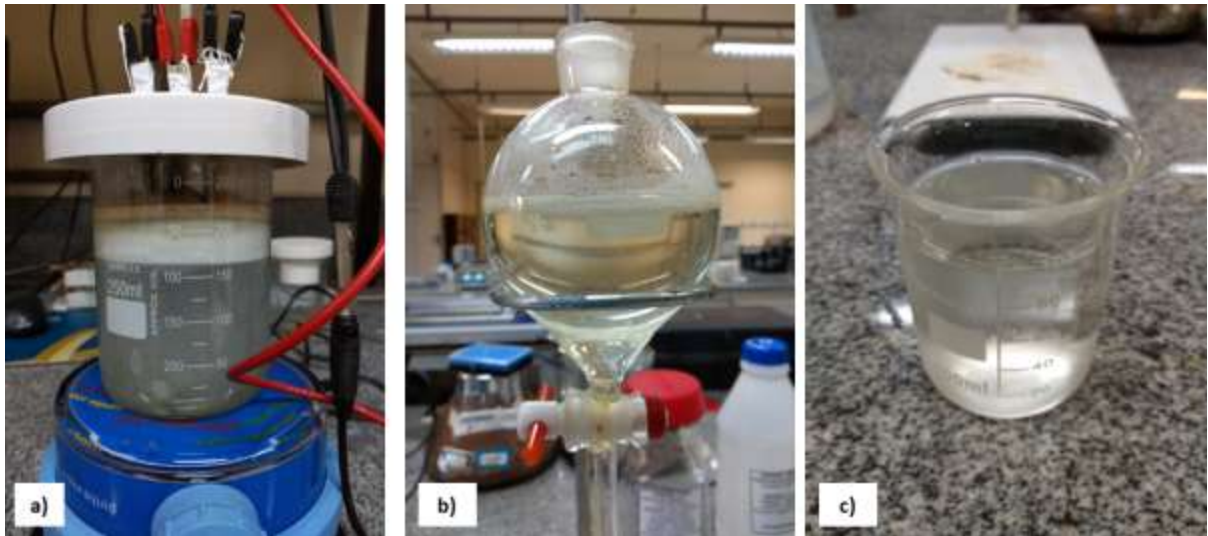


Fonte: do autor.

Estes comportamentos também foram relatados por COMBATT, et al. 2017, quem atribuiu a coloração verde durante o processo de eletrocoagulação pela presença de Fe(OH)_2 e a coloração vermelha do efluente tratado pela oxidação do Fe(OH)_2 a Fe(OH)_3 .

Já para o processo de eletrocoagulação com o eletrodo de alumínio observou-se a formação de floco claro esbranquiçado. Após o tratamento ao transferir o efluente para o balão de decantação quando se observou a rápida flotação dos flocos. Depois de drenar o efluente clarificado verificou-se transparência do efluente. COMBATT, et al. 2017 também observou estes comportamentos. A Figura 25 apresenta as fases descritas acima.

Figura 25 - Eletrocoagulação do efluente bruto com eletrodo de alumínio (a) balão de decantação (b) e efluente clarificado após tratamento (c)



Fonte: do autor.

A Tabela 15 apresenta os resultados característicos do efluente bruto e a comparação com os resultados obtidos com a melhor condição no tratamento com eletrodos de ferro e alumínio.

Tabela 15 - Comparação dos resultados para o efluente bruto e o tratamento com eletrodo de Fe e Al

Parâmetro	Efluente bruto	Tratado com Fe	Tratado com Al	Padrão de lançamento
Condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	497,40	371,90	433,20	-
Cor (uH)	4.694,00	718,00	126,00	-
pH	6,26	9,18	7,79	6,00 a 9,00
Sólidos sedimentáveis (mL L^{-1})	5,00	0,90	0,50	1,00
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	33,70	26,72	27,30	< 40,00
Turbidez (NTU)	> 1.000,00	33,50	11,90	-
Alumínio (mg L^{-1})	0,21	< 0,01	3,96	-
Demanda Química de Oxigênio (mg DQO L^{-1})	4.381,00	409,00	525,00	-
Ferro (mg L^{-1})	1,46	0,49	0,06	15,00
Fósforo total (mg L^{-1})	15,65	0,39	0,29	4,00 ou 75% de remoção
Fósforo total filtrado (mg L^{-1})	11,95	0,23	0,22	-
Nitrato (mg L^{-1})	1,20	< 0,20	< 0,20	-
Nitrito (mg L^{-1})	0,26	< 0,02	< 0,02	-
Nitrogênio amoniacal (mg L^{-1})	18,80	15,40	15,10	20,00
Nitrogênio orgânico (mg L^{-1})	109,2	23,60	27,90	-
Nitrogênio total (mg L^{-1})	128,00	39,00	43,00	-
Nitrogênio total filtrado (mg L^{-1})	83,00	33,00	41,00	-
Óleos e graxas totais (mg L^{-1})	878,80	5,20	24,40	30,00
Sólidos totais (mg L^{-1})	2.075,00	330,00	416,00	-
Sólidos suspensos (mg L^{-1})	1.625,00	60,00	50,00	-
Sólidos dissolvidos (mg L^{-1})	450,00	270,00	366,00	-
Surfactantes aniônicos (mg L^{-1})	> 4,00	0,53	0,43	2,00
<i>Escherichia Coli</i> (NMP 100 mL^{-1})	6,90	6,90	6,90	-
Coliformes totais (NMP 100 mL^{-1})	6,90	5,10	5,10	-

Fonte: do autor (BRASIL, 2005; SANTA CATARINA, 2009).

Para os nutrientes de interesse verificou-se a remoção de 97% para fósforo total e 69% para nitrogênio total com o eletrodo de ferro, confirmando os resultados obtidos no Delineamento Composto Central Rotacional 2³. O mesmo ocorreu para o eletrodo de alumínio, obtendo 98% de remoção de fósforo total e 66% de nitrogênio total. Quando se avalia fósforo filtrado, as eficiências de remoção são as mesmas do fósforo total. Já para nitrogênio filtrado, as eficiências de remoção são menores de 60%. Isto indica que o efluente bruto possui maior concentração de nitrogênio em suspensão e coloidal.

Os resultados de remoção de nitrogênio e fósforo foram parecidos com estudos anteriores que também utilizaram eletrodo de ferro para tratamento de efluente bruto de abatedouro de aves. DROGUI et al. 2008 adotou valores de algumas variáveis independentes muito parecidos com os encontrados na melhor condição deste estudo (densidade de corrente 19 mA cm^{-2} e pH original 6,32), enquanto que utilizou um tempo maior (60 min), além de operar em configuração de

eletrodo bipolar e adicionar $0,01 \text{ g L}^{-1}$ de polímero para auxiliar na floculação. AHMADIAN et al. 2012, por sua vez, encontrou um pH próximo (7,1), porém densidade de corrente menor ($2,5 \text{ mA cm}^{-2}$) e tempo maior (50 min). Ambos os estudos foram conduzidos com o objetivo principal de remoção de outros parâmetros como DQO e óleos e graxas, os resultados de remoção de nitrogênio e fósforo foram secundários.

Outros estudos utilizando efluente sintético tiveram resultados bem similares, em termos das variáveis independentes e variáveis de resposta. MAHVI, et al. 2011 trabalhou com efluente sintético contendo a mesma concentração inicial de fósforo do efluente bruto (15 mg L^{-1}), utilizando alumínio no eletrodo de sacrifício, demonstrou que as melhores condições estavam em densidade de corrente 17 mA cm^{-2} , pH 6 e tempo de detenção 20 min condições parecidas com as adotadas neste estudo, porém operou em sistema contínuo.

Já LACASA, et al. 2011, em efluente sintético com concentração inicial de 27 mg L^{-1} , maior que a encontrada no efluente bruto objeto deste estudo, com densidade de corrente bem inferior (3 mA cm^{-2}), pH neutro, tempo de retenção maior que 110 min para eletrodo de ferro e aproximadamente 30 min para eletrodo de alumínio, também operando em sistema contínuo. SHALABY, et al. 2014 utilizando efluente sintético com 20 mg L^{-1} de fósforo total e com eletrodo de alumínio, e variáveis densidade de corrente $4,54 \text{ mA cm}^{-2}$, pH 5,2, menores que os obtidos neste estudo, e tempo 180 min, maior que o obtido neste estudo, além de adição de 1 g L^{-1} de NaCl como eletrólito de suporte.

De modo geral, os estudos encontrados e adotados para comparação com os resultados deste estudo, obtiveram os mesmos resultados de remoção dos nutrientes, adotando como melhores condições valores de variáveis independentes parecidas com as encontradas nesta investigação ou com densidades de correntes menores e tempos de reação maiores. Além de considerarem outras variáveis independentes como adição de polímeros para melhorar floculação e adição de polieletrólito para aumentar a condutividade, ou operarem em configurações diferentes como sistemas contínuos e conexão de eletrodo bipolar.

Analisando as frações de nitrogênio, observa-se boa eficiência para remoção de nitrato e nitrito verificando valores abaixo dos limites de detecção do método após os tratamentos. Como estes íons possuem cargas negativas sofrerem ação dos coagulantes liberados na solução. O nitrogênio orgânico foi a fração com a maior

remoção enquanto o nitrogênio amoniacal teve as menores remoções, visto que estes íons tem cargas positiva e não são afetados pelos mecanismos de desestabilização do coagulante.

Em estudo com efluente sanitário, utilizando eletrodo de alumínio e operação em fluxo contínuo mostrou remoção acima de 14% de nitrogênio amoniacal, resultado aproximado encontrado aqui (SYMONDS, et al. 2015).

A remoção de DQO foi de 90% para eletrodo de ferro e 88% para eletrodo de alumínio. A relação DQO:N:P ficou 1.049:100:1 para eletrodo de ferro e 1.810:148:1 para o eletrodo de alumínio, sendo que para a remoção biológica de fósforo espera-se no mínimo a relação DQO:P de 40:1 (USEPA, 2009). A remoção de óleos e graxas foi de 99% para o eletrodo de ferro e 97% para eletrodo de alumínio. Quando se imagina o processo de eletrocoagulação como tratamento primário, seguindo de um sistema biológico, o eletrodo de ferro se mostra melhor por diminuir a carga orgânica.

Estudos anteriores, resumidos na Tabela 3, mostram resultados de remoção de DQO e óleos e graxas parecidos com os encontrados nesta investigação, porém com algumas condições diferentes. Por exemplo, KOBAYASHI, SENTURK, BAYRAMOGLU, 2006, utilizou densidade de corrente 15 mA cm^{-2} e 25 min porém indicou melhor pH 2 para ambos os eletrodos de ferro e alumínio. DROGUE, et al. 2008 adotou densidade de corrente menor (5 mA cm^{-2}) e tempo maior de (90 min). BAYAR, et al. 2011 utilizou com densidade de corrente menor ($1,0 \text{ mA cm}^{-2}$), pH menor (3) e tempo maior (30 min), como eletrodo de alumínio. BAYAR, et al. 2013 utilizou eletrodos de alumínio com densidade de corrente menor ($1,0 \text{ mA cm}^{-2}$), pH menor (3) e tempo igual (20 min).

Houve redução significativa dos parâmetros cor, turbidez e toda a série de sólidos, com ambos os eletrodos. O tratamento com eletrodo de alumínio aumentou a concentração deste elemento no efluente. O processo de eletrocoagulação reduziu a condutividade e aumentou o pH. No caso do tratamento com eletrodo de ferro, o pH extrapola o limite estabelecido pela legislação, necessitando de correção após o tratamento. ASSELIN, et al. 2008, utilizando efluente de abatedouro, eletrodo de ferro com conexão bipolar, densidade de corrente $2,7 \text{ mA cm}^{-2}$, pH original de 6,15, durante 60 min, 89% de sólidos suspensos, 64% de sólidos totais, e 90% de turbidez. Também observou aumento do pH e redução da condutividade.

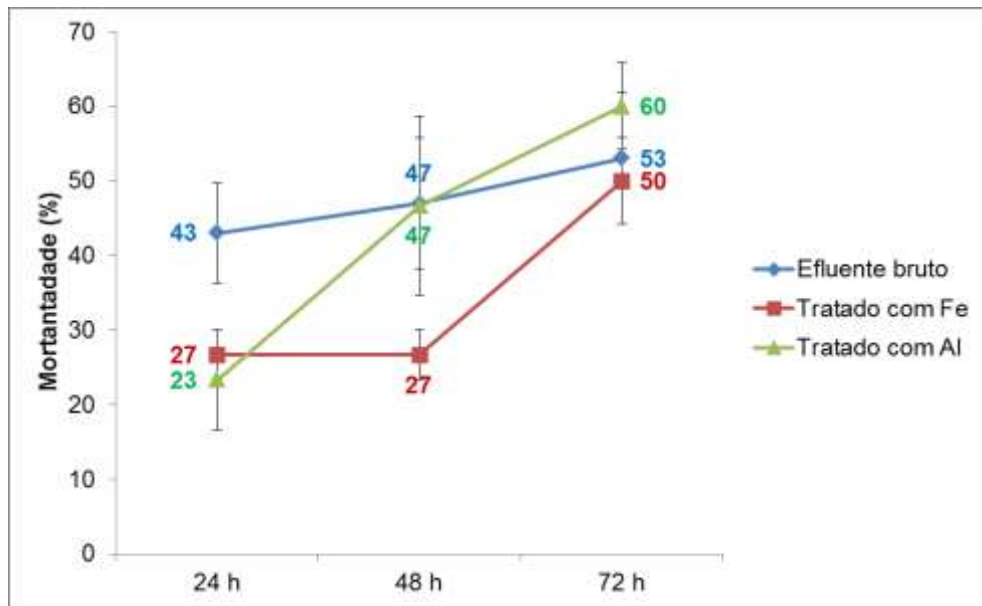
O aumento do pH ao final da eletrocoagulação pode ser explicado pelas Reações 3 e 4 visto que enquanto o ânodo produz os íons de interesse (Fe^{3+} ou Al^{3+}) o cátodo produz radicais hidroxila (OH^-). Quanto maior a densidade de corrente aplicada maior a concentração de hidroxila na solução e maior o pH (LACASA, et al. 2011). Estudos anteriores demonstram a mesma variação de pH (DROGUI, et al. 2008; ERYURUK, UN, OGUTVEREN, 2018; KOBYA, SENTURK, BAYRAMOGLU, 2006)

Não houve redução significativa dos parâmetros microbiológicos. Em estudo com efluente sanitário com concentrações maiores que as observadas no efluente objeto deste estudo utilizando eletrodo de alumínio (SYMONDS, et al. 2015) e ferro (DROGUI, et al. 2008) demonstrou respectivamente valores indetectáveis e 99% de remoção de *E.coli*. A desinfecção ocorre por dois meios: processos de tratamento com múltiplas barreiras de decantação, coagulação e filtração; e processos de tratamento químicos como cloração e ozonização (GHERNAOUT, GHERNAOUT, 2010).

Quanto à ecotoxicidade em *A. Salina*, o efluente bruto tinha se apresentado tóxico após 24 h matando todos os indivíduos e o efluente tratado com eletrodo de alumínio apresentou o mesmo comportamento. Já o tratamento com eletrodo de ferro gerou mortandade em apenas 40% dos indivíduos nas primeiras 24 h. Após 48 h ambos os tratamentos apresentaram mortandade de 100% dos indivíduos. Ocorreu toxicidade para o nível trófico mais sensível, porém há uma menor toxicidade para o efluente tratado com eletrodo de ferro nas primeiras 24 horas.

Já para a toxicidade em *L. Minor*, ambos os tratamentos apresentaram redução da toxicidade nas primeiras 24 h, sendo que o tratamento com eletrodo de alumínio se igualou ao efluente bruto em 48 h. E ao final das 72 h, o efluente tratado com eletrodo de ferro reduziu a toxicidade e o tratado com efluente de alumínio aumentou-a, conforme demonstra a Figura 26. Estudos anteriores mostram que o alumínio é tóxico para esta espécie de algas (RADIC, et al. 2010) e demonstram que tratamento com eletrodo de ferro reduziu a toxicidade em outra espécie de alga *Pseudokirchneriella subcapita* (VEPSÄLÄINEN, et al. 2011).

Figura 26 - Ecotoxicidade em algas *L. Minor* no efluente bruto e tratado com Fe e Al.



Fonte: do autor.

No efluente bruto, os resultados de remoção de nitrogênio e fósforo foram parecidos utilizando eletrodos de alumínio e ferro. Já para os demais parâmetros analisados, como DQO, óleos e graxas e sólidos, o tratamento com eletrodo de ferro foi ligeiramente mais eficiente. Ambos os eletrodos tiveram desempenho parecido sem remoção significativa de coliformes. Porém o tratamento com eletrodo de ferro apresentou pequena redução de toxicidade em algas e durante as primeiras 24 h em microcrustáceo. Portanto, para os parâmetros avaliados, o tratamento com eletrodo de ferro no efluente bruto apresenta melhor eficiência. Contudo deve-se levar em consideração que este tratamento aumentou o pH final acima dos limites estabelecidos na legislação e necessita de correção antes do lançamento em corpos hídricos.

7.3.1.1. Avaliação de custo para efluente bruto

A Tabela 16 apresenta os resultados dos custos com o tratamento do efluente bruto conforme item 6.4.2. comparando os eletrodos de alumínio e ferro por volume de efluente tratado e por quantidade de nutriente removido.

Tabela 16 - Custos com o tratamento do efluente bruto

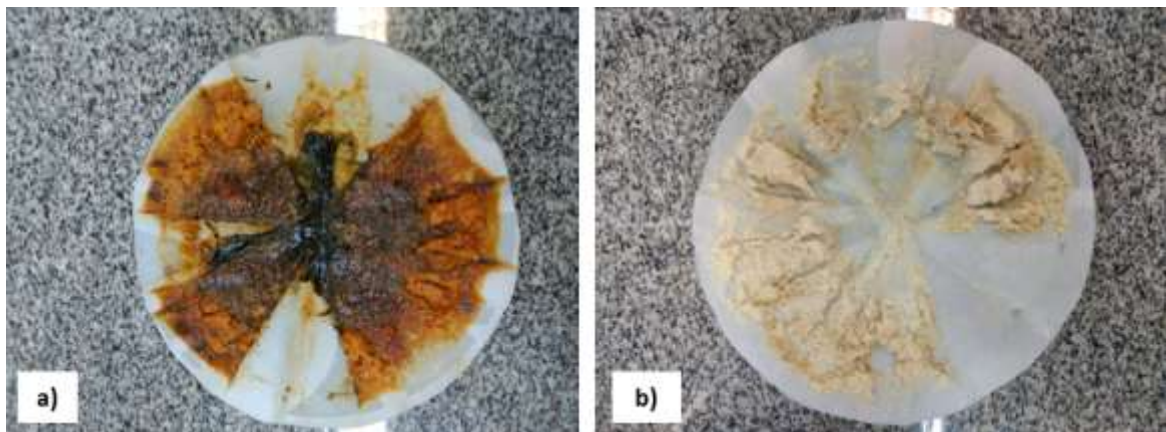
Custo	Tratamento com eletrodo de ferro		Tratamento com eletrodo de alumínio	
Eletricidade (potência consumida)	14,64 kWh m ⁻³	R\$ 6,74 m ⁻³	14,07 kWh m ⁻³	R\$ 6,48 m ⁻³
Material do eletrodo (massa consumida)	0,49 kg m ⁻³	R\$ 2,35 m ⁻³	0,15 kg m ⁻³	R\$ 2,91 m ⁻³
Disposição do lodo (massa gerada)	43,71 kg m ⁻³	R\$ 7,43 m ⁻³	49,87 kg m ⁻³	R\$ 8,48 m ⁻³
Total		R\$ 16,52 m ⁻³		R\$ 17,87 m ⁻³
Custo para remoção de fósforo (massa removida)	15,26 g m ⁻³	R\$ 1,08 g ⁻¹ de P	15,36 g m ⁻³	R\$ 1,16 g ⁻¹ de P
Custo para remoção de nitrogênio (massa removida)	89,00 g m ⁻³	R\$ 0,19 g ⁻¹ de N	85,00 g m ⁻³	R\$ 0,21 g ⁻¹ de N

Fonte: do autor.

A tabela 16 mostra que o tratamento com ferro é mais barato quando se avalia o custo total do tratamento e custo para remoção dos nutrientes. O único custo em que o tratamento com eletrodo de alumínio foi mais baixo foi o consumo de eletricidade, pois a potência consumida também foi menor. Os eletrodos de alumínio são conhecidos por produzir mais hidróxidos metálicos devido à sua maior condutividade que os eletrodos de ferro. (DROGUI, et al. 2008)

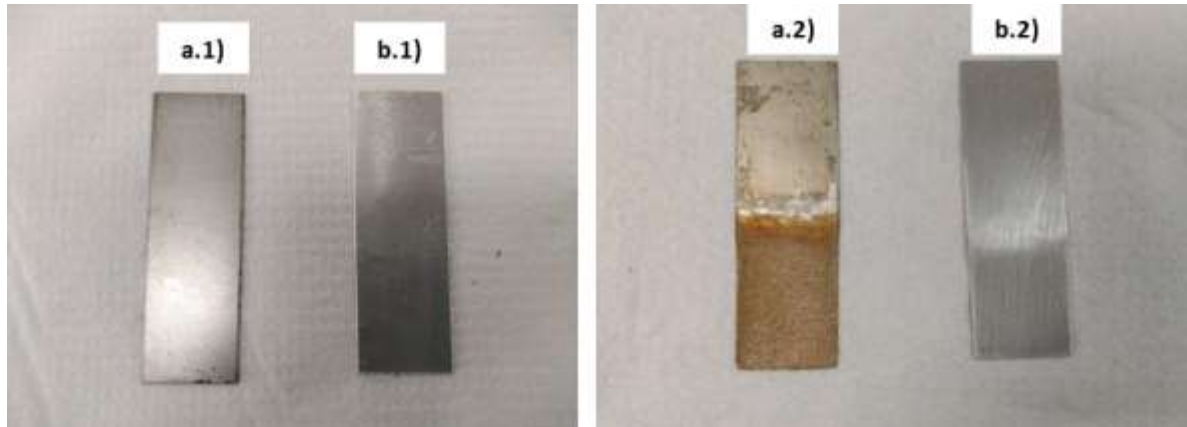
Mesmo que a massa de material de eletrodo consumida foi três vezes maior para eletrodo de ferro, o custo do quilograma do alumínio é quase 4 vezes maior. O tratamento com alumínio gerou maior quantidade de lodo o que também aumentou o custo. As Figuras 27 e 28 mostram o aspecto do lodo gerado nos tratamentos e os eletrodos antes e após tratamento.

Figura 27 - Aspecto do lodo gerado no tratamento do efluente bruto com eletrodo de ferro (a) e alumínio (b)



Fonte: do autor.

Figura 28 - Aspecto dos eletrodos de ferro (a) e alumínio (b) antes (1) e depois (2) do tratamento.



Fonte: do autor.

A coloração dos lodos acompanha a coloração dos flocos observada durante o processo de eletrocoagulação na decantação: marron avermelhado do tratamento com ferro e esbranquiçado do tratamento com alumínio. A diferença no aspecto dos eletrodos antes e após os tratamentos mostra a corrosão e oxidação que ocorre no material do ânodo no processo de eletrocoagulação. A Tabela 17 traz um compilado de estudos anteriores com as melhores condições para as variáveis independentes comparados aos custos do tratamento.

Tabela 17 - Comparativo das variáveis independentes com custos de tratamento.

Referência	Melhores condições para as variáveis investigadas	Custos do tratamento
(ERYURUK; UN; OGUTVEREN, 2018)	Eletrodo de Fe Densidade da corrente = 50 mA cm ⁻² pH inicial = 3 Vazão = 0,027 L min ⁻¹	Eletricidade: 103,89 kWh m ⁻³
ATTOUR, et al. 2014	Eletrodo de Al Densidade de corrente = 10 mA cm ⁻² pH = 3	Eletricidade 4 kWh m ⁻³
BAYAR, et al. 2013	Eletrodo de Al Densidade de corrente = 1 mA cm ⁻² pH = 3 Tempo = 20 min	Eletricidade 2,14 kWh m ⁻³
LACASA, et al. 2011	Eletrodo de Al 1 a 5 mA cm ⁻² Vazão = 1 mL min ⁻¹ pH = 4	Eletricidade: 0,06-0,73 kWh m ⁻³ Eletrodo: 18,8-67,4 mg m ⁻³
(ASSELIN et al., 2008)	Eletrodo de Fe Intensidade da corrente = 300 mA Tempo = 60 min	Eletricidade: 4,19 kWh m ⁻³ , Eletrodo: 1,29 kg m ⁻³ Lodo: 1,29 kg m ⁻³ Custo: R\$ 1,30 m ⁻³
(DROGUI et al., 2008)	Eletrodo de Fe Densidade de corrente: 5 mA cm ⁻² pH inicial = 6,32 Tempo = 90 min	Eletricidade: 10,7 kWh m ⁻³ Eletrodo: 3,22 kg m ⁻³ Lodo: 3,18 kg m ⁻³ Custo: R\$ 2,85 m ⁻³
(BAYRAMOGLU et al., 2006)	Eletrodo de Al Densidade de corrente: 5 mA cm ⁻² pH inicial = 6,32 Tempo = 90 min	Eletricidade: 11,3 kWh m ⁻³ Eletrodo: 1,04 kg m ⁻³ Lodo: 4,12 kg m ⁻³ Custo: R\$ 4,72 m ⁻³
	Eletrodo de Al Densidade da corrente = 15 mA cm ⁻² pH inicial = 3 Tempo = 25 min	Custo: R\$ 1,31 a 1,53 m ⁻³
	Eletrodo de Fe Densidade da corrente = 15 mA cm ⁻² pH inicial = 3 Tempo = 25 min	Custo: R\$ 0,65 a 0,87 m ⁻³

Como pode ser observado na tabela 17, o consumo de energia e material de eletrodo e a geração de lodo tende a aumentar proporcionalmente com a densidade de corrente aplicada, comparando ERYURUK; UN; OGUTVEREN, 2018 que tem a maior densidade de corrente aplicada e BAYAR, et al. 2013 que tem uma das menores. Tratamentos com menores densidades de corrente e maiores tempo tendem a ser menos custosos, como é o caso de DROGUI et al., 2008.

Dos estudos que compararam os custos com tratamento com material do eletrodo, DROGUI et al., 2008 e BAYRAMOGLU et al., 2006, demonstraram que tratamento com eletrodo de ferro é mais barato, da mesma forma que o estudo aqui

apresentado. Portanto o tratamento do efluente bruto com eletrodo de ferro além de ser mais eficiente para remoção de diferentes poluentes ainda é mais barato, quando adotadas as mesmas condições operacionais.

7.3.2. Melhor condição para efluente polido

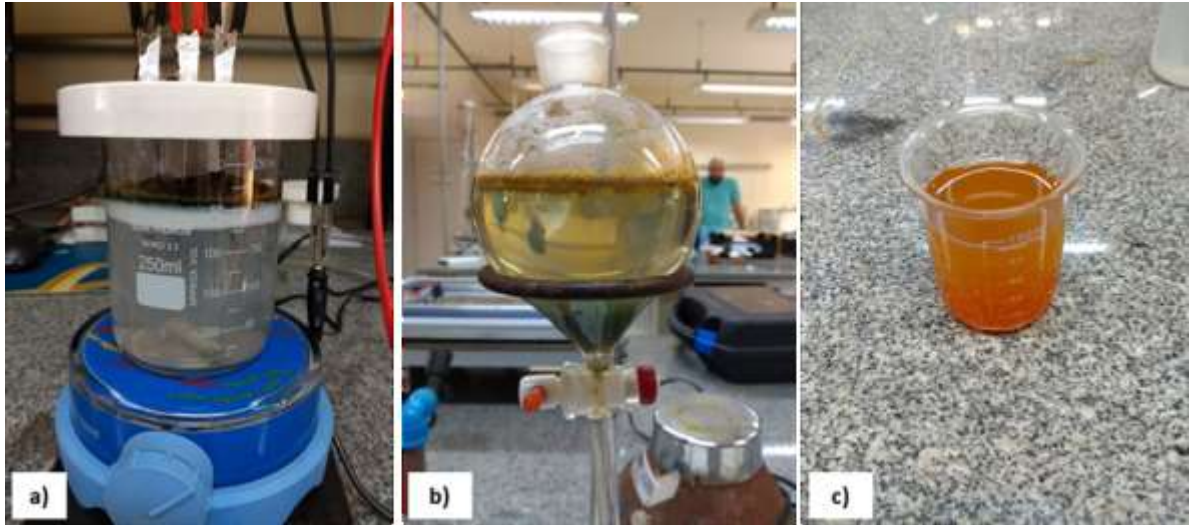
Os resultados do Delineamento Composto Central Rotacional DCCR 2³ mostraram que a melhor remoção de nitrogênio e fósforo no efluente polido utilizando tanto o eletrodo de ferro quanto o de alumínio para os limites adotados foi bastante divergente, ou seja, as melhores remoções dos nutrientes estão em diferentes regiões das variáveis independentes. Como as remoções de nitrogênio foram baixas e o fósforo é tipicamente o nutriente que limita a produtividade primária em águas superficiais doces (USEPA, 2002), foi adotada como melhor condição os melhores resultados para remoção de fósforo.

Portanto, para o tratamento com o eletrodo de ferro foi adotada densidade de corrente 20 mA cm⁻², pH 7 e tempo 30 min. Para o tratamento com eletodo de alumínio, foi adotada como melhor condição a densidade de corrente 30 mA cm⁻², pH de 7 e tempo 10 min.

O pH original do efluente polido que fica em torno de 8, próximo ao ponto central ($x_2 = 0$) e portanto não deve interferir nos resultados, podendo ser adotado. Considera-se também que em uma situação de operação em escala industrial, dificilmente haja equalização suficiente do efluente antes do tratamento para ajustar o pH em um valor exato, podendo variar dentro de uma faixa de neutralidade. Os gráficos de superfície de resposta (Figuras 18 a 23) e os resultados das equações dos modelos ajustados (Equação 17 a 19 e 23 a 25) mostram que neste ponto os valores de remoção continuam sendo máximos para de fósforo.

Durante o processo de eletrocoagulação com o eletrodo de ferro observou-se a formação de floco escuro esverdeado. Após o tratamento ao transferir o efluente para o balão de decantação observou-se a decantação lenta dos flocos. Depois de drenar o efluente clarificado verificou-se a coloração vermelho tijolo. A Figura 29 apresenta as fases descritas acima.

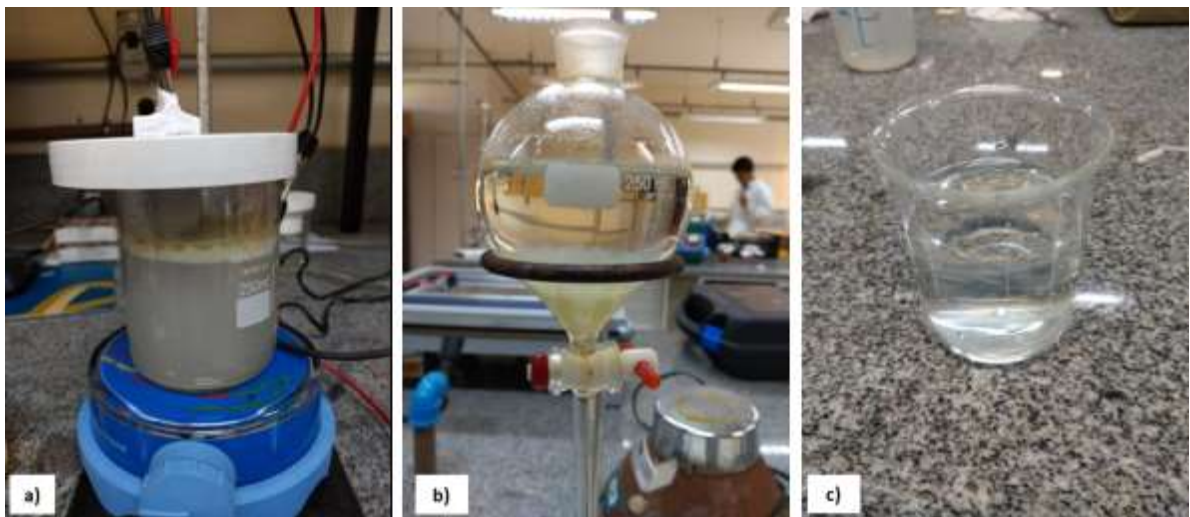
Figura 29 - Eletrocoagulação do efluente polido com eletrodo de ferro (a) balão de decantação (b) e efluente clarificado após tratamento (c)



Fonte: do autor.

Após o tratamento ao transferir o efluente para o balão de decantação quando se observou a decantação lenta dos flocos. Depois de drenar o efluente clarificado verificou-se transparência do efluente. A Figura 30 apresenta as fases descritas acima.

Figura 30 - Eletrocoagulação do efluente polido com eletrodo de alumínio (a) balão de decantação (b) e efluente clarificado após tratamento (c)



Fonte: do autor.

A Tabela 18 apresenta os resultados característicos do efluente polido e a comparação com os resultados obtidos com a melhor condição no tratamento com eletrodos de ferro e alumínio.

Tabela 18 - Comparação dos resultados para o efluente polido e o tratamento com eletrodo de Fe e Al

Parâmetro	Efluente polido	Tratado com Fe	Tratado com Al	Padrão de lançamento
Condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	700,20	490,50	609,70	-
Cor (uH)	454,00	2.295,00	131,00	-
pH	8,02	9,51	8,55	6,00 a 9,00
Sólidos sedimentáveis (mL L^{-1})	< 0,10	9,00	0,50	1,00
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	23,90	24,00	23,90	< 40,00
Turbidez (NTU)	27,60	148,00	9,80	-
Alumínio (mg L^{-1})	0,01	0,03	5,70	-
Demanda Química de Oxigênio (mg DQO L^{-1})	119,00	19,00	41,00	-
Ferro (mg L^{-1})	0,61	6,20	0,18	15,00
Fósforo total (mg L^{-1})	3,08	0,05	0,09	4,00 ou 75% de remoção
Fósforo total filtrado (mg L^{-1})	2,90	0,02	0,09	-
Nitrato (mg L^{-1})	0,40	< 0,20	< 0,20	-
Nitrito (mg L^{-1})	< 0,02	< 0,02	< 0,02	-
Nitrogênio amoniacal (mg L^{-1})	26,00	22,5	25,00	20,00
Nitrogênio orgânico (mg L^{-1})	30,60	26,30	28,00	-
Nitrogênio total (mg L^{-1})	57,00	49,00	53,00	-
Nitrogênio total filtrado (mg L^{-1})	55,00	47,00	48,00	-
Óleos e graxas totais (mg L^{-1})	24,00	16,40	2,80	30,00
Sólidos totais (mg L^{-1})	366,00	322,00	262,00	-
Sólidos suspensos (mg L^{-1})	40,00	90,00	16,00	-
Sólidos dissolvidos (mg L^{-1})	326,00	232,00	246,00	-
Surfactantes aniônicos (mg L^{-1})	0,45	0,16	0,24	2,00
<i>Escherichia Coli</i> (NMP 100 mL^{-1})	6,90	6,90	6,90	-
Coliformes totais (NMP 100 mL^{-1})	6,90	5,10	6,90	-

Fonte: do autor (BRASIL, 2005; SANTA CATARINA, 2009) adaptado.

Para os nutrientes de interesse verificou-se a remoção de 98% para fósforo total e 14% para nitrogênio total com o eletrodo de ferro, confirmando os resultados obtidos no Delineamento Composto Central Rotacional 2^o. O mesmo ocorreu para o eletrodo de alumínio, obtendo 97% de remoção de fósforo e 7% de nitrogênio total. Quando se analisa fósforo filtrado, as eficiências de remoção são as mesmas do fósforo total. Já para nitrogênio filtrado, a eficiência de remoção para eletrodo de ferro continua a mesma e para eletrodo de alumínio aumenta para 12%.

Em estudo com efluente sanitário (SYMONDS, et al. 2015) resultante de um sistema de lodos ativados utilizando eletrodo de alumínio e sistema de fluxo contínuo mostrou remoção acima de 96% de fósforo e nenhuma remoção de nitrogênio amoniacal, resultados parecidos com os encontrados aqui.

Imaginando a eletrocoagulação como um tratamento terciário, antes do lançamento do efluente em corpos hídricos receptores, a concentração de fósforo total após o tratamento com eletrodo de ferro atingiu valores abaixo da exigida nos corpos hídricos de Classe III, ambientes intermediários de Classe II e ambientes

lóticos de Classe I, conforme Tabela 4 (BRASIL, 2005). O fósforo filtrado tratado com eletrodo de ferro atingiu valores abaixo da concentração exigida para todas as classes de corpos hídricos. O fósforo total e filtrado tiveram os mesmos resultados no tratamento com eletrodo de alumínio e atende às concentrações exigidas para ambientes lóticos de corpos hídricos de todas as classes.

Analisando as frações de nitrogênio, observa-se que nitrato e nitrito já estão em concentrações muito baixas no efluente polido. O nitrogênio orgânico e o nitrogênio amoniacal tiveram as mesmas porcentagens de remoção que foram baixas. O nitrogênio amoniacal ficou acima da concentração permitida para lançamento de efluentes e acima da concentração permitida para os corpos hídricos receptores, conforme Tabela 4 (BRASIL, 2005). O nitrogênio total e filtrado ficaram acima da concentração permitida para todas as classes de corpos hídricos.

Em estudos anteriores utilizando efluente sintético, com concentrações até 100 mg L^{-1} de amônia e eletrodo de sacrifício de alumínio, sugere-se a oxidação da amônia com introdução de cloreto de sódio (NaCl) para a formação de ácido hipocloroso (HOCl) durante a eletrólise (MAHVI, et al. 2011).

A remoção de DQO foi de 84% para o tratamento com eletrodo de ferro e 65% com eletrodo de alumínio. A remoção de óleos e graxas foi de 31% para o eletrodo de ferro e 88% para eletrodo de alumínio, mesmo que o efluente polido já atingia os padrões de lançamento para óleos e graxas antes da eletrocoagulação.

Houve redução dos parâmetros cor, turbidez e série de sólidos, para o tratamento com o eletrodo de alumínio. O tratamento com o eletrodo de ferro adicionou cor, turbidez e sólidos suspensos no efluente devido à coagulação e formação de flocos.

Ocorreu aumento de sólidos sedimentáveis em ambos os tratamentos, indicando necessidade de filtração ou sistema eficiente de decantação. O processo de eletrocoagulação reduziu a condutividade e aumentou o pH. O aumento de pH ocorrido no tratamento com eletrodo de ferro ficou fora da faixa permitida para lançamento de efluente, que é de 5 a 9, necessitando ajuste. O tratamento com eletrodo de alumínio e ferro aumentou a concentração destes elementos na água.

O aumento da cor no tratamento com ferro é explicado pela oxidação do Fe(OH)_2 a Fe(OH)_3 que tem coloração avermelhada (COMBATT, et al. 2017). Isto pode ser comprovado também pelo aumento da concentração de ferro no efluente após o tratamento. O aumento da turbidez, sólidos suspensos e sólidos

sedimentáveis também no tratamento com efluente de ferro pode ser explicada pela floculação de sólidos que antes estavam forma dissolvida e dificuldades na fase de separação, seja pelo sistema de decantação adotado, seja pelos flocos leves observados.

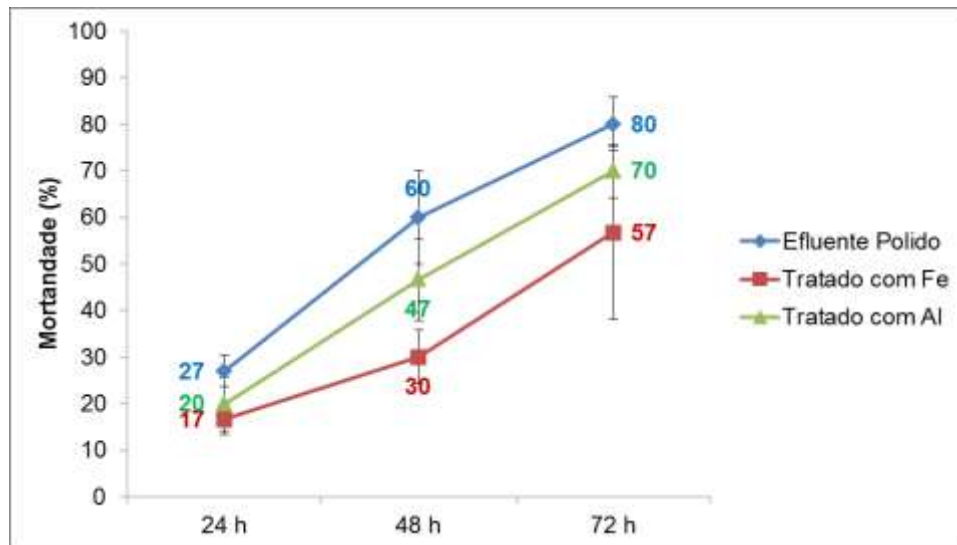
Em estudo anterior AWANG, et al. 2011, utilizando efluente de frigorífico depois de passar pelo tratamento por lagoas, chegou ao resultado de 85% remoção de DQO e 97% de remoção de cor, com eletrodo de alumínio, densidade de corrente de 30 mA cm^{-2} , pH inicial de 7,3 e final de 8,74, condição parecida com a adotada neste estudo.

Não houve redução significativa dos parâmetros microbiológicos. Em estudo com efluente sanitário (SYMONDS, et al. 2015) resultante de um sistema de lodos ativados com concentrações maiores que as observadas no efluente objeto deste estudo utilizando eletrodo de alumínio e sistema de fluxo contínuo mostrou remoção até valores indetectáveis, diferentemente do que foi observado neste estudo. O tratamento com eletrodo de alumínio atende aos requisitos de classe 3 para reuso nas descargas de vasos sanitários, que é turbidez de 10 NTU e coliformes fecais inferior a $500 \text{ NMP } 100 \text{ mL}^{-1}$, conforme NBR 13969:1997 - Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. Isto indica outra possibilidade de utilização do efluente em substituição ao lançamento em corpos receptores.

Quanto à ecotoxicidade em *A. Salina*, o efluente polido tinha se apresentado tóxico após 24 h matando todos os indivíduos e o efluente tratado com eletrodo de ferro apresentou o mesmo comportamento. Já o tratamento com eletrodo de alumínio gerou mortandade em apenas 50% dos indivíduos nas primeiras 24 h. Após 48 h ambos os tratamentos apresentaram mortandade de 100% dos indivíduos. Ocorreu toxicidade para o nível trófico mais sensível, porém há uma menor toxicidade para o efluente tratado com eletrodo de alumínio nas primeiras 24 horas.

Já para a toxicidade em *L. Minor*, ambos os tratamentos apresentaram redução da toxicidade, sendo que o tratamento com eletrodo de ferro apresentou maior redução, conforme demonstra a Figura 31.

Figura 31 - Ecotoxicidade em algas *L. Minor* no efluente polido e tratado com Fe e Al.



Fonte: do autor.

Como relatado no efluente bruto, estudos anteriores mostram que o alumínio é tóxico para esta espécie de algas (RADIC, et al. 2010) e demonstram que tratamento com eletrodo de ferro reduziu a toxicidade em outra espécie de alga (VEPSÄLÄINEN, et al. 2011). Adicionalmente a este fato, o tratamento com eletrodo de ferro também apresentou a menor concentração de nitrogênio amoniacal que pode ser tóxico para comunidades aquáticas (USEPA, 2002).

No efluente polido, os resultados de remoção de fósforo foram parecidos em ambos os eletrodos e a remoção de nitrogênio foi maior no eletrodo de ferro. O tratamento com eletrodo de alumínio foi mais eficiente na remoção de óleos e graxas e sólidos, enquanto o eletrodo de ferro foi mais eficiente na remoção de DQO e pequena redução em parâmetros coliformes. Porém o tratamento com eletrodo de ferro adicionou cor, turbidez e sólidos suspensos ao efluente, sem citar que elevou o pH acima dos limites estabelecidos para lançamento. O tratamento com eletrodo de alumínio reduziu toxicidade em microcrustáceo nas primeiras 24 h e ambos os eletrodos reduziram a toxicidade em algas, porém o tratamento com eletrodo de ferro apresentou maior redução ao final de 72h.

7.3.2.1. Avaliação de custo para efluente polido

A Tabela 19 apresenta os resultados os custos com o tratamento do efluente polido conforme item 6.4.2. comparando os eletrodos de alumínio e ferro por volume de efluente tratado e por quantidade de nutriente removido.

Tabela 19 - Custos com o tratamento do efluente polido

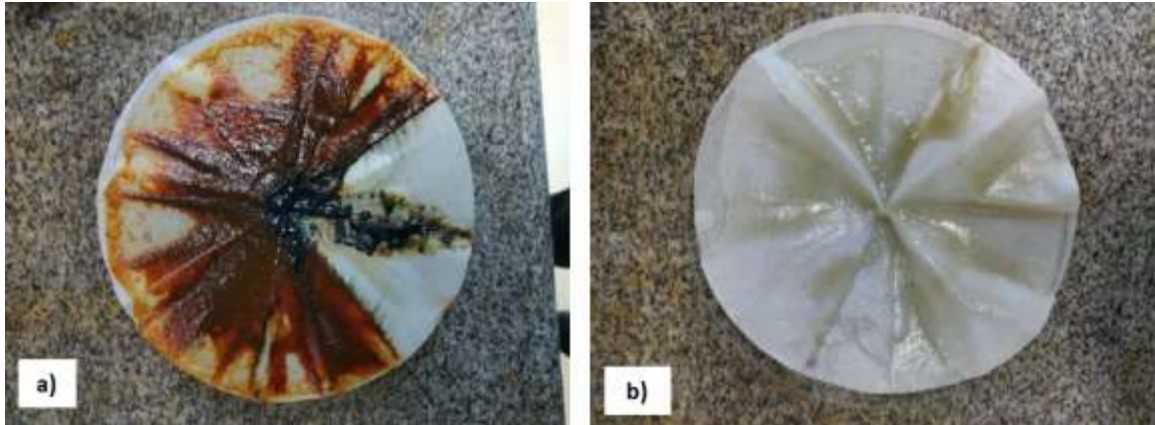
Custo	Tratamento com eletrodo de ferro		Tratamento com eletrodo de alumínio	
Eletricidade (potência consumida)	17,61 kWh m ⁻³	R\$ 8,10 m ⁻³	12,71 kWh m ⁻³	R\$ 5,85 m ⁻³
Material do eletrodo (massa consumida)	0,77 kg m ⁻³	R\$ 3,69 m ⁻³	0,13 kg m ⁻³	R\$ 2,41 m ⁻³
Disposição do lodo (massa gerada)	39,45 ₃ kg m ⁻³	R\$ 6,70 m ⁻³	42,97 kg m ⁻³	R\$ 7,30 m ⁻³
Total		R\$ 18,49 m ⁻³		R\$ 15,56 m ⁻³
Custo para remoção de fósforo (massa removida)	3,03 g m ⁻³	R\$ 6,10 g ⁻¹ de P	2,99 g m ⁻³	R\$ 5,20 g ⁻¹ de P
Custo para remoção de nitrogênio (massa removida)	8,00 g m ⁻³	R\$ 2,31 g ⁻¹ de N	4,00 g m ⁻³	R\$ 3,89 kg ⁻¹ de N

Fonte: do autor.

A tabela 19 mostra que o tratamento com alumínio é mais barato quando se avalia o custo total do tratamento e custo para remoção de fósforo. O único custo em que o alumínio foi mais alto foi a quantidade de lodo gerado, o mesmo ocorreu no tratamento do efluente bruto. O consumo de eletricidade e de material do eletrodo foi maior no eletrodo de ferro, pois mesmo que a densidade de corrente aplicada tenha sido menor, o tempo foi três vezes maior que no tratamento com alumínio.

A Figura 32 mostra o aspecto do lodo gerado nos tratamentos. Ambos os lodos têm aspecto gelatinoso, possivelmente pela presença maior do agente coagulante e menor concentração de partículas suspensas e coloidais no efluente polido.

Figura 32 - Aspecto do lodo gerado no tratamento do efluente polido com eletrodo de ferro (a) e alumínio (b)



Fonte: do autor.

8. CONCLUSÃO

A partir dos resultados encontrados, conclui-se que o processo de eletrocoagulação é eficiente na remoção de nutrientes do efluente de abatedouro de aves, exceto para a fração nitrogênio amoniacal. Em todos os cenários estudados as variáveis independentes investigadas, cita-se densidade de corrente, o pH inicial e o tempo de eletrocoagulação, tiveram influência significativa na remoção dos nutrientes. As melhores condições encontradas estavam dentro dos limites adotados para as variáveis independentes.

Para o efluente bruto, adotando a melhor condição com densidade de corrente 20 mA cm^{-2} , pH original do efluente 6,2, e tempo de 20 min, os resultados de remoção de nitrogênio e fósforo foram parecidos utilizando eletrodos de alumínio e ferro. Já para os demais parâmetros analisados, como DQO, óleos e graxas, e sólidos, o tratamento com eletrodo de ferro foi ligeiramente mais eficiente. Ambos os eletrodos tiveram desempenho parecido sem remoção significativa de coliformes totais. Porém o tratamento com eletrodo de ferro apresentou redução de toxicidade em algas e durante as primeiras 24 h em microcrustáceo. O tratamento com eletrodo de ferro também foi mais barato no custo total por volume de efluente tratado (R\$ $16,52 \text{ m}^{-3}$) e por massa de nutriente removido (R\$ $1,08 \text{ g}^{-1}$ de P e R\$ $0,19 \text{ g}^{-1}$ de N). Ambos os tratamentos aumentaram a pH final do efluente, e no caso do eletrodo de ferro, acima dos limites permitidos para lançamento, necessitando correção.

No efluente polido, os resultados de remoção de fósforo foram parecidos e a remoção de nitrogênio foi maior no eletrodo de ferro. O tratamento com eletrodo de alumínio foi mais eficiente na remoção de óleos e graxas e sólidos, enquanto o eletrodo de ferro foi mais eficiente na remoção de DQO e pequena redução em parâmetros coliformes totais. Porém o tratamento com eletrodo de ferro adicionou cor, turbidez e sólidos ao efluente, sem citar que elevou o pH acima dos limites estabelecidos para lançamento. O tratamento com eletrodo de alumínio reduziu toxicidade em microcrustáceo nas primeiras 24 h e ambos os eletrodos reduziram a toxicidade em algas, porém o tratamento com eletrodo de ferro apresentou maior redução ao final de 72h. O tratamento com eletrodo de alumínio teve menor custo operacional por volume de efluente tratado (R\$ $15,56 \text{ m}^{-3}$) e por massa de fósforo removido (R\$ $5,20 \text{ g}^{-1}$ de P), na melhor condição adotada com densidade de corrente 30 mA cm^{-2} , pH original do efluente 8 e tempo 10 min.

Os resultados demonstram que os eletrodos de ferro e alumínio se apresentam eficientes para remoção de grande parte dos nutrientes e poluentes que constituem o efluente de abatedouro de aves. A opção por um material de eletrodo em detrimento do outro vai depender das condições do efluente a ser tratado, das concentrações requeridas para os parâmetros e da etapa do tratamento em que vai ser empregada a eletrocoagulação. O estudo mostra ainda que as variáveis independentes, lê-se densidade de corrente, pH e tempo de reação, afetam significativamente as variáveis de resposta, e o planejamento experimental pode ser uma ferramenta eficaz para determinar as melhores condições de tratamento.

Para estudos futuros sugere-se utilizar sistema contínuo para representar melhor a aplicação em planta industrial; reduzir a densidade de corrente aplicada e estudar adição de eletrólito e/ou polímero para diminuir o custo operacional; investigar as consequências do tratamento na estrutura dos eletrodos e relacionar com a durabilidade do material; adicionar peróxido de hidrogênio (H_2O_2) ao tratamento com eletrodo de ferro para investigar as eficiências de remoção com peroxi-eletrocoagulação e o método *fenton*; avaliar a recuperação de gás hidrogênio gerado durante a eletrólise para gerar energia; avaliar as características do lodo gerado e alternativas para destinação como adubo orgânico ou poder calorífico para aproveitamento energético.

REFERÊNCIAS

- ABPA. **Relatório Anual 2019 Associação Brasileira de Proteína Animal**. Disponível em: <<http://abpa-br.com.br/setores/avicultura/publicacoes/relatorios-anuais/2019>>. Acesso em: 27 de jul. de 2019.
- AHMADIAN, M. et al. Kinetic study of slaughterhouse wastewater treatment by electrocoagulation using Fe electrodes. **Water Science and Technology**, v. 66, n. 4, p. 754–760, 2012.
- ANEEL. Tarifas médias por classe de consumo e região. **Agência Nacional de Energia Elétrica**. Disponível em: <<https://www.aneel.gov.br/dados/tarifas>>. Acesso em: 02 de out. de 2019.
- APHA, AWWA, WEF, **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23rd ed., New York. 2017.
- ASSELIN, M. et al. Effectiveness of electrocoagulation process in removing organic compounds from slaughterhouse wastewater using monopolar and bipolar electrolytic cells. **Chemosphere**, v. 72, n. 11, p. 1727–1733, 2008.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 13969: Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro, 1997.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 9898: Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Rio de Janeiro, 1987.
- ATTOUR, A. et al. Influence of operating parameters on phosphate removal from water by electrocoagulation using aluminum electrodes. **Separation and Purification Technology**, v. 123, p. 124–129, 2014.
- AWANG, Z. B. et al. Post-treatment of slaughterhouse wastewater using electrochemical oxidation. **Research Journal of Chemistry and Environment**, v. 15, n. June, p. 229–237, 2011.
- BAYAR, S. et al. The effect of stirring speed and current density on removal efficiency of poultry slaughterhouse wastewater by electrocoagulation method. **Desalination**, v. 280, n. 1–3, p. 103–107, 2011.
- BAYAR, S. et al. The effect of initial pH on treatment of poultry slaughterhouse wastewater by electrocoagulation method. **Desalination and Water Treatment**, v. 52, n. 16–18, p. 3047–3053, 2014.
- BAYRAMOGLU, M. et al. Technical and economic analysis of electrocoagulation for the treatment of poultry slaughterhouse wastewater. **Separation and Purification Technology**, v. 51, n. 3, p. 404–408, 2006.

BAZRAFESHAN, E. et al. Slaughterhouse wastewater treatment by combined chemical coagulation and electrocoagulation process. **PLoS ONE**, v. 7, n. 6, p. 1–8, 2012.

BELUSSO, D.; HESPANHOL, A. N. A evolução da avicultura industrial brasileira e seus efeitos territoriais. **Revista Percurso**, v. 2, n. 1, p. 25–51, 2010.

BRASIL. Portaria nº 210, de 10 de novembro de 1998. Aprova o Regulamento Técnico da Inspeção Tecnológica e Higiênico-Sanitária de Carne de Aves. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília**, DF, 8 set. 1997., 1998. Disponível em: <https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Repositorio/Portaria-210_000h19kjan02wx7ha0e2uuw60rmjy11.pdf> Acesso em: 20 de ago. de 2018.

BRASIL. Resolução CONAMA N° 357, 18 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília**, DF, 18 mar. 2005. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em: 12 de dez. de 2018.

BUSTILLO-LECOMPTE, C. F.; MEHRVAR, M. Slaughterhouse wastewater characteristics, treatment, and management in the meat processing industry: A review on trends and advances. **Journal of Environmental Management**, v. 161, p. 287–302, 2015.

CETESB. **Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras - Água, Sedimento, Comunidades Aquáticas e Efluentes Líquidos. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo**. Organizadores: Carlos Jesus Brandão, et al. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011.

COMBATT, M. P. M. et al. Validação do processo de eletrocoagulação e avaliação da eletrodissolução de eletrodos no tratamento de efluentes de abatedouros de aves. **Química Nova**, v. 40, n. 4, p. 447–453, 2017.

DROGUI, P. et al. Electrochemical removal of pollutants from agro-industry wastewaters. **Separation and Purification Technology**, v. 61, n. 3, p. 301–310, 2008.

EMAMJOMEH, M. M.; SIVAKUMAR, M. Denitrification using a monopolar electrocoagulation/flotation (ECF) process. **Journal of Environmental Management**, v. 91, n. 2, p. 516–522, 2009.

ERYURUK, K.; UN, U. T.; OGUTVEREN, U. B. Electrochemical treatment of wastewaters from poultry slaughtering and processing by using iron electrodes. **Journal of Cleaner Production**, v. 172, p. 1089–1095, 2018.

ESTADO DE 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**, Florianópolis, SC, 13 abr. 2009. Disponível em:

<<https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=240328>>. Acesso em: Acesso em: 12 de dez. de 2018.

GARCIA-SEGURA, S. et al. Electrocoagulation and advanced electrocoagulation processes: A general review about the fundamentals, emerging applications and its association with other technologies. **Journal of Electroanalytical Chemistry**, v. 801, n. July, p. 267–299, 2017.

GERBENS-LEENES, P. W.; MEKONNEN, M. M.; HOEKSTRA, A. Y. The water footprint of poultry, pork and beef: A comparative study in different countries and production systems. **Water Resources and Industry**, v. 1–2, p. 25–36, 2013.

GHERNAOUT, D; GHERNAOUT, B. From chemical disinfection to electrodisinfection: The obligatory itinerary? **Desalination and Water Treatment**, v. 16, p. 156–175, 2010.

GHERNAOUT, D.; NACEUR, M. W.; GHERNAOUT, B. A review of electrocoagulation as a promising coagulation process for improved organic and inorganic matters removal by electrophoresis and electroflotation. **Desalination and Water Treatment**, v. 28, n. 1–3, p. 287–320, 2011.

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

LACASA, E. et al. Electrochemical phosphates removal using iron and aluminium electrodes. **Chemical Engineering Journal**, v. 172, n. 1, p. 137–143, 2011.

LI, L.; LIU, Y. Ammonia removal in electrochemical oxidation: Mechanism and pseudo-kinetics. **Journal of Hazardous Materials**, V. 161, P. 1010–1016, 2009.

MAHVI, A. H. et al. Performance evaluation of a continuous bipolar electrocoagulation/electrooxidation-electroflotation (ECEO-EF) reactor designed for simultaneous removal of ammonia and phosphate from wastewater effluent. **Journal of Hazardous Materials**, v. 192, n. 3, p. 1267–1274, 2011.

MEYER, B. et al. Brine Shrimp: A Convenient General Bioassay for Active Plant Constituents. **Planta Medica**, v. 45, n. 05, p. 31–34, 1982.

MOUSSA, D. T. et al. A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: Potentials and challenges. **Journal of Environmental Management**, v. 186, p. 24–41, 2017.

OECD/FAO. OECD-FAO Agricultural Outlook 2015. In: **OECD-FAO Agricultural Outlook 2015**. Paris: OECD Publishing, 2015. p. 61–109.

PRADO, R. M. **Diagnose de deficiência nutricional em culturas** Universidade Estadual Paulista. Disponível em: <www.nutricaoeplantas.agr.br/site/downloads/unesp_jaboticabal/trabalho_pratico.pdf>. Acesso em: 12 de dez. de 2018.

- RADIC, S. et al. **Ecotoxicological effects of aluminum and zinc on growth and antioxidants in *Lemna minor* L.** *Ecotoxicology and Environmental Safety*, V. 73, p. 336–342, 2010.
- SAHU, O.; MAZUMDAR, B.; CHAUDHARI, P. K. Treatment of wastewater by electrocoagulation: A review. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, n. 4, p. 2397–2413, 2014.
- SHALABY, A. et al. Phosphate removal from wastewater by electrocoagulation using aluminium electrodes. **American Journal of Environmental Engineering and Science**, v. 1, n. 5, p. 90–98, 2014.
- SYMONDS, E. M. et al. Reduction of nutrients, microbes, and personal care products in domestic wastewater by a benchtop electrocoagulation unit. **Scientific Reports**, v. 5, p. 1–8, 2015.
- THIRUGNANASAMBANDHAM, K.; SIVAKUMAR, V.; PRAKASMARAN, J. Optimization of process parameters in electrocoagulation treating chicken industry wastewater to recover hydrogen gas with pollutant reduction. **Renewable Energy**, v. 80, p. 101–108, 2015.
- USEPA (Environmental Protection Agency). **Environmental assessment of proposed effluent limitations guidelines and standards for the meat and poultry products industry.** EPA 821-B-01-008. Office of Water, Washington, DC. Jan. 2002.
- USEPA (Environmental Protection Agency). **Nutrient Control Design Manual: State of Technology Review Report.** EPA/600/R-09/012. Water Supply and Water Resources Division, Cincinnati, Ohio. Jan. 2009.
- VALTA, K. et al. Overview of water usage and wastewater management in the food and beverage industry. **Desalination and Water Treatment**, v. 53, n. 12, p. 3335–3347, 2015.
- VEPSÄLÄINEN, M. et al. **Removal of toxic pollutants from pulp mill effluents by electrocoagulation.** *Separation and Purification Technology*, v. 81, p. 141–150, 2011.
- ZHENG, T. et al. Research trends in electrochemical technology for water and wastewater treatment. **Applied Water Science**, v. 7, n. 1, p. 13–30, 2017.