



**UNIVERSIDADE REGIONAL INTEGRADA DO ALTO URUGUAI E DAS
MISSÕES URI – CAMPUS ERECHIM
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE ALIMENTOS**

RÚBIA MORES

**ELETROFLOCCULAÇÃO NO TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA
DA SUINOCULTURA SUBMETIDA A PRÉ-DIGESTÃO ANAERÓBIA**

**ERECHIM, RS - BRASIL
FEVEREIRO DE 2013**

RÚBIA MORES

**ELETROFLOCULAÇÃO NO TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA
DA SUINOCULTURA SUBMETIDA A PRÉ-DIGESTÃO ANAERÓBIA**

Dissertação de Mestrado submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Alimentos da URI-Campus Erechim, como requisito parcial à obtenção do Grau de Mestre em Engenharia de Alimentos, Área de Concentração: Engenharia de Alimentos, da Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões – URI, Campus Erechim.

**Orientadores: Dr. Rogério Marcos Dallago
Dra. Juliana Steffens**

**ERECHIM, RS – BRASIL
FEVEREIRO DE 2013**

ELETROFLOCULAÇÃO NO TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DA SUINOCULTURA SUBMETIDA À PRÉ-DIGESTÃO ANAERÓBIA

Rúbia Mores

Dissertação de Mestrado submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Alimentos da URI-Campus de Erechim, como requisito parcial à obtenção do Grau de Mestre em Engenharia de Alimentos, Área de Concentração: Engenharia de Alimentos, da Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões – URI, Campus de Erechim.

Comissão Julgadora

Prof. Dr. Rogério Marcos Dallago – URI – Campus Erechim
Orientador

Prof.^a. Dra. Juliana Steffens – URI – Campus Erechim
Orientadora

Prof. Dr. Marcus Vinícius Tres – URI – Campus Erechim

Dr. Airton Kunz – Embrapa Suínos e Aves

Erechim, 28 de Fevereiro de 2013

NESTA PÁGINA DEVERÁ SER INCLUÍDA A FICHA CATALOGRÁFICA DA DISSERTAÇÃO DE MESTRADO. ESTA FICHA SERÁ ELABORADA DE ACORDO COM OS PADRÕES DEFINIDOS PELO SETOR DE PROCESSOS TÉCNICOS DA BIBLIOTECA DA URI – CAMPUS DE ERECHIM.

AGRADECIMENTOS

Em especial, aos meus pais Claudete e Elder e minha irmã Natana, pelo amor e apoio depositados em mim.

Ao professor Dr. Rogério Marcos Dallago e à professora Dra. Juliana Steffens, muito obrigada pela orientação e contribuição para o enriquecimento deste estudo.

Ao pesquisador Dr. Airton Kunz, pela disponibilidade, confiança e apoio na realização deste trabalho.

Agradeço imensamente ao Dr. Toni Luiz Benazzi pelos ensinamentos, compreensão e amizade.

Aos colegas de Laboratório, Mariele Nascimento, Jociane Krebs e Jasan Preczewski, pela compreensão nos dias de experimentação e pela amizade.

A minha professora e colega Andréia Dalla Rosa, hoje grande amiga, pelos ensinamentos e incentivo durante essa e outras jornadas.

Ao André Amaral pela parceria e amizade.

Aos professores Dr. Marcus Vinícius Tres e Dr. Marcelo Mignoni pelas contribuições durante as realizações dos seminários.

A URI, CAPES e a Embrapa Suínos e Aves pelos auxílios concedidos.

*“Na vida nada é pra ser temido;
é apenas para ser compreendido.”*

Marie Curie

Resumo da dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Alimentos como parte dos requisitos necessários para a obtenção do Grau de Mestre em Engenharia de Alimentos

ELETROFLOCULAÇÃO NO TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DA SUINOCULTURA SUBMETIDA À PRÉ-DIGESTÃO ANAERÓBIA

Rúbia Mores
Fevereiro/2013

Orientadores: Dr. Rogério Marcos Dallago
Dra. Juliana Steffens

O aumento na produção de suínos confinados tem gerado grande volume de dejetos, sendo em geral, descartados, com ou sem pré-tratamento, nos solos como fertilizante. É um efluente que apresenta elevado potencial poluidor, podendo ocasionar impactos ambientais indesejáveis, quando aplicado em excesso. Neste contexto, a eletrofloculação (EF) apresenta-se como uma técnica promissora, devido a sua facilidade de operação, elevada eficiência, possibilitando em alguns casos, o reuso da água. O objetivo desse estudo foi avaliar o desempenho da EF no tratamento de água residuária da suinocultura submetida a pré-digestão anaeróbia, em sistemas batelada e fluxo contínuo utilizando eletrodos de alumínio. O efluente utilizado no tratamento por EF foi coletado da saída de um biodigestor na unidade da Embrapa Suínos e Aves. Para avaliar a técnica de EF em batelada, um planejamento experimento fatorial 2^2 foi aplicado. As variáveis estudadas foram a voltagem e a distância entre os eletrodos. As respostas acompanhadas, em função do tempo operacional, foram a remoção de cor, turbidez, COT, N-total e DQO. Tanto o modo em batelada quanto em fluxo contínuo, apresentaram excelentes resultados em termos de eficiência, com remoções superiores a 96%, para cor e turbidez, entre 58 e 83% para COT e DQO e inferior a 15% para o N-Total. O sistema em fluxo contínuo apresentou, em relação ao modo batelada, uma melhora de 15% na remoção da DQO e de 5% para N-Total. A densidade de corrente demonstrou ser o parâmetro mais importante, do processo eletroquímico, em relação à eficiência do processo. As maiores eficiências de remoção foram observadas para as maiores densidades de corrente. A redução da distância entre os eletrodos afeta negativamente a eficiência do processo, pois favorece a passivação dos eletrodos. Apesar dos valores reais das respostas avaliadas indicarem que o mesmo não atende os padrões exigidos pela legislação ambiental para lançamento de efluentes em corpos receptores, os resultados demonstram a potencialidade da metodologia, a qual se apresenta como uma técnica promissora e robusta para a remoção de poluentes das águas residuárias da suinocultura.

Palavras-chave: eletrofloculação, águas residuárias, suinocultura.

Abstract of Dissertation presented to Food Engineering Program as a partial fulfillment of the requirements for the Degree of Master in Food Engineering

ELECTROFFLOCULATION IN THE TREATMENT OF WASTE WATER OF SWINE FARMING SUBMITTED TO THE ANAEROBIC PREDIGESTION

Rúbia Mores
February/2013

Advisors: Dr. Rogério Marcos Dallago
Dra. Juliana Steffens

The increase in the production of confined swine has been generating great volume of dejections, being in general, discarded, with pretreatment or without pretreatment, in the soils as fertilizer. It is an effluent that presents high pollutant potential, could cause undesirable, when applied environmental impacts in excess. In this context, the electroffloculation (EF) its comes as a promising technique, due to its operation easiness, high efficiency, making possible in some cases, the reuse of the water. The objective of that study was to endorse the acting of EF in the treatment of waste water of the swine farming submitted to the anaerobic predigestion, in systems boat-load and continuous flow using electrodes of aluminum. The effluent used in the treatment by EF was collected of the exit of a biodigestor in unit of Embrapa Swine and Poultry. To evaluate the technique of EF in boat-load, a planning factorial experiment 2^2 were applied. The studied variables were the voltage and the distance among the electrodes. The accompanied answers, in function of the operational time, they were the color removal, turbidity, COT, N-total and DQO. So much the way in boat-load as in continuous flow, they presented excellent results in efficiency terms, with superior removals to 96%, for color and turbidity, between 58 and 83% for COT and DQO and inferior to 15% for the N-total. The system in flow continues presented, in relation to the boat-load, an improvement of 15% in the removal of DQO and of 5% in relation to the N-total. The current density was demonstrated as more important parameter, of the process electrochemical, in relation to the efficiency of the process. The largest removal efficiencies were observed for the largest current densities. The reduction of the distance among the electrodes affects the efficiency of the process negatively, because it favors the passivation of the electrodes. In spite of the true values of the appraised answers they indicate that the same does not assist the patterns demanded by the environmental legislation for effluents release in receiving bodies effluents, the results demonstrate the potentiality of the methodology, which comes as a promising and robust technique for the removal of pollutant of the waste waters of the swine farming.

Keywords: electroffloculation, wastewater, swine

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	14
2 OBJETIVOS	16
2.1 OBJETIVO GERAL	16
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	16
3 REFERENCIAL TEÓRICO	17
3.1 PRODUÇÃO E TRATAMENTO DO DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS	17
3.2 ELETROFLOCULAÇÃO.....	21
3.2.2 Parâmetros de Controle do Processo	26
3.2.3 Vantagens e Desvantagens da Eletrofloculação	31
3 MATERIAIS E MÉTODOS	33
3.1 COLETA E PRESERVAÇÃO DAS AMOSTRAS	33
3.2 SISTEMAS OPERACIONAIS	33
3.2.1 Sistema em Batelada	34
3.2.2 Sistema em Fluxo Contínuo	36
3.2 DETERMINAÇÕES ANALÍTICAS	37
3.2.1 Determinação da Cor aparente	38
3.2.2 Determinação da Turbidez	38
3.2.3 Determinação da Demanda Química de Oxigênio (DQO)	38
3.2.4 Determinação do pH	38
3.2.5 Determinação do Carbono Orgânico Total (COT)	38
3.2.5 Determinação Nitrogênio Total (N-Total)	39
3.2.6 Determinação de Sólidos Totais (ST)	39
3.2.6 Determinação da Condutividade	40
4 RESULTADOS E DISCUSSÕES	41
4.1 ENSAIOS EM BATELADA	41
4.2 ENSAIOS EM FLUXO CONTÍNUO	50
4.3 CUSTO OPERACIONAL	52
5 CONCLUSÕES	55
5.2 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	56
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	57
ANEXO A	63

ANEXO B	64
ANEXO C	65

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Processo de biodigestão dentro do biodigestor	20
Figura 2 – Interações físico-químicas dentro do reator de eletrofloculação	22
Figura 3 – Solubilidade do alumínio em função do pH	23
Figura 4 - Configuração esquemática da dupla camada elétrica	26
Figura 5 - Reator de eletrofloculação em escala de bancada com eletrodos monoplares conectados em paralelo	34
Figura 6 - Reator para eletrofloculação em sistema contínuo em escala de bancada com eletrodos monoplares	37
Figura 7 – Variação da densidade de corrente em função do tempo operacional, onde (a) para DE 2cm e 2,4 e 6 V e (b) para DE 4cm e 2,4 e 6 V.....	43
Figura 8 – Variação da densidade da corrente em função do tempo operacional do planejamento fatorial 2^2	47
Figura 9 – Diagramas de Pareto para os efeitos estimados da cor, (a) turbidez (b), DQO (c), N-Total (d), COT (e) e ST (f) para 60 minutos de tratamento	48
Figura 10 - Remoção dos parâmetros da cor, DQO, turbidez, COT e N-Total em função do tempo operacional do fluxo contínuo	51
Figura 11 – Análise visual do efluente no tempo 0 minutos e após 240 minutos de tratamento por eletrofloculação em fluxo contínuo	51

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Padrões de lançamentos de efluentes	18
Tabela 2 – Parâmetros independentes das variáveis e níveis estudados no planejamento experimental fatorial 2 ²	35
Tabela 3 - Matriz do planejamento fatorial 2 ² e os valores das variáveis independentes codificadas e reais.....	36
Tabela 4 - Parâmetros físico-químicos do efluente utilizado nos ensaios preliminares	41
Tabela 5 – Condições experimentais realizadas, com seus respectivos resultados das análises de cor, turbidez e COT apresentados em (%) de remoção.....	41
Tabela 6 - Desgaste dos eletrodos de alumínio (g) em diferentes tempos de eletrolise para os ensaios preliminares em batelada	44
Tabela 7 - Caracterização do efluente empregado no planejamento experimental fatorial 2 ²	45
Tabela 8 – Matriz do planejamento experimental 2 ² com valores codificados (reais) e respostas de cor, turbidez, COT, N-Total e DQO para 60 minutos de tratamento.....	46
Tabela 9 - Desgaste dos eletrodos de alumínio (g) em diferentes tempos de eletrolise para o planejamento experimental fatorial 2 ²	49
Tabela 10 - Caracterização do afluente bruto e efluente tratado.....	50
Tabela 11 - Desgaste dos eletrodos de alumínio (g) em diferentes tempos de eletrolise para os ensaios preliminares em batelada.....	52
Tabela 12 - Resultados de custos para os ensaios preliminares	53
Tabela 13 - Resultados de custos para o planejamento experimental factorial 2 ²	54
Tabela 14 - Resultados de custos para os ensaios em fluxo contínuo.....	54
Quadro 1 - Tratamentos aplicados aos resíduos provenientes da suinocultura	20

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABIEPCS - Associação Brasileira das Indústrias Produtoras e Exportadoras de Carne Suína

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

APHA - American Public Health Association

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

COT – Carbono Orgânico Total

DE – Distância entre os Eletrodos de Alumínio

ddp – Diferença de Potencial

DQO – Demanda Química de Oxigênio

EF - Eletrofloculação

N-Total – Nitrogênio Total

pH - Potencial Hidrogeniônico

rpm – Rotação por Minuto

ST – Sólidos Totais

TRH – Tempo de Retenção Hidráulica

UNT – Unidade de Turbidez Nefelométrica

V – Voltagem

1 INTRODUÇÃO

Atualmente há uma crescente preocupação mundial com a conservação do meio ambiente, devido à aceleração do crescimento populacional e das atividades industriais, acarretando em um aumento da geração de resíduos sólidos e/ou líquidos altamente tóxicos e não biodegradáveis, que necessitam urgentemente de um tratamento adequado antes do lançamento nos corpos d'água. Do contrário podem comprometer a qualidade do ecossistema, devido a presença de substâncias poluidoras orgânicas e inorgânicas. Cabe ressaltar que as normas ambientais vigentes em relação aos padrões de lançamento para efluentes, em corpos receptores, estão cada vez mais restritas (BORBA et al., 2010).

A suinocultura é um dos setores que está em constante ascensão no Brasil e no mundo, apresentando-se com destaque no desenvolvimento econômico agrícola (MARCATO, 2005). Neste cenário, além do incremento da produção, destacam-se a quantidade de águas residuárias oriundas da suinocultura, as quais têm aumentando constantemente, e as exigências ambientais vinculadas a este setor, estão cada dia mais restritas, principalmente em termos de aplicação/destino e limites de emissão (LIM, 2012). Atualmente estes dejetos, muitas vezes sem nenhum tratamento prévio, são utilizados como fertilizantes em áreas agrícolas (CAMPOS et al., 2005).

As águas residuárias provenientes dos locais de produção dos suínos possuem uma grande quantidade de nitrogênio, fósforo, sólidos dissolvidos e em suspensão, que são responsáveis em grande parte pela poluição dos corpos hídricos. Estes contaminantes potencializam o desenvolvimento da eutrofização nas superfícies dos corpos d'água, causando assim, graves problemas ambientais, afetando tanto a vida aquática quanto a saúde humana (LEE et al., 2003). Sendo assim, é de fundamental importância remover esses poluentes dos efluentes da suinocultura, antes do descarte no solo ou em qualquer corpo de água (CHO et al., 2010).

Uma alternativa tecnológica de tratamento, a qual está amplamente difundida neste setor, destinada ao gerenciamento dos dejetos suínos, é a biodigestão anaeróbia (PERDOMO et al., 2003). Esse processo consiste na fermentação desses resíduos por bactérias na ausência de oxigênio. Como resultado desse processo é possível obter biogás e biofertilizante. No entanto, o sistema ainda enfrenta algumas

limitações vitais ao bom funcionamento, principalmente no que diz respeito ao entendimento do processo, que falta aos usuários, de alguns aspectos microbiológicos básicos, vitais ao bom funcionamento do sistema, o que acarreta perda de eficiência do biodigestor. Assim, o biofertilizante gerado no biodigestor não pode ser descartado diretamente nos corpos hídricos, pois ainda apresenta alto potencial poluidor (KUNZ et al., 2005).

Atualmente, um processo físico-químico que vêm se destacando no meio científico para a remoção de matéria orgânica de águas residuais é a eletrocagulação/flotação, onde um reator eletroquímico é o centro das reações de coagulação/floculação/flotação (DE MENESES et al., 2012). Neste contexto, o tratamento por eletrofloculação (EF) apresenta-se como uma tecnologia promissora a ser aplicada na remoção dos poluentes de águas residuárias provenientes da suinocultura submetidas à pré-digestão anaeróbia (ESSADKI et al., 2008).

A técnica de EF é um processo que envolve a geração de coagulantes “*in situ*” a partir de eletrodos de alumínio, pela ação da corrente elétrica aplicada a esses eletrodos e quando em funcionamento proporciona um ambiente físico/químico, conduzindo a desestabilização do poluente pela oxidação eletrolítica, não sendo necessária a adição de outro agente coagulante (MOLLAH et al., 2004). A presença dos complexos de alumínio na solução aquosa confere uma característica gelatinosa ao meio, sendo esses complexos responsáveis pela remoção dos contaminantes, pois originam coágulos maiores (flocos) que por ação de micro bolhas de oxigênio são conduzidos a superfície (CRESPILHO et al., 2004).

Neste contexto, este trabalho investigou a viabilidade da aplicação do processo de eletrofloculação sob diferentes condições experimentais no tratamento de águas residuais da suinocultura provenientes de uma pré-digestão anaeróbia, com o intuito de remover a máxima concentração de matéria orgânica presente nestes poluentes, minimizando seu efeito poluidor.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

O presente trabalho teve como objetivo investigar a da aplicação do processo de eletrofloculação na remoção dos poluentes presentes nas águas residuais de suinocultura após pré-digestão anaeróbia.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar, mediante planejamento experimental, os efeitos das variáveis voltagem e distância entre os eletrodos em relação a eficiência do processo, para o sistema em batelada;
- Determinar no modo em batelada o tempo operacional a ser empregado como tempo ótimo para a eficiência de remoção dos poluentes;
- Avaliar o processo em fluxo contínuo em relação a remoção dos poluentes das águas residuárias da suinocultura após o tratamento por eletrofloculação.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 PRODUÇÃO E TRATAMENTO DO DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS

Até a década de 70, os dejetos de suínos não constituíam fator de preocupação, pois a concentração de animais (produção) por unidade de área era pequena e os dejetos de suínos eram facilmente manejados nas próprias unidades de produção (OLIVEIRA et al., 1993). O aumento nas exportações de carne suína, aliada aos interesses logísticos das empresas integradoras, favoreceu o crescimento da concentração de produção dos suínos nas grandes unidades e, por consequência, também um aumento na produção de dejetos (KONZEN, 2005).

Segundo o relatório da Associação Brasileira das Indústrias Produtoras e Exportadoras de Carne Suína (ABIPÉCS) de 2011, no Brasil 40 mil suinocultores produzem cerca de 3,4 milhões de toneladas de carne, com geração de 600 mil empregos. O consumo interno em 2011 alcançou 2,8 milhões toneladas tendo um consumo per capita de 15,1 kg/ano. No entanto, essa ascensão na produção acarreta um aumento na quantidade de produção de dejetos nas propriedades rurais, que quando mal manejados, causam graves tribulações ambientais.

No Brasil e em muitos países, o aproveitamento destes resíduos orgânicos nas propriedades como fertilizantes é um fator de extrema importância, visto o seu potencial de promover melhorias na qualidade do solo devido a sua elevada concentração de nitrogênio e fósforo orgânico. No entanto, quando a densidade de suínos em relação à área rural for muito elevada, seu descarte fica comprometido, pois o lançamento de um excesso de dejetos no solo pode conduzir a sua contaminação, bem como de seus lençóis freáticos (KUNZ, 2009). Além disto, se lançados em corpos receptores poderiam causar a eutrofização da água (DENG et al., 2008; ZHU, 2007; DENG et al., 2006).

Os dejetos de suínos são compostos basicamente pelas fezes e urina dos animais, misturados à água de lavagem dos galpões e a água desperdiçada nos bebedouros (SORENSEN, 2002). Possuem elevado potencial poluidor, por causa de suas altas concentrações de matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, potássio e sódio (STEINMETZ et al., 2009; GONÇALVES et al., 2006; FUKUMOTO & HAGA, 2004).

Também apresentam sólidos em suspensão e dissolvidos, patógenos, sais solúveis e metais pesados (BRANDÃO et al., 2003), principalmente cobre e zinco que são importantes componentes do suplemento dietético das rações e de formulações de antibióticos, aumentando os riscos de contaminação do meio ambiente, inclusive nos demais níveis da cadeia alimentar (OLIVEIRA et al., 2004; HANAJIMA et al., 2007; KUNZ et al., 2005). As características dos dejetos podem apresentar variações em função da fisiologia do animal e da composição das rações. O volume de resíduos gerados depende muito do peso, da idade e da quantidade de animais e, principalmente, da quantidade de água gasta na higienização das baias (OLIVEIRA et al., 2000, SOUZA et al., 2008).

Os dejetos líquidos caracterizam-se pela elevada presença de poluentes, apresentando em média, valores na ordem de 20.000 mg/L de Sólidos Totais, 30.000 mg/L de Demanda Química de Oxigênio (DQO), 2.500 mg/L de Nitrogênio total e 600 mg/L de fósforo total (RECH et al., 2008, COSTA et al., 2000). Esses valores estão muito acima dos definidos pela resolução CONAMA n° 430 (2011) que estabelece as condicionantes para o lançamento de efluentes nas coleções de águas doces (Tabela 1). Neste contexto, pode-se perceber o quanto é prejudicial à suinocultura ao meio ambiente, quando seus resíduos são despejados de forma incorreta.

Tabela 1 - Padrões de lançamentos de efluentes.

Parâmetro	Unidade	CONAMA 357/05
pH	-	6,0 a 9,0
Sólidos Totais	mg/L	500
Cor	Pt/L	Cor natural do corpo de água
Turbidez	UNT	40

Fonte: CONAMA 430/2011.

Existem diversos métodos (Quadro 1) para diminuir a carga poluente e assim, minimizar os efeitos da contaminação ambiental. Destes o tratamento mais aplicado pelos produtores são as esterqueiras com posterior descarte no solo, devido ao baixo custo, fácil implantação e elevada eficiência (KONZEN, 2005).

Quadro 1 - Tratamentos aplicados aos resíduos provenientes da suinocultura.

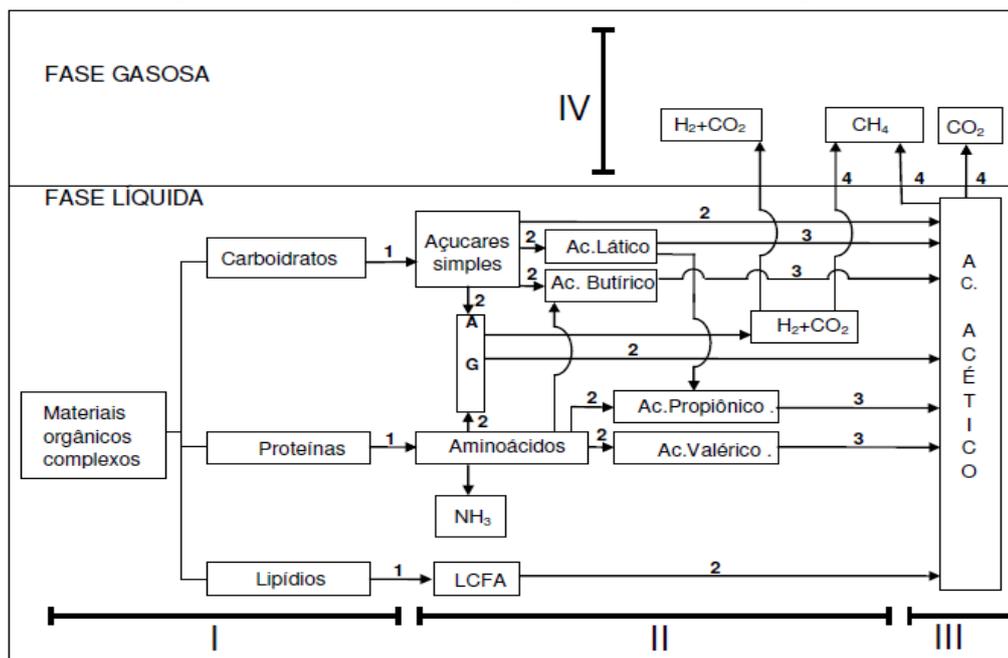
Tipos de tratamento	
Decantação	Separar as fases sólida e líquida dos dejetos. Sua utilização aumenta a vida útil de lagoas e esterqueiras, reduz a presença de maus odores e promove uma melhor utilização do dejetos em solo agrícola.
Peneiras	
Microfiltros	
Esterqueiras	Tipos: esterqueiras escavadas diretamente no solo, de concreto, de tijolos. É fundamental a estabilização desses dejetos durante um período mínimo de 90 a 120 dias. A impermeabilização precisa ser realizada para evitar infiltrações que possam contaminar as fontes de água e o solo. Devem ainda operar com uma folga volumétrica de 20% de sua capacidade como medida de segurança. Seu formato pode variar de circular a quase retangular. As laterais são escavadas com uma inclinação de, aproximadamente, 45°, tendo uma profundidade variável, mas geralmente com 2 metros.
Lagoas Anaeróbias	Ocorrem os processos de sedimentação e digestão anaeróbia, sem oxigênio dissolvido. No fundo, permanece um depósito de lodo, e na superfície, formam-se bolhas de gás resultantes da fermentação. Essas lagoas reduzem a carga de matéria orgânica em 50%, no mínimo. Sua principal finalidade é serem usadas em conjunto com outras lagoas para reduzir a área de tratamento necessária à implantação da estação de tratamento de efluentes.
Lagoas Facultativas	São rasas e têm como objetivo a remoção de nutrientes, da carga orgânica remanescente e de coliformes fecais. Caracterizam-se por possuir uma zona superior com oxigênio e uma zona anaeróbia na camada de fundo. A camada intermediária entre essas duas zonas é denominada facultativa, predominando os processos de oxigenação aeróbia e fotossintética.
Lagoas Aeradas	Possuem aeradores artificiais e têm como objetivo a remoção de nutrientes, principalmente de nitrogênio e a remoção aeróbia da matéria orgânica. Essas lagoas possuem grande capacidade de remoção de contaminantes em menores áreas, quando comparadas com lagoas facultativas, mas apresentam gasto de energia elétrica para os aeradores.
Lagoas com Plantas Enraizadas	Constituem uma excelente alternativa de tratamento secundário e terciário para remoção de nutrientes, dada a sua grande capacidade de remoção por plantas enraizadas (junco, taboa) e facilidade de adicionar oxigênio junto aos dejetos. Este sistema não possui lâmina de água, não gera odor e lodo em excesso e tem baixos custos de implantação.

Fonte: SCHULTZ (2007).

No entanto, atualmente destaca-se neste segmento, o processo de tratamento baseado na biodigestão anaeróbica, um processo natural onde a matéria orgânica é degradada por bactérias, com produção de gás metano, que é posteriormente utilizado na geração de energia.

A biodigestão pode ser dividida em quatro etapas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (Figura 1).

Figura 1 – Processo de biodigestão dentro do biodigestor.



(I) Hidrólise; (II) Acidogênese; (III) Acetogênese; (IV) Metanogênese.

Fonte: WAYNE (2005) Modificado.

Na hidrólise, as enzimas produzidas pelas bactérias transformam polímeros, como amido e proteínas, em monômeros, como açúcares e aminoácidos. Na acidogênese, esses monômeros são transformados em ácidos graxos voláteis (AGV), como ácido butírico e ácido propiônico. Na acetogênese, esses ácidos graxos voláteis são transformados em ácido acético, gás carbônico e hidrogênio gasoso. Na metanogênese, o ácido acético é transformado em metano e gás carbônico pelas bactérias metanogênicas acetoclásticas. Concomitantemente o gás carbônico e o hidrogênio são combinados, formando metano, pelas bactérias metanogênicas hidrogenotróficas (WAYNE, 2005).

Os biodigestores merecem destaque na sua utilização no meio rural, no que diz respeito aos aspectos de saneamento e energia, além de estimular a reciclagem orgânica e de nutrientes. O aspecto saneamento surge à medida que permite o isolamento dos resíduos do homem e dos animais, proporcionando a diminuição de moscas, parasitas, patógenos e odores, permitindo também a redução das demandas química e bioquímica de oxigênio e de sólidos, tornando mais disponíveis os nutrientes para posterior aproveitamento das plantas (biofertilizantes). O biogás produzido pode ter seu conteúdo energético aproveitado na própria atividade, em

aquecimento, refrigeração, iluminação, incubadores, misturadores de ração, geração de energia elétrica entre outras (LUCAS, 1994).

3.2 ELETROFLOCULAÇÃO

A eletrofloculação (EF) é a combinação dos processos de eletrocoagulação e eletroflotação, já que este processo consiste na geração de íons metálicos para a posterior formação do agente coagulante e a eletroflotação, que surge da geração dos gases hidrogênio e oxigênio pela eletrólise da água (ROBACH et al., 1997)

Segundo Mollah et. al. (2004) a EF é um processo que utiliza eletrodos metálicos para fornecer íons às águas residuárias. É um processo complexo que envolve vários fenômenos físicos e químicos. No processo de EF os íons de coagulação são produzidos *in situ* e envolve três etapas sucessivas:

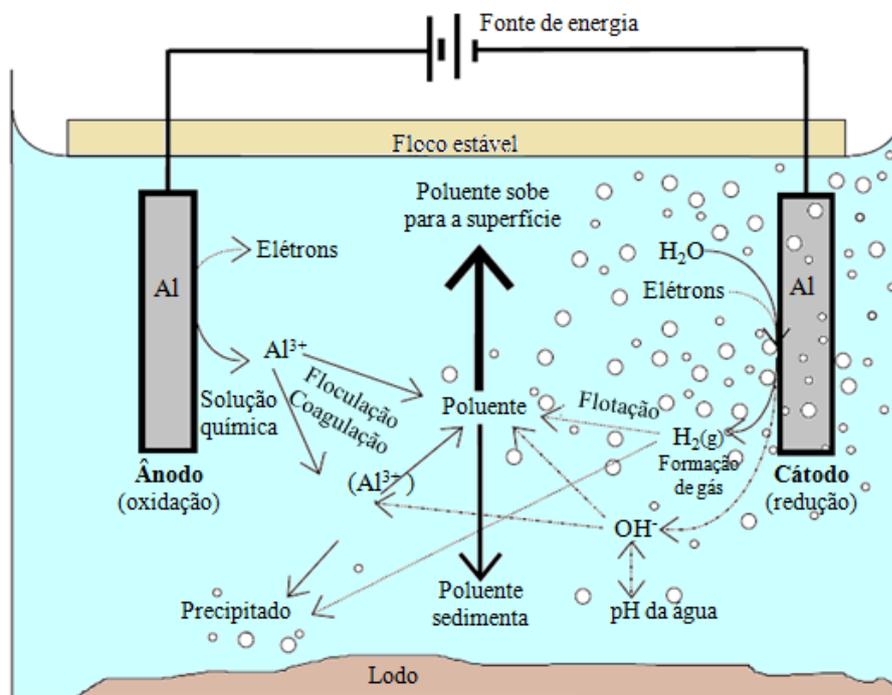
- (i) formação de coagulantes por oxidação eletrolítica no "eletrodo de sacrifício";
- (ii) desestabilização dos contaminantes, suspensão de partículas e quebra de emulsões;
- (iii) agregação das fases desestabilizadas para formação dos flocos.

Um reator e/ou célula eletroquímica é constituída por dois eletrodos, ou condutores metálicos, em contato com um eletrólito, um condutor iônico, que pode ser uma solução, um líquido ou um sólido. O eletrodo metálico em contato com o eletrólito constitui o compartimento eletródico (ATKINS, 2003).

Sendo assim, o princípio de funcionamento do processo eletrolítico consiste na aplicação de um potencial elétrico a uma solução aquosa, através de eletrodos metálicos de sacrifício (geralmente alumínio e/ou ferro que são identificados como cátodo e ânodo), promovendo a dissolução (corrosão) deste metal com a geração de íons e gases (oxigênio e hidrogênio), que em pH adequado formam reações de coagulação/floculação apropriadas para o tratamento de resíduos líquidos industriais e sanitários (CRESPILHO et al., 2004). De acordo com Silva et al. (2005), quando os eletrodos da célula são conectados a uma fonte de corrente elétrica polarizada

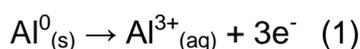
externa, no ânodo ocorrem reações de oxidação, enquanto no cátodo as reações são de redução, como mostra a Figura 2.

Figura 2 – Interações físico-químicas dentro do reator de eletrofloculação.



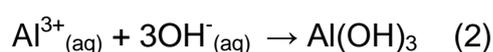
Fonte: HOLT et al., (2001) Modificado.

Segundo De Menezes et al. (2012), Kılıc et al. (2009), Chen (2004), Crespilho et al. (2004), a geração eletroquímica do agente coagulante é determinante para que a coagulação ocorra de maneira controlada e eficiente. Quando se utiliza o alumínio como eletrodo de sacrifício, são gerados os íons de Al^{3+} devido à aplicação de um potencial elétrico. Nessa etapa ocorre o processo anódico, onde o alumínio metálico é oxidado (reação 1) e liberado para o meio aquoso.

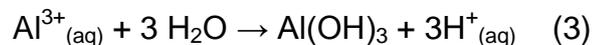


Os íons alumínio conduzem, mediante reações secundárias (reações 2 e 3), a formação do hidróxido de alumínio ($Al(OH)_3$), considerado o agente coagulante responsável pela coagulação e formação das partículas coloidais.

Em condições alcalinas, a reação 2 se manifesta.

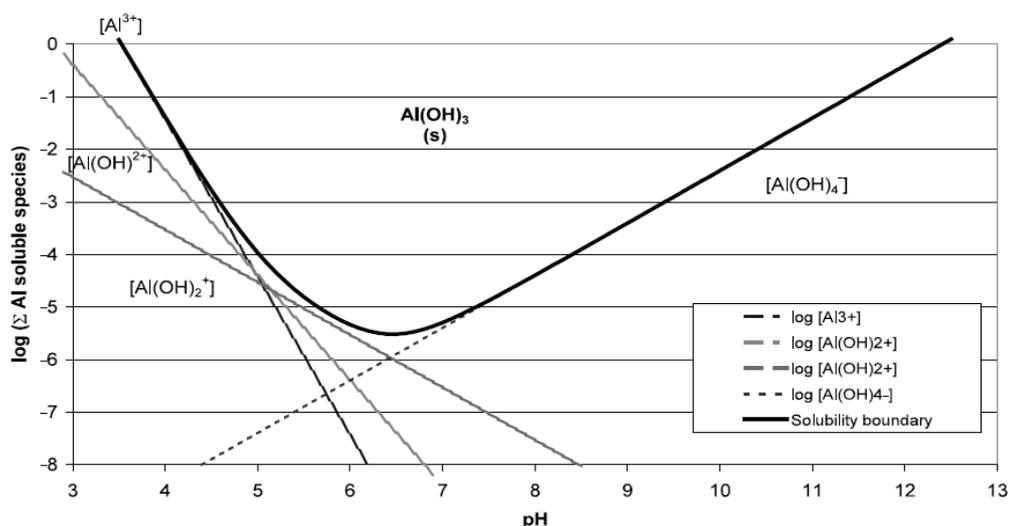


Em condições levemente ácidas, por hidrólise da água, é a reação 3 que ocorre.



Como se trata de uma reação de hidrólise, o pH ideal para formação do hidróxido de alumínio está entre 6,5 e 7,0 como apresenta a Figura 3. (HOLT et al., 2002).

Figura 3 – Solubilidade do alumínio em função do pH.



Fonte: HOLT et al. (2002).

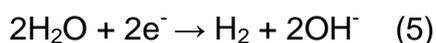
A coagulação das partículas, ou seja, o alumínio carregado positivamente pode reagir com partículas de cargas negativas. Porém, esse tipo de reação fica limitado devido à hidrólise do alumínio, que por sua vez, é muito rápida. É de grande interesse nessa etapa do processo que a hidrólise resulte em hidróxido de alumínio, uma vez que esse composto será o principal responsável pela remoção das impurezas (FOGO, 2008). A presença desses complexos em solução aquosa confere uma característica gelatinosa ao meio. Além da formação de hidróxido de alumínio, ocorrem reações secundárias, segundo a Reação 4.



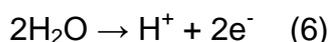
Dependendo do pH do meio aquoso, outras espécies iônicas como $\text{Al(OH)}^{2+}_{(\text{aq})}$, $\text{Al(OH)}^{2+}_{(\text{aq})}$ e $\text{Al(OH)}^{4-}_{(\text{aq})}$ também podem estar presentes no sistema (MOLLAH et al., 2001). Sendo que estas espécies tem uma função limitada como agente coagulante.

Além da formação do agente coagulante, a EF pode gerar microbolhas de gases (H_2 e O_2) formadas na superfície dos eletrodos. Estes gases quando em contato com os compostos particulados favorecem o deslocamento dos mesmos para a superfície, que posteriormente são removidos. A formação desses gases estão representados nas Reações 5, 6 e 7.

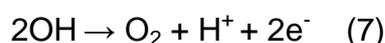
Hidrogênio em reações catódicas:



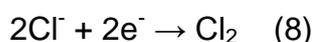
Oxigênio no processo anódico:



ou



Caso o efluente contenha íons cloreto, poderá ocorrer a formação do Cl_2 (Reação 8) no ânodo, que, na presença de água, conduz a produção de íons hipoclorito (CHEN et al., 2000).



Essa característica pode ser considerada como uma grande vantagem da EF, uma vez que os processos de geração de cloro podem ser otimizados vislumbrando a desinfecção da água, como também auxiliar na eliminação de odores indesejáveis. Do contrário, deve-se ressaltar a importância do monitoramento da formação dos organoclorados, que são compostos altamente tóxicos aos seres vivos (FREIRE et al., 2000).

Para compreender o sistema coloidal formado no reator eletrolítico é necessário ter conhecimento do conceito de estado coloidal, que começou a ser

constituído por volta de 1860, quando o químico escocês Thomas Graham observou importantes detalhes ligados à dissolução de certas substâncias em água.

Pode-se definir o sistema coloidal como sendo o estado intermediário entre os sistemas químicos homogêneos e heterogêneos ou sistema em que as partículas dispersas têm um tamanho médio entre 1 e 1000 nanômetros (FELTRE, 2000).

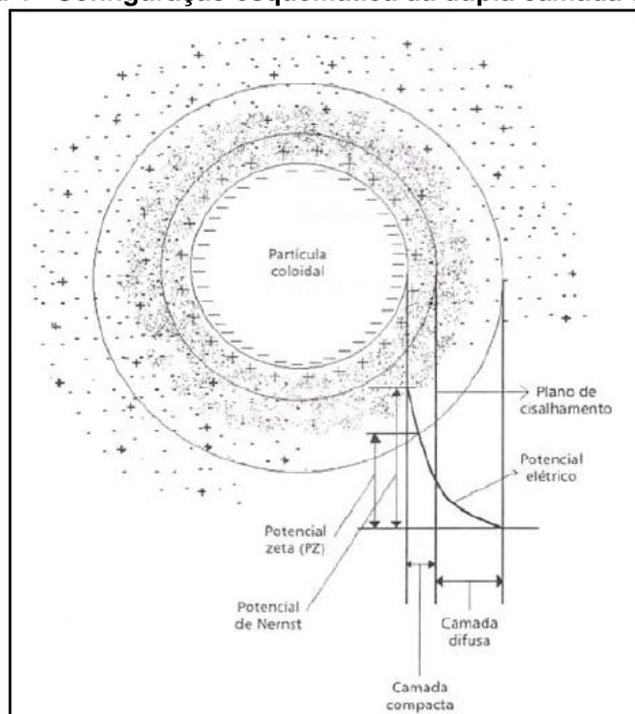
Os sistemas coloidais podem ser agrupados em três classificações gerais:

- i) as *dispersões coloidais*, que são termodinamicamente instáveis e classificadas como irreversíveis por não serem reconstituídas facilmente após a remoção das fases;
- ii) as *soluções verdadeiras de substâncias macromoleculares*, que são termodinamicamente estáveis e classificadas como reversíveis por serem reconstituídas facilmente após a separação das fases, e por fim,
- iii) os *eletrólitos coloidais*, que são termodinamicamente estáveis e conferem propriedades iônicas ao sistema, associando-se a outras estruturas e mantendo a propriedade de formação de micelas (CERQUEIRA, 2006).

Os fundamentos teóricos da agregação e dispersão de partículas ultrafinas (< 10 µm) em polpas minerais são descritos na teoria desenvolvida independentemente pelas duplas de cientistas Derjaguin-Landau (russos) e Verwey-Overbeek (holandeses) (DLVO), na década de 1940. Após 50 anos de existência, a teoria DLVO “clássica” foi revista com a incorporação de forças estruturais, sugeridas anteriormente por um de seus precursores (CHURAEV & DERJAGUIN, 1985), resultando na teoria DLVO estendida.

A barreira de energia origina-se na dupla camada elétrica, região em que ocorre concentração e distribuição de cargas em uma partícula coloidal. A configuração dessa camada envolve princípios que ainda são motivo de discussão. Nesse caso, o modelo proposto por Guy e Champman e revisado por Verwey e Overbeek possui bases satisfatórias para entender os fenômenos ocorrentes na camada difusa da dupla camada elétrica, cujo modelo é apresentado na Figura 4 (CRESPILO et al., 2004)

Figura 4 - Configuração esquemática da dupla camada elétrica.



Fonte: CRESPILO (2004).

Potencial zeta também chamado de potencial eletrocinético pode ser utilizado para determinar a carga eletrostática da superfície das partículas coloidais. No início da camada difusa está o plano de cisalhamento, cujo potencial é o potencial zeta (CRESPILO et al., 2004).

3.2.2 Parâmetros de Controle do Processo

A eficiência de um sistema de eletrofloculação esta relacionada principalmente ao consumo energético *versus* a eficiência de remoção dos poluentes (CHEN, 2004).

A seleção apropriada dos materiais de eletrodos é muito importante, e os mais comuns são alumínio e ferro, pois são de baixos custos, eficazes e prontamente disponíveis (CRESPILO & REZENDE, 2004). Outros fatores que também podem influenciar o processo, são a condutividade do meio, a disposição dos eletrodos, o pH e a temperatura (CHEN, 2004).

Os sistemas de tratamento são controlados objetivando a eficiência de remoção dos poluentes e os custos operacionais. São realizados testes iniciais em escala de laboratório, nos quais o processo testado é avaliado quanto à aplicação ao tratamento específico. Nestes testes são considerados alguns parâmetros como os citados a seguir (ALEGRE & DELGADILHO, 1993).

3.2.2.2 Efeito do pH

O pH do efluente influencia no desempenho do processo eletroquímico (LIN e CHEN, 1997), mais especificamente na etapa de coagulação, afetando o equilíbrio entre as formas solúveis ($\text{Al}^{3+}_{(aq)}$, $\text{Al}(\text{OH})^{2+}_{(aq)}$, $\text{Al}(\text{OH})^{2+}_{(aq)}$ e $\text{Al}(\text{OH})^{4-}_{(aq)}$) e insolúvel de alumínio, o $\text{Al}(\text{OH})_3$, responsável pela coagulação. Em pH entre 6 e 7, a solubilidade do $\text{Al}(\text{OH})_3$ é mínima, ou seja, a eficiência de coagulação é máxima (KHEMIS et al., 2006; GOMES et al., 2007; CARRIER et al., 2007). Acima e abaixo desta faixa de pH começam a predominar as formas solúveis de alumínio. Os cátions monoméricos ($\text{Al}^{3+}_{(aq)}$, $\text{Al}(\text{OH})^{2+}_{(aq)}$ e $\text{Al}(\text{OH})^{2+}_{(aq)}$) predominam em meio ácido e o ânion $\text{Al}(\text{OH})^{4-}_{(aq)}$ em meio alcalino.

Durante o processo eletroquímico, um aumento no do valor pH ocorre quando o pH do efluente é inferior a 9. No entanto, uma diminuição do pH também pode ser observada quando o pH do efluente está acima de 9 (VIK et al., 2004). O aumento do pH na condição de acidez é atribuído à geração de hidrogênio no catodo (VIK et al., 1984). Quanto há diminuição do pH em meio alcalino, esta pode ser resultado da formação de $\text{Al}(\text{OH})_3$ no ânodo, mediante a hidrólise da água, liberando íons H^+ (CHEN et al., 2000). Além disso, ocorre também a reação de formação crescente de oxigênio levando à diminuição do pH.

3.2.2.3 Potência dissipada da corrente

Ao aplicar uma diferença de potencial (ddp) entre dois eletrodos dentro de uma célula eletrolítica imersos em uma solução, reações eletroquímicas de oxidação e redução começam a ocorrer no ânodo e no cátodo, respectivamente, por meio das leis estabelecidas por Faraday.

Segundo Russel (1994) pág. 892.

No início do século XIX, Michael Faraday estabeleceu algumas relações quantitativas conhecidas como as leis de Faraday para a eletrólise. São elas: (1) que a quantidade de substâncias químicas produzida pela eletrólise é proporcional à quantidade de eletricidade utilizada e (2) que para uma dada quantidade de eletricidade a quantidade de substância produzida é proporcional à sua massa equivalente.

O consumo de elétrons é associado à quantidade total de substâncias reagentes. Tal fato, que ocorre na eletrofloculação está diretamente relacionado ao desgaste do eletrodo no processo de geração do agente coagulante. Isto significa, que a geração de alumínio e/ou ferro em solução está intimamente relacionada à carga de corrente elétrica, que, por sua vez, pode ser controlada pela corrente obtida. Assim, a corrente medida por um multímetro em um processo de eletrofloculação é proporcional à quantidade de alumínio e/ou ferro carregado e gerado em solução (CHEN, 2004).

A potência elétrica está diretamente relacionada com os custos operacionais. A potência é o trabalho realizado por unidade de tempo, representada pela Equação 1. A passagem da corrente elétrica está relacionada com a energia consumida durante a reação e com a quantidade de espécies oxidadas ou reduzidas, de acordo com a lei de Faraday.

$$P = U.i \tag{1}$$

Onde:

P = a potência

U = diferença de potencial

i = a corrente elétrica

A passagem da corrente elétrica é a principal causa do processo de eletrocoagulação, pois além de estar relacionada com a potência consumida está diretamente relacionada com o desgaste dos eletrodos, de acordo com as leis de Faraday (GIORDANO & BARBOSA, 2000).

3.2.2.4 Condutividade

A condutividade do efluente, ou seja, a capacidade de conduzir corrente elétrica deverá ser diretamente proporcional à quantidade de íons condutores presentes no líquido. Estes íons são os responsáveis pela condução da corrente elétrica. Evidencia-se então, que quanto maior for a concentração destes íons no efluente, maior será sua capacidade de condução de corrente elétrica e maior será a possibilidade de ocorrência de reações entre as substâncias presentes no efluente, mostrando-se, assim, um fator positivo que possibilita a redução do consumo energético (CERQUEIRA, 2006).

3.2.2.6 Distância entre os eletrodos

De acordo com Crespilho & Rezende (2004), quanto maior a distância entre os eletrodos, maior deverá ser a diferença de potencial aplicado, pois a solução possui resistividade há passagem de corrente elétrica. Assim, de acordo com as características do efluente, a distância entre os eletrodos pode variar para melhorar a eficiência do processo. Por exemplo, distâncias maiores poderão ser impostas quando a condutividade do efluente for relativamente elevada; caso contrário, a distância deverá ser a menor possível para que não ocorra aumento exagerado do consumo de energia.

3.2.2.5 Temperatura

A eficiência do processo da eletrofloculação utilizando eletrodo de alumínio aumenta inicialmente com a temperatura até 60°C. Com isso, aumenta a condutividade e diminui o consumo de energia elétrica. A temperatura também influencia nas reações químicas ocorridas no interior da célula eletroquímica, pois pode acelerar ou retardar as reações no interior da célula (CERQUEIRA, 2006).

3.2.2.7 Passivação e polarização dos eletrodos

Quando a superfície do eletrodo do metal está em contato com o ar, sobre sua superfície há formação de um filme muito fino de óxido que faz com que o

eletrodo não sofra corrosão facilmente. Esta camada de óxido pode ser chamada de filme passivo. Durante a eletrólise, na região próxima ao cátodo há excesso de OH^- , fazendo com que a superfície seja atacada por estes ânions e promovendo a formação de um filme passivo. Uma vez formado o filme passivo, o processo de eletrofloculação pode estar comprometido pela perda de eficiência em decorrência do aumento da resistividade do eletrodo (CRESPILHO & REZENDE, 2004).

3.2.2.9 Consumo dos eletrodos

A quantidade de substâncias produzidas pelo processo eletrolítico é proporcional à quantidade de elétrons envolvidos durante a eletrólise e para um dado valor de consumo de eletricidade, a quantidade de substâncias produzidas é proporcional ao número de mols do material do eletrodo.

É possível quantificar a massa do eletrodo (m_{el}) consumida durante a eletrólise (CRESPILHO & REZENDE, 2004), pela Equação 2:

$$m_{el} = \frac{i \times t \times M}{F \times n} \quad (2)$$

Onde:

i = intensidade de corrente (A);

t = tempo de aplicação da corrente (s);

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

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

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

A intensidade de corrente utilizada no processo da eletrofloculação vai determinar a quantidade de metal que será oxidada no ânodo.

3.2.2.10 Consumo energético

Os custos operacionais estão relacionados com a manutenção e o consumo energético do reator em kWh/m^3 , Equação 3.

$$W = \frac{E \times I \times t}{1000 \times V_t} \quad (3)$$

Onde:

W = consumo energético (kWh/m³)

E = potencial aplicado (V);

I = intensidade de corrente (A);

t = tempo total de eletrolise (horas);

V_t = volume do efluente no reator (m³).

3.2.2.11 Remoção de contaminantes

A eficiência de remoção dos contaminantes é calculada pela Equação 4

$$\% \text{ de Remoção} = [(C_i - C_f) / C_i] \times 100 \quad (4)$$

Onde:

C_i = concentração inicial do contaminante;

C_f = concentração final do contaminante ao final do processo.

3.2.3 Vantagens e Desvantagens da Eletrofloculação

De acordo com Mollah et al., (2001) e Crespilho et al., (2004) as vantagens e desvantagens da aplicação desse processo de tratamento são apresentadas abaixo:

3.2.3.1 Vantagens da EF

1. A EF requer equipamento simples e de fácil operação, em que a corrente e o potencial podem ser monitorados de maneira automatizada.

2. As águas residuais tratadas por EF após o tratamento apresentam as seguintes características: palatável, límpida, incolor e inodora.

3. Os flocos formados pela EF são mais estáveis (contém menos água ligada) e por consequência, podem ser melhores removidos por filtração rápida.

4. A EF produz efluentes com menos sólidos totais dissolvidos (STD) em comparação com tratamentos químicos. Se esta água é reutilizada, o baixo nível de (STD) contribui para um menor custo de recuperação da água.

5. O processo de EF tem a vantagem de remover as menores partículas coloidais, pois o campo elétrico aplicado promove mais rapidamente o contato entre elas, facilitando assim a coagulação.

6. O processo de EF limita a utilizações de substâncias químicas, minimizando o impacto causado pelo excesso de substâncias químicas lançadas no ambiente, fato que acontece quando a coagulação química é empregada no tratamento de efluentes.

7. As bolhas de gás produzidas durante a eletrólise podem transportar o poluente para a parte superior da solução, onde pode ser concentrada, recolhida e removida.

8. A célula eletrolítica de EF é eletricamente controlada, não necessitando de acessórios secundários, o que requer menos manutenção.

9. A técnica de EF pode ser usada convenientemente em áreas rurais, onde a eletricidade não está disponível, desde que um painel solar seja acoplado à unidade.

2.2.3.2 Desvantagens da EF

1. Os eletrodos precisam ser substituídos regularmente, caso sofram passivação.

2. O uso da eletricidade pode ser caro em muitas regiões.

3. Um filme de óxido impermeável pode ser formado no cátodo, levando à perda de eficiência da unidade de EF.

4. É requerida alta condutividade do efluente.

5. Hidróxido gelatinoso pode ter tendência para se solubilizar em alguns casos.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

A pesquisa foi desenvolvida no Laboratório de Tratamento de Resíduos do Departamento de Engenharia de Alimentos da Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões – URI, Campus de Erechim - RS.

3.1 COLETA E PRESERVAÇÃO DAS AMOSTRAS

As amostras do efluente utilizado no estudo foram coletadas da saída um biodigestor de fibra, com fluxo ascendente, de volume útil de 10 m³, com vazão de alimentação de 15 L/h de dejetos e TRH de 28 dias, na Estação de Tratamento de Dejetos Suínos da Embrapa Suínos e Aves, localizada em Concórdia, oeste de Santa Catarina.

O efluente foi coletado em galões de polietileno de 5 L e armazenados a temperatura de -10 °C, com a finalidade de conservar suas características.

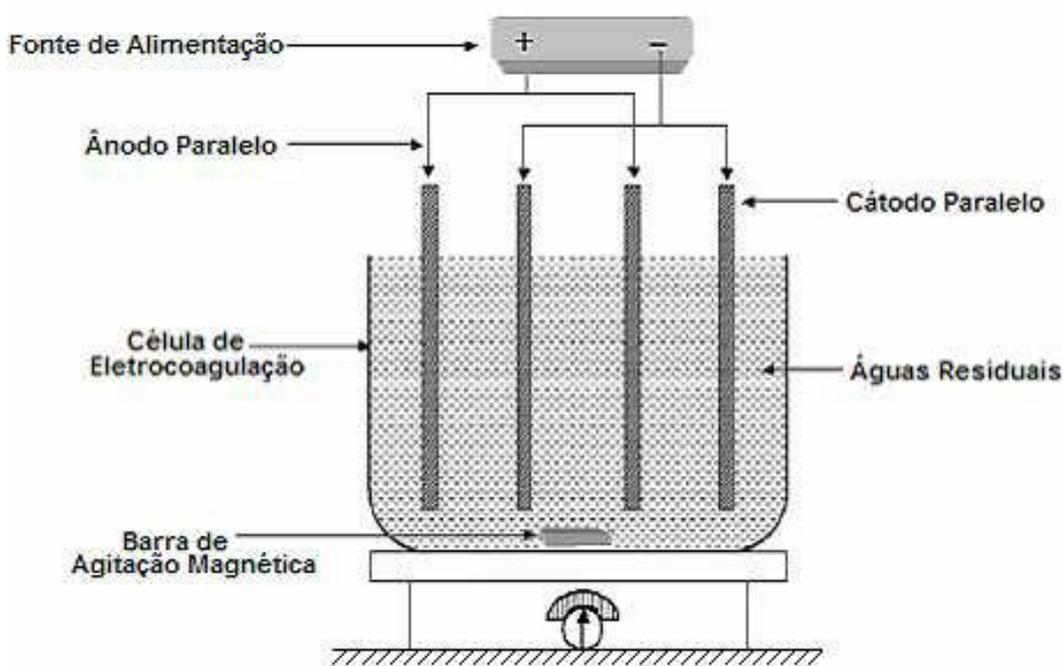
3.2 SISTEMAS OPERACIONAIS

O processo de EF é afetado por diversos parâmetros operacionais, tais como: voltagem, pH inicial, distância entre os eletrodos e tempo de contato (ADHOUM, 2004). Neste estudo, todos estes parâmetros foram explorados de modo a avaliar a tecnologia da EF no tratamento de efluentes de suínos submetidos a pré-digestão anaeróbia. Na primeira etapa, ensaios preliminares variando a voltagem foram realizados em batelada. A partir dos efeitos observados sobre a eficiência do processo, um planejamento experimental foi desenvolvido e aplicado na segunda etapa do estudo. Para a terceira etapa, a melhor condição observada nos ensaios em batelada foi aplicada e avaliada em fluxo contínuo.

3.2.1 Sistema em Batelada

Para a realização dos experimentos de eletrofloculação, no sistema batelada, baseou-se no modelo proposto por Mollah et al. (2004). A Figura 5 apresenta um desenho esquemático do reator de EF em escala de bancada.

Figura 5 - Reator de eletrofloculação em escala de bancada com eletrodos monopolares conectados em paralelo.



Fonte: MOLLAH et al.,2004 (Modificado).

Os sistemas de eletrofloculação em batelada eram constituídos por reatores eletrolíticos monopolares, de forma cilíndrica de vidro, com volumes de 2 L e 5 L (béquer de borossilicato). Nos quais foram inseridos verticalmente quatro eletrodos de alumínio conectados em paralelo, com dimensões de 130 mm de altura e 70 mm de largura, separadas por espaçadores que variaram de acordo com o ensaio (1, 2, 3 e 4 cm de espaçamento cada), o que permitia variar a distância entre os eletrodos.

Após adição do efluente no reator em estudo, o sistema foi mantido sob agitação constante, por meio de agitador magnético (LOGEN scientific). Uma solução de ácido clorídrico 12 mol/L (Vetec) foi adicionada como forma de ajuste do

pH inicial do efluente e, por fim, foi aplicada uma voltagem ao sistema (MIT DC POWER SUPPLY MS 3005).

ETAPA I

Realizou-se um estudo preliminar utilizando o reator de 5 L, com adição de 4 L de efluente. Neste estudo, avaliou-se as distâncias dos eletrodos (2 e 4 cm) e a voltagem aplicada (2, 4 e 6 V), uma vez que as mesmas afetam diretamente na densidade de corrente, parâmetro considerado o mais importante no controle da taxa das reações químicas dentro do reator eletroquímico (AJI, 2012). O pH inicial do efluente foi ajustado para 7,0 e o tempo de tratamento foi de 120 minutos.

ETAPA II

Com base nos resultados obtidos nos ensaios preliminares e com o objetivo de minimizar os número de experimentos para obtenção dos melhores intervalos de valores, foi realizado um planejamento experimental fatorial 2^2 , onde as variáveis independentes são: a voltagem e a distância entre as placas (DE), representados pelos fatores X_1 e X_2 . Os níveis investigados no planejamento encontram-se apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 – Parâmetros independentes das variáveis e níveis estudados no planejamento experimental fatorial 2^2 .

Variáveis	Código	Níveis		
		-1	0	+1
DE (cm)	X_1	1	2	3
Voltagem (V)	X_2	4	5	6

Sendo assim, o planejamento experimental consistiu de 7 ensaios que foram realizados de maneira aleatória. A Tabela 3 apresenta a matriz do planejamento experimental em que cada linha da matriz do planejamento corresponde a um

ensaio experimental realizado, com os valores dos parâmetros (distância entre os eletrodos (cm) e a Voltagem (V)) aplicados ao reator.

Tabela 3 - Matriz do planejamento fatorial 2^2 e os valores das variáveis independentes codificadas e reais.

Ensaio	Variáveis Codificadas		Variáveis Reais	
	X_1	X_2	Distância entre as eletrodos (cm)	Voltagem (V)
1	-1	-1	1	4
2	1	-1	3	4
3	-1	1	1	6
4	1	1	3	6
5	0	0	2	5
6	0	0	2	5
7	0	0	2	5

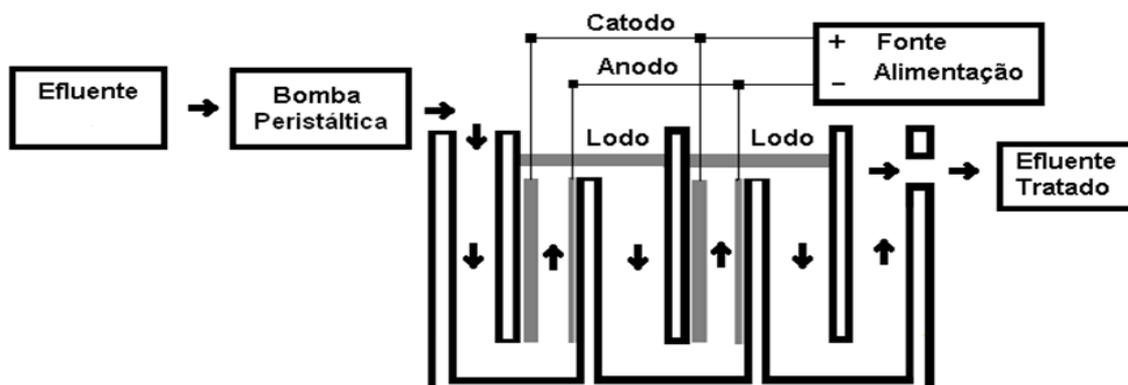
Nesta etapa do estudo utilizou-se o reator de 2 L, onde adicionou-se 1,7 L de efluente. O pH inicial do efluente foi ajustado para 6,0 e o tempo de tratamento foi de 60 minutos.

As eficiências dos processos eletroquímicos foram investigadas através das remoções dos parâmetros cor, turbidez, DQO, N-Total, ST e COT, sendo também monitorados o pH e a densidade de corrente. Os resultados foram avaliados estatisticamente, no Software STATISTICA versão 8.0 (StatSoft Inc®, USA), com nível de confiança de 95 %.

3.2.2 Sistema em Fluxo Contínuo

No tratamento por eletrofloculação em fluxo contínuo, um reator eletroquímico foi confeccionado em vidro. O reator possuiu um volume útil total de 2 L (devido às condições aplicadas no reator o volume foi de 1,48 L), com suportes para dois pares de eletrodos de alumínio com dimensões de 130 mm de altura e 70 mm de largura (Figura 6), que foram conectados em paralelo, a uma fonte de alimentação (MIT DC POWER SUPPLY MS 3005). Para o ajuste da vazão (24,8 mL/min) do efluente a ser tratado na célula foi utilizado uma bomba peristáltica (Master Flex L/S, modelo 7518-10 com).

Figura 6 - Reator para eletrofloculação em sistema contínuo em escala de bancada com eletrodos monopolares.



Fonte: BENAZZI et al., 2012.

Os ensaios em fluxo contínuo foram conduzidos empregando uma voltagem de 5 V, distância entre os eletrodos de 2 cm e tempo de residência hidráulica de 60 minutos. Previamente a cada ensaio foram realizados os ajustes do pH inicial (6,0) e a temperatura apresentou-se em torno de 20 à 25 °C.

A eficiência do processo foi acompanhada mediante a retirada de 10 mL do efluente tratado a cada 10 minutos por um período de 240 minutos. As respostas avaliadas foram remoção de: cor, turbidez, COT, ST, N-Total e DQO. O ensaio em fluxo contínuo foi realizado em triplicata. Os resultados foram avaliados estatisticamente, no Software STATISTICA versão 8.0 (StatSoft Inc®, USA), com nível de confiança de 95 %.

3.2 DETERMINAÇÕES ANALÍTICAS

Como resposta foi acompanhada a capacidade de remoção de cor, turbidez, carbono orgânico total (COT), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total (N-Total) e sólidos totais (ST). Também se acompanhou a variação do pH e a densidade de corrente com o tempo reacional. As análises foram baseadas nos procedimentos descritos no *Standard Methods for Examination of Water & Wastewater* (APHA, 2005).

3.2.1 Determinação da Cor aparente

A cor aparente é consequência de substâncias dissolvidas presentes na amostra. Para a determinação da cor aparente foi utilizado um colorímetro da marca HACH, (modelo DR870 programa 19) onde o resultado é dado em $\text{mg}_{\text{PtCo}} \text{L}^{-1}$. Quando os valores ultrapassavam o limite de leitura do aparelho as amostras eram diluídas com água deionizada.

3.2.2 Determinação da Turbidez

Na determinação da turbidez utilizou-se um colorímetro da marca HACH, (modelo DR 870 programa 95) onde resultado era em UNT - Unidade de Turbidez Nefelométrica, também quando necessário foram realizadas diluições. O método baseia-se na comparação da leitura da intensidade da luz dispersa pela amostra sob condições definidas e a intensidade da luz dispersa por uma solução padrão, sob as mesmas condições.

3.2.3 Determinação da Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A determinação da concentração da DQO seguiu o proposto pelo método padrão colorimétrico em micro escala (refluxo fechado), onde a matéria orgânica é oxidada pelo Cr(VI) em meio ácido que é reduzido à Cr(III) (APHA, 1995).

3.2.4 Determinação do pH

O pH foi determinado potenciométricamente empregando um pHmetro, marca Metrohm, (modelo 827 pH lab) calibrado com soluções tampões de pH 4,0, 7,0 e 10,0 (Vetec).

3.2.5 Determinação do Carbono Orgânico Total (COT)

As análises de COT determinam o carbono organicamente ligado. Para isso as amostras foram injetada em um forno de alta temperatura (680°C) com atmosfera altamente oxidante, onde o carbono era oxidado a CO_2 , o qual for analisado por

infravermelho. A redução deste valor está relacionada à fração dos compostos orgânicos que foram mineralizados, os resultados foram expressos em mg/L. Quando necessário, as amostras foram filtradas e diluídas. O aparelho utilizado foi Shimadzu, (modelo TOC-VCSH).

3.2.5 Determinação Nitrogênio Total (N-Total)

A análise de N-Total determina o nitrogênio total da amostra. Para isso a amostra foi injetada em um forno de alta temperatura (720°C) com atmosfera altamente oxidante, e catalisada por micro esferas de platina, onde é convertido em óxido nitroso (NOX). O aparelho utilizado foi Shimadzu, (TOC-V CSH).

3.2.6 Determinação de Sólidos Totais (ST)

A análise dos teores de sólidos foram realizadas através do método gravimétrico e os resultados expressos em mg/L. Para a determinação dos sólidos totais (ST) foram adicionados 100 mL da amostra em uma cápsula de porcelana e submetida evaporação do líquido em banho-maria (aproximadamente 6 horas). Após esta evaporação, foi encaminhada a estufa, uma temperatura de 105 ± 5 °C, até obter massa constante. A diferença entre a massa inicial da cápsula (P_2) e a massa final da cápsula (P_1) auxiliaram na determinação da concentração dos sólidos totais, conforme apresentado na Equação 6

$$ST(mgL^{-1}) = \frac{(P_2 - P_1) \times 1000}{V_a} \quad (6)$$

Onde:

ST = sólidos totais

P_2 = massa inicial

P_1 = massa final

V_a = volume da amostra

3.2.6 Determinação da Condutividade

As medidas de condutividade foram realizadas utilizando o aparelho condutivímetro digital (WTW modelo LF 191). Para calibração do aparelho foi utilizado padrão de cloreto de potássio (KCl) na concentração 0,01 mol/L, correspondente ao valor de 1,41 mS/cm e 0,2 mol/L (equivalente a 24,8 mS/cm).

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 ENSAIOS EM BATELADA

ETAPA I

Tendo como objetivo avaliar a potencialidade da EF no tratamento do efluente de um biodigestor, ensaios preliminares foram necessários para verificar os parâmetros operacionais para a aplicação do planejamento experimental. A caracterização do efluente utilizado nos ensaios preliminares são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 - Parâmetros físico-químicos do efluente utilizado nos ensaios preliminares.

Parâmetro	Valor*
Cor Aparente (mg _{PtCo} /L)	18.242,9 ± 7.098,7
Turbidez (NTU)	2.628,57 ± 1.112,8
Carbono Total (mg/L)	1.153,1 ± 87,0
pH	8,01 ± 0,2
Condutividade (µs)	4.004,2 ± 0,3

*Média dos valores, para o tempo zero, dos 6 ensaios avaliados.

Constatou-se grande variação de cor e turbidez no efluente, para cada amostra utilizada no tratamento por eletrofloculação. As quais podem ser creditadas a alta variação de matéria orgânica, presente no mesmo.

A Tabela 5 apresenta as condições operacionais (voltagem (V) e DE (cm)) para o tratamento por eletrofloculação e os valores de eficiência de remoção para todas as respostas avaliadas aos 120 minutos de tratamento.

Tabela 5 – Condições experimentais realizadas, com seus respectivos resultados das análises de cor, turbidez e COT apresentados em (%) de remoção.

Ensaio	Respostas					
	Voltagem (V)	DE (cm)	Cor (%)	Turbidez (%)	COT (%)	pH Final
1	2	2	12	14	11	7,29
2	4	2	55	62	68	8,37
3	6	2	36	44	49	8,26
4	2	4	0	4	15	7,28
5	4	4	40	37	44	8,07
6	6	4	52	55	65	8,45

Independente da condição avaliada observa-se um aumento na remoção de cor, turbidez e COT com o tempo operacional, somente observando uma região de estabilização para os ensaios conduzidos com 2cm (ANEXO A).

Para todas as respostas acompanhadas (cor, turbidez e COT), quando a distância entre os eletrodos foi de 4 cm, observa-se um aumento da eficiência de remoção com o aumento da voltagem, aplicada ao sistema. O aumento da voltagem favorece a lixiviação do alumínio (o agente flocculante) para o meio, melhorando a eficiência do processo (CRESPILHO & REZENDE, 2004).

No entanto, quando a DE foi de 2 cm, esta tendência somente foi observada entre os ensaios empregando 2 e 4 V. Quando a voltagem aplicada foi de 6 V, observa-se uma redução da eficiência em relação ao ensaio conduzido com 4 V. Este fato, está correlacionado a perda de corrente no sistema (Figura 7a), isso pode ser um indicativo de passivação parcial dos eletrodos.

Em relação à DE, para as voltagens 2 e 4 V observa-se um incremento na eficiência de remoção quando a DE é reduzida de 4 cm para 2 cm. Tendência similar em relação à melhora na eficiência do processo com o aumento da voltagem e a diminuição da DE também foi observada por Asselim et al. (2008) e Adhoum et al. (2004).

As maiores eficiências, com remoções superiores a 50 %, foram observadas para os ensaios empregando 4 V e 2 cm e 6 V e 4 cm. Assim, considerou-se essas condições, como as melhores em termos de remoção de poluentes, quando aplica-se um volume de 4 L de efluente.

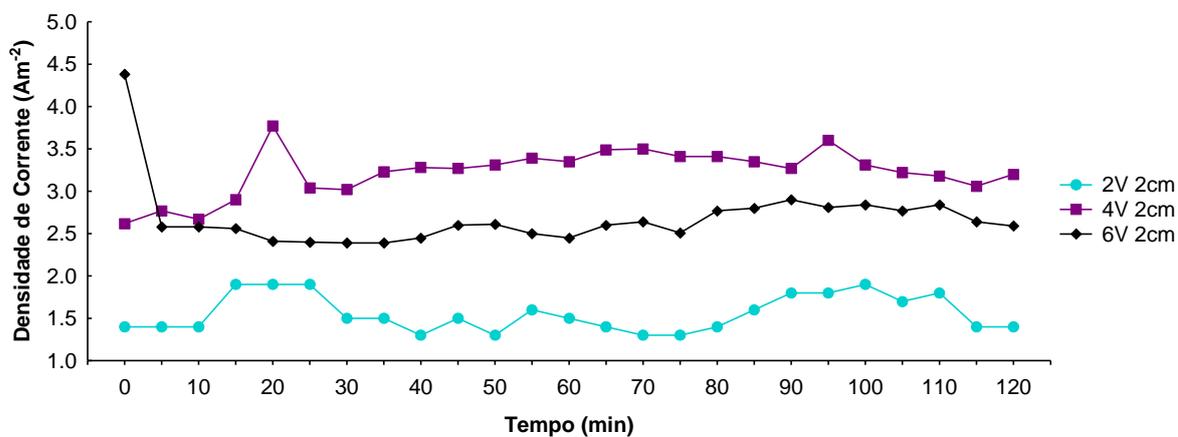
Em relação ao pH, independente da condição avaliada, o mesmo apresentou um aumento em função do tempo operacional e da voltagem aplicada (ANEXO B). O maior aumento, de pH 7 para pH 8,2 e 8,4, foram observados para os ensaios conduzidos com 6 V. Comportamento semelhante foi observado por outros autores (LACASA et al., 2011, KOBAYA et al. 2006, KANNAN et al., 2006, CRESPILHO et al., 2004, VIK et al., 1984). Este aumento está vinculado ao excesso de íons hidroxilas produzidos no cátodo e pela liberação de OH^- .

Outro parâmetro que influencia na eficiência do processo eletroquímico, e é, diretamente afetado pelas variáveis estudadas (voltagem e a DE), é a densidade de corrente. De acordo com Adhoum (2004), na célula de EF a densidade de corrente é um dos parâmetros mais importantes para controlar a taxa de reação nos processos eletroquímicos. Ela determina a taxa de produção de coagulante, bem como o ajuste

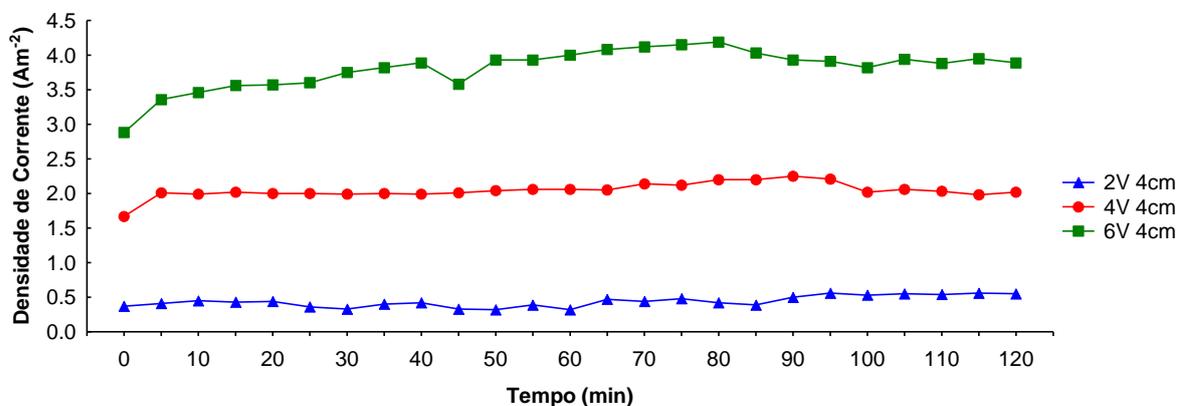
da produção e tamanho de bolhas, afetando assim a formação dos flocos e o processo de separação por flotação (KOBAYA et al., 2010, UN, et al., 2006 e RUBACH et al., 1997).

A evolução da densidade de corrente em função do tempo operacional, para todas as condições avaliadas nos ensaios preliminares encontram-se apresentadas na Figura 7.

Figura 7 – Variação da densidade de corrente em função do tempo operacional, onde (a) para DE 2cm e 2,4 e 6 V e (b) para DE 4cm e 2,4 e 6 V.



a



b

Pode-se observar para a maioria dos ensaios que praticamente não houve variação na densidade de corrente com o tempo operacional. No entanto, verifica-se diferenças de densidade de corrente entre as condições investigadas. Para os ensaios conduzidos empregando uma DE de 4 cm, observa-se um aumento da densidade de corrente de 0,5 para 3,5 A.m⁻², quando a voltagem é aumentada de 2 para 6 V. Para os ensaios conduzidos empregando 2 cm, observa-se tendências distintas. Quando a voltagem é elevada de 2 para 4 V verifica-se um aumento na

densidade de corrente, no entanto quando ela é elevada para 6V, observa-se uma diminuição da densidade de corrente, a valores de $2,5 \text{ Am}^{-2}$ já no início do processo.

Cabe destacar que as tendências de densidade de corrente observadas entre todas as condições avaliadas são as mesmas observadas para as eficiências de remoção, ou seja, os ensaios com maior densidade de corrente (6V e 4 cm e 4V e 2 cm) foram os que apresentaram as maiores eficiências de remoção. Esta similaridade entre as tendências sugere um vínculo entre densidade de corrente e eficiência de remoção.

É importante resaltar que quando a distância entre os eletrodos é aumentada, a corrente elétrica é reduzida, uma vez que a ocorre à queda, essa é proporcional à distância entre os eletrodos. A redução dessa distância é de grande importância para a redução do consumo de energia (DROUCHE, 2012).

Na Tabela 6 apresenta a perda de massa de alumínio de acordo com o tempo de tratamento por EF, nos ensaios preliminares em batelada.

Tabela 6 - Desgaste dos eletrodos de alumínio (g) em diferentes tempos de eletrolise para os ensaios preliminares em batelada.

Condições Operacionais	Desgaste dos Eletrodos (g)			
	30 (min)	60 (min)	90 (min)	120 (min)
2V e 2cm	0,4	0,8	1,9	2,5
4V e 2cm	0,5	1,1	1,6	2,1
6V e 2cm	0,4	0,8	1,5	1,7
2V e 4cm	0,1	0,1	0,3	0,4
4V e 4cm	0,3	0,7	1,1	1,4
6V e 4cm	0,6	1,3	1,4	2,6

Ocorre um aumento da perda de massa de alumínio de acordo com o tempo de eletrólise, sendo que, essa perda é proporcional à voltagem aplicada. Esses resultados corroboram com às leis de Faraday, que os processos eletroquímicos obedecem, sendo que, a quantidade de substância que reage, devido ao desgaste do eletrodo, ao passar uma corrente contínua, é proporcional à intensidade da corrente e a duração da eletrólise (SINOTI & SOUZA, 2005).

Em relação a DE, ocorre uma diferença de desgaste de alumínio entre 2 e 4 cm. Quando o tratamento ocorreu com 2 cm, o maior desgaste ao final do tratamento foi observado quando aplicou-se 2 V, já quando a DE foi de 4 cm, o maior desgaste foi observado em 6 V. Quando analisa-se à quantidade de poluentes removidos em relação ao desgaste dos eletrodos, obtém se uma relação entre o

material lixiviado e o poluente removido. Somente na condição 2 cm e 2 V constata-se que há liberação de alumínio no sistema com baixa remoção dos poluentes, isso pode estar vinculado ao aumento do pH no início do tratamento (ANEXO B), onde a faixa de pH de produção do agente coagulante responsável pela flotação do material poluentes não é mais ideal.

ETAPA II

Como foi observado nos ensaios preliminares, a distância entre os eletrodos (DE) e a voltagem (V), exercessem influência no tratamento do efluente do biodigestor, sendo assim, um planejamento experimental fatorial 2^2 , foi aplicado para avaliar estatisticamente a influência da voltagem e da DE, mantendo-se o pH fixo em 6,0 e o tempo de tratamento em 60 minutos. Os níveis avaliados (DE: 1, 2 e 3 cm e Voltagem: 4, 5 e 6 V) foram escolhidos com base nos ensaios preliminares. É importante salientar, que o reator de EF sofreu modificação no volume com intuito de aumentar a capacidade de remoção e diminuir o tempo de eletrolise.

A caracterização inicial do efluente da saída do biodigestor apresentou uma alta concentração de matéria orgânica. Os parâmetros analisados foram a cor, turbidez, COT, DQO, pH, N-Total, ST e condutividade, conforme apresentado na Tabela 7.

Tabela 7 - Caracterização do efluente empregado no planejamento experimental fatorial 2^2 .

Parâmetro	Valor*
Cor Aparente (mg _{PTCO} /L)	21.607,1 ± 13.191,7
Turbidez (NTU)	3.980,0 ± 1.165,3
Carbono Orgânico Total (mg/L)	1.383,7 ± 607,0
DQO (mg/L)	4.417,9 ± 2.384,8
pH	7,88 ± 0,1
N-Total (mg/L)	1.160,0 ± 83,58
ST (mg/L)	14.240,0 ± 2.290,1
Condutividade (µs)	8.469,1 ± 0,6

*Média dos valores, para o tempo zero, dos 7 ensaios avaliados.

A evolução da remoção de cor, turbidez, COT e DQO, em função do tempo operacional para todas as condições avaliadas encontram-se apresentadas no ANEXO C. Observa-se um aumento da eficiência de remoção com o tempo operacional, apresentando em aproximadamente 30 minutos uma região de estabilização para todos os parâmetros avaliados.

A Tabela 8 apresenta a matriz de planejamento, como os valores codificados e reais, juntamente com os resultados da remoção de cor, turbidez, COT, N-Total e DQO e o valor do pH final, para cada ensaio, no tempo de 60 minutos de tratamento.

Tabela 8 – Matriz do planejamento experimental 2² com valores codificados (reais) e respostas de cor, turbidez, COT, N-Total e DQO para 60 minutos de tratamento.

Ensaio	Níveis variáveis		Respostas					
	Voltagem (V)	DE (cm)	Cor (%)	Turbidez (%)	COT (%)	N-Total (%)	DQO (%)	pH Final
1	-1 (4)	-1 (1)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	6,4
2	-1 (4)	1 (3)	96,4	96,6	60,4	5,4	74,7	7,6
3	1 (6)	-1 (1)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	6,8
4	1 (6)	1 (3)	97,7	98,9	71,4	3,1	82,9	8,1
5	0 (5)	0 (2)	96,8	98,5	82,7	12,1	58,8	8,1
6	0 (5)	0 (2)	97,6	98,4	69,7	11,4	68,2	8,1
7	0 (5)	0 (2)	97,8	98,9	65,2	14,3	69,5	8,5

As melhores respostas foram observadas para os ensaios conduzidos empregando as maiores DE (2 e 3 cm), independentemente da voltagem. As maiores eficiências, com remoções superiores a 96%, foram observadas para as respostas cor e turbidez. A menor eficiência, com remoções inferiores a 15% foram observadas para o N-Total. As respostas COT e DQO apresentaram eficiências de remoção intermediárias, entre 58 e 83%.

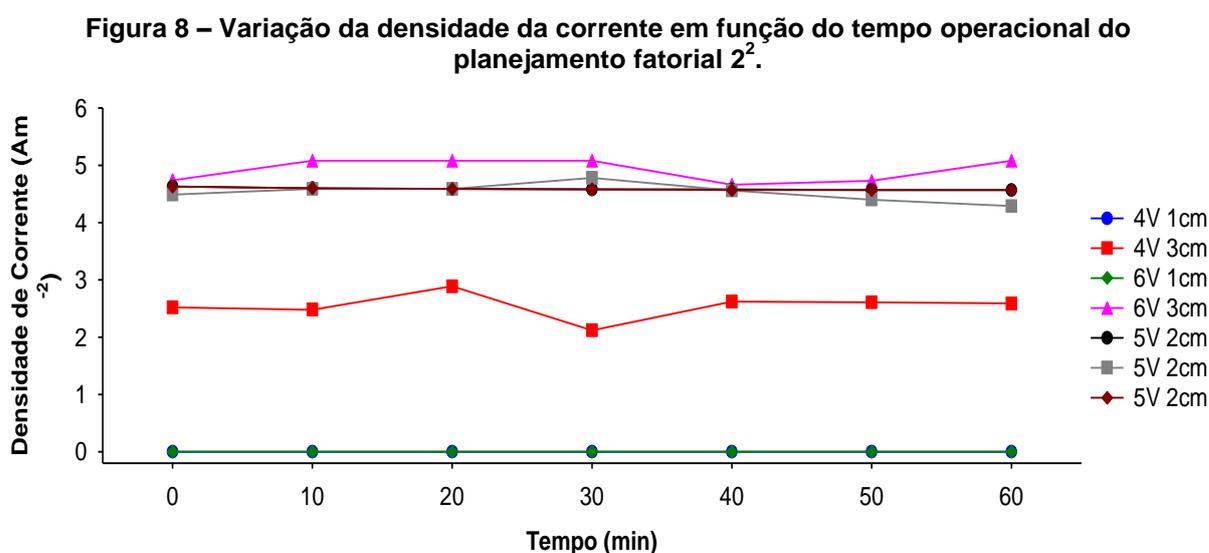
Tendência similar, sobre a eficiência de remoção de DQO e COT, também foi relatada por Chen et. al. (2002), no tratamento eletroquímico, em modo batelada, de efluentes de restaurante. Esse comportamento, em relação à DQO, se refere à presença de compostos orgânicos dissolvidos, os quais são de difícil remoção por processos que empregam a coagulação como forma de separação. Uma baixa eficiência de remoção de DQO no tratamento de efluente de curtume (em uma célula de eletrocoagulação) foi atribuída por Song et al. (2004) à insuficiência na quantidade de precipitado formado e, principalmente, à elevada DQO solúvel presente no efluente de curtume.

Em relação ao pH, observou-se uma mesma tendência para todas as condições estudadas de acordo com o tempo operacional, de 6,0 para 6,3 a 8,5, ou seja, permaneceu dentro da região de lançamentos em corpos da água.

Os ensaios conduzidos empregando 1 cm de DE, seja com 4 ou 6V, não apresentaram eficiência de remoção para nenhuma das respostas avaliadas. Estes resultados foram vinculados à ausência de densidade de corrente, sendo este, considerado o parâmetro mais importante no controle da taxa de reação em

processos eletroquímicos (ADHOUM et al., 2004). A ausência de densidade de corrente indica que ocorreu a passivação do eletrodo, o que dificulta sua corrosão, ou seja, a lixiviação de alumínio para o meio, comprometendo assim a eficiência do processo eletroquímico (CRESPILHO & REZENDE, 2004).

A Figura 8 apresentada a variação da densidade de corrente com o tempo de tratamento de EF, para estas condições avaliações no planejamento experimental fatorial 2^2 .



Para as demais condições avaliadas observa-se uma coerência entre as eficiências de remoção e a densidade de corrente, ou seja, as condições com maior densidade de corrente foram as que apresentaram as maiores eficiências de remoção.

Dentre as condições avaliadas destacam-se em termos de eficiência {com resultados muito similares de remoção (97,8%, 97,7% e 96,4% para a cor, 98,9%, 98,9% e 96,6% para turbidez, 69,7%, 71,4% e 60,4% para COT, 14,3%, 3,1% e 5,4 para N-Total e 69,5%, 82,9% e 74,7% para a DQO)} os ensaios conduzidos empregando 5V e 2cm, 6V e 3cm e 4V e 3cm, respectivamente. Resultados semelhantes de remoção de cor e COT foram descritos por Cho, 2010.

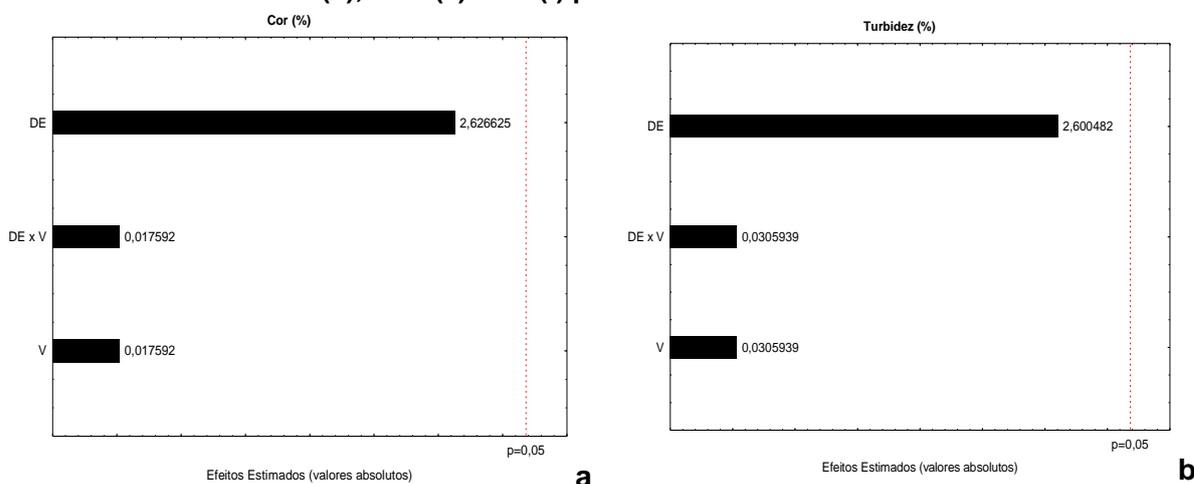
Os valores reais médios obtidos para o ponto central, ou seja, com 5V e 2 cm (827 mg_{PICo}/L para Cor, 72 UNT para turbidez, 1.543,1 mg/L para DQO, 1.321,2 mg/L para COT, 1,238.4 mg/L para N-Total, 5.496,7 mg/L para ST) indicam que o efluente não se enquadra nos padrões de lançamento estabelecidos pelo CONAMA 430/2011.

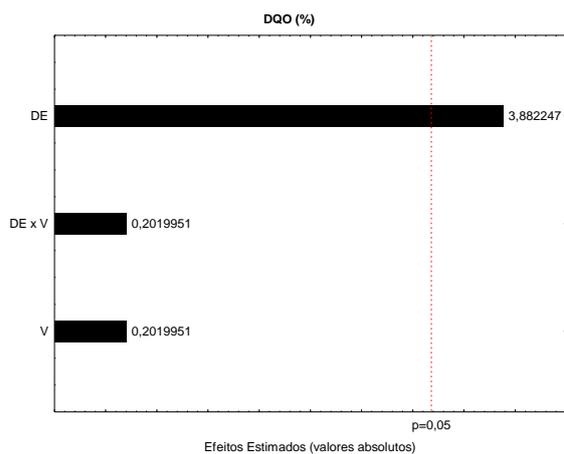
Esses resultados apresentaram-se satisfatórios, que por se tratar de um efluente real, de um biodigestor, onde tem-se a dificuldade de se manter uma amostragem homogênea (isto pode ser comprovado ao avaliar as caracterizações das amostragens realizadas neste estudo), a eletrofloculação se mostrou eficiente na remoção destes contaminantes.

Para uma melhor interpretação dos efeitos das variáveis independentes, [V (voltagem) e DE (distância entre eletrodos)] sobre as variáveis dependentes, (cor, turbidez, COT, DQO, N-Total e ST) foi realizado um tratamento estatístico, dos resultados obtidos após 60 minutos, apresentados na Tabela 7, utilizando o software Statistica® 8.0.

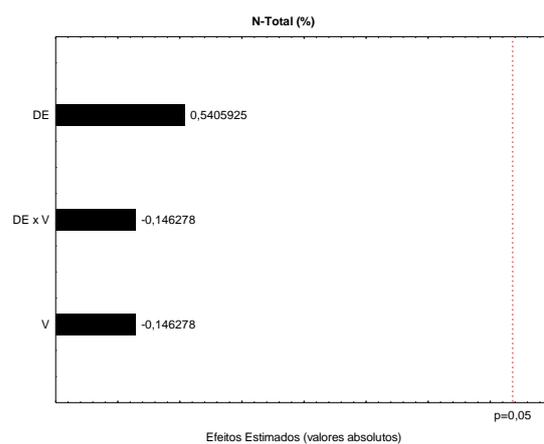
A análise estatística não validou nenhum modelo para as respostas avaliadas. Os diagramas de Pareto apresentados na Figura 9 mostram como a cor, turbidez, N-Total, COT e ST não sofreram efeitos estatisticamente significativos ($p < 0,05$) diante dos fatores DE e V. Somente para a DQO houve efeito positivo para a DE, assim favorecendo o aumento das respostas.

Figura 9 – Diagramas de Pareto para os efeitos estimados da cor, (a) turbidez (b), DQO (c), N-Total (d), COT (e) e ST (f) para 60 minutos de tratamento.

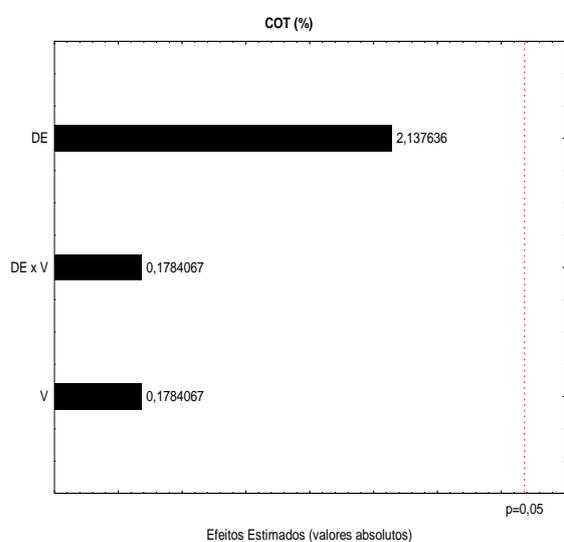




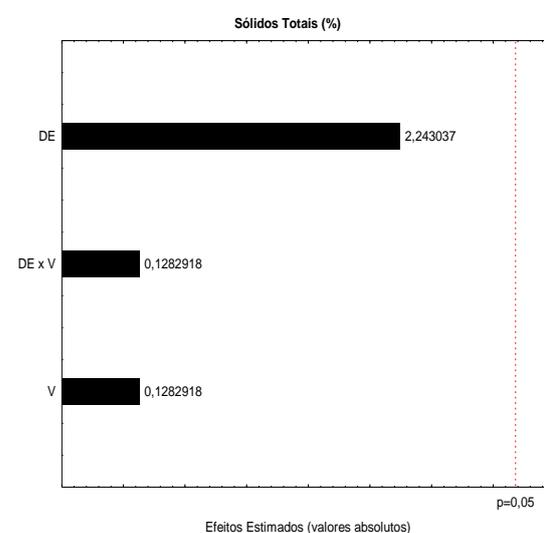
c



d



e



f

* DE = Distância entre os eletrodos (cm) * V = Voltagem (V).

Em relação ao desgaste dos eletrodos de alumínio durante o tratamento por eletrofloculação a Tabela 9 apresenta os valores de acordo com o tempo operacional de 20, 40 e 60 minutos para cada condição estudada.

Tabela 9 - Desgaste dos eletrodos de alumínio (g) em diferentes tempos de eletrolise para o planejamento experimental fatorial 2².

Condições Operacionais	Desgaste dos Eletrodos (g)		
	20 (min)	40 (min)	60 (min)
4V e 1cm	0,0	0,0	0,0
4V e 3cm	0,3	0,6	0,9
6V e 1cm	0,0	0,0	0,0
6V e 3cm	0,6	1,0	1,7
5V e 2cm	0,5	1,0	1,5
5V e 2cm	0,5	1,0	1,4
5V e 2cm	0,5	1,0	1,5

Os desgastes observados nos ensaios do planejamento experimental fatorial 2² apresentaram a mesma relação observada na Etapa I, onde ocorre a relação entre o material lixiviado ao sistema e o material poluente removido.

4.2 ENSAIOS EM FLUXO CONTÍNUO

Para a realização do estudo em fluxo contínuo, aplicou-se a condição em batelada que apresentou a melhor eficiência de remoção empregando a menor voltagem, ou seja, 5V e 2 cm. No ensaio em fluxo contínuo o tempo de residência hidráulica (TRH) é outra variável que influencia no processo eletroquímico, mais especificamente na formação e separação do floco. Neste contexto, apesar de em 30 minutos já ter sido observado um estado estacionário no ensaio em batelada, optou-se por empregar um TRH de 60 minutos para garantir uma eficiente separação do material floculado. A Tabela 10 apresenta a caracterização do efluente bruto empregado neste estudo, bem como os valores reais e eficiências de remoção (%) para as respostas acompanhadas neste estudo.

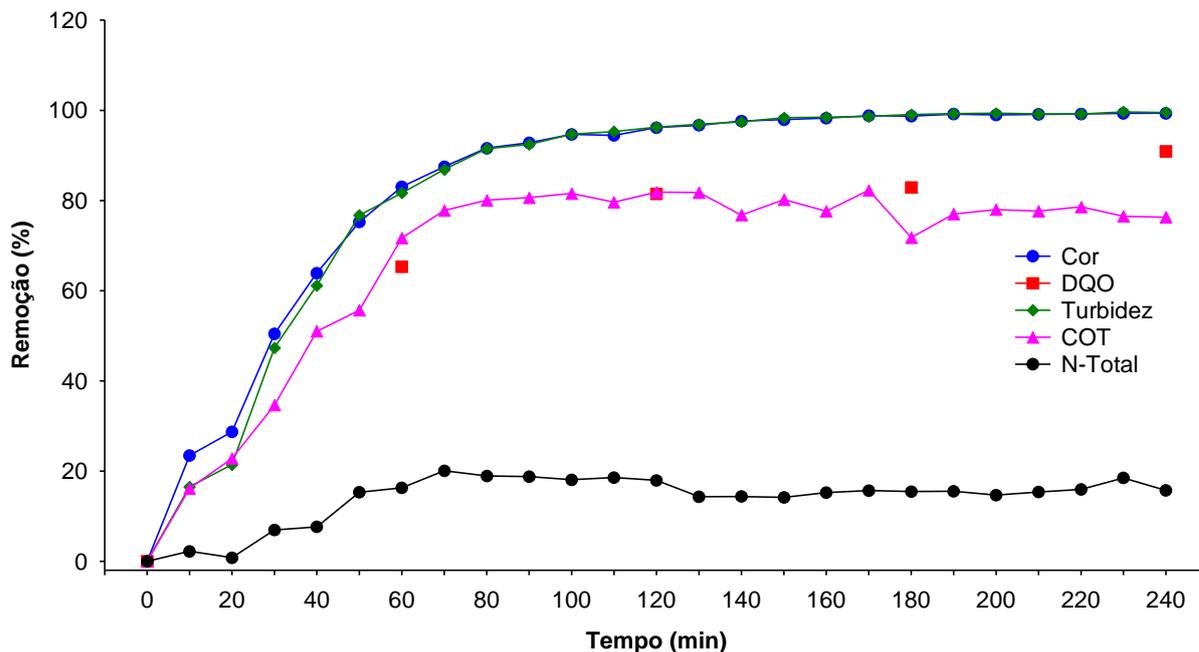
Tabela 10 - Caracterização do afluente bruto e efluente tratado.

Parâmetro	Efluente Bruto	Efluente Tratado 120 minutos	Eficiência (%)
Cor Aparente (mg _{PtCo} /L)	69.866,7 ± 31.830,4	2.333,3 ± 548,5	96,2
Turbidez (NTU)	9.200,0 ± 4.660,4	291,7 ± 62,9	96,3
COT (mg/L)	2.314,0 ± 291,4	417,3 ± 51,1	81,8
DQO (mg/L)	8.603,3 ± 2.820,7	1.631,3 ± 943,7	82,9
N-Total (mg/L)	1.693,7 ± 68,4	1.386,2 ± 88,4	17,9
ST (mg/L)	19.966,7 ± 745,7	7.883,3 ± 1.260,6	60,4

*Média do valores dos 3 ensaios avaliados.

A evolução das respostas acompanhadas, remoção de cor, turbidez, N-Total e COT, em função do tempo operacional, encontram-se apresentadas na Figura 10.

Figura 10 - Remoção dos parâmetros da cor, DQO, turbidez, COT e N-Total em função do tempo operacional do fluxo contínuo.



Para todas as respostas acompanhadas observa-se uma mesma tendência, um aumento da eficiência com o tempo até atingir um regime estacionário em $\cong 120$ minutos operacionais.

As maiores eficiências, com remoções de 96,2%, 96,3%, 81,8% e 82,9%, foram observadas para as respostas cor, turbidez, COT e DQO, respectivamente. A menor remoção, com 17,9%, foi observada para a resposta Nitrogênio Total. O parâmetro ST, com uma redução e 60,4%, apresentou uma eficiência intermediária.

Em relação ao ensaio em batelada observa-se uma melhora de aproximadamente 15% na eficiência de remoção da DQO.

Para uma melhor visualização dos resultados dos efluentes bruto e tratado com 240 minutos operacionais, são apresentados na Figura 11.

Figura 11 – Análise visual do efluente no tempo 0 minutos e após 240 minutos de tratamento por eletrofloculação em fluxo contínuo.



A densidade da corrente mantém-se estável em aproximadamente 4 Am^{-2} , no decorrer dos 240 minutos de tratamento por EF em fluxo contínuo.

O pH do efluente apresentou um pequeno aumento, de 6,3 para 7,3 durante o tempo operacional de 240 minutos. Os valores de pH, densidade de corrente e eficiência, são similares aos observados para o ensaio em batelada.

A Tabela 11 apresenta a massa de eletrodo consumida de acordo com o tempo operacional no tratamento em fluxo contínuo.

Tabela 11 - Desgaste dos eletrodos de alumínio (g) em diferentes tempos de eletrolise para os ensaios preliminares em batelada na condição Operacional 5V e 2cm.

Tempo (min)	Desgaste dos Eletrodos (g)
30	0,7
60	1,6
90	2,3
120	2,8
150	3,5
180	4,3
210	5,3
240	6,0

Com o passar do tempo de tratamento, a massa do eletrodo de alumínio é consumido, sendo que no final do tratamento ocorre uma liberação de aproximadamente 6,0 gramas de alumínio para o sistema.

No entanto os resultados obtidos em fluxo contínuo demonstram a potencialidade desta técnica para ser aplicada ao tratamento de efluente de suínos em escala real, permitindo uma otimização de espaço físico destinado a unidade de tratamento.

4.3 CUSTO OPERACIONAL

Etapa I

De acordo com Un (2009), um dos parâmetros mais importantes que afetam grandemente a aplicação de qualquer método de tratamento de águas residuárias é o custo. Assim, os custos elétrico, do material e operação total, dos tratamentos

preliminares por eletrofloculação em batelada, para os tempos de 30, 60, 90 e 120 minutos, estão apresentados na Tabela 12.

Tabela 12 - Resultados de custos para os ensaios preliminares.

Condições Operacionais	Custo Elétrico (R\$/m ³)				Custo do Material (R\$/m ³)				Custo total de Operação (R\$/m ³)			
	Tempo (min)				Tempo (min)				Tempo (min)			
	30	60	90	120	30	60	90	120	30	60	90	120
2V e 2cm	7,9	15,8	35,9	46,9	1,6	3,1	7,2	9,4	9,4	18,9	43,1	56,2
4V e 2cm	9,5	21,1	30,9	40,3	1,9	4,2	6,2	8,1	11,4	25,3	37,1	48,4
6V e 2cm	22,6	46,3	82,2	97,9	1,5	3,1	5,5	6,5	24,1	49,4	87,7	104,4
2V e 4cm	1,0	2,0	4,7	6,9	0,2	0,4	0,9	1,4	1,2	2,4	5,7	8,3
4V e 4cm	12,5	26,0	42,5	50,9	1,3	2,6	4,2	5,1	13,8	28,5	46,8	56,0
6V e 4cm	35,4	75,6	111,4	147,0	2,4	5,0	7,4	9,8	37,8	80,6	118,8	156,8

Ao analisar a Tabela 12, verifica-se uma relação da DE e voltagem aplicada ao sistema para o custo elétrico, custo do material e o custo total operacional obtidos para cada condição avaliada. Quanto maior a voltagem e a DE maior o custo operacional. O custo elétrico é o que influencia no custo operacional isso pode ser creditado ao volume de efluente tratado.

Os maiores valores de custo foram obtidos quando aplicou-se 6 V, independente da DE utilizada. Outro ponto importante observado, é que o custo elétrico foi maior nos ensaios preliminares, quando comparado com o planejamento experimental fatorial 2², isso pode ser creditado ao volume de efluente tratado (4 L) nos ensaios preliminares e o volume de efluente tratado (1,7) no planejamento experimental fatorial 2².

Ao analisarmos os resultados de custos e correlacionarmos aos valores de remoção, a condição 4V e 2cm apresenta um custo operacional e remoção (%) razoável em comparação as outras condições.

Pauli et al. 2012, Theodoro, 2010, Borba, 2010, observaram em seus estudos que o tratamento por eletrofloculação mostrou-se mais econômicos do que o tratamento convencional.

Etapa II

Os custos do tratamento por eletrofloculação em diferentes tempos de eletrólise para o planejamento experimental fatorial 2² são apresentados na Tabela 13.

Tabela 13 - Resultados de custos para o planejamento experimental fatorial 2².

Condições Operacionais	Custo Elétrico (R\$/m ³)			Custo do Material (R\$/m ³)			Custo total de Operação (R\$/m ³)		
	Tempo (min)			Tempo (min)			Tempo (min)		
	20	40	60	20	40	60	20	40	60
4V e 1cm	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
4V e 3cm	0,5	0,9	1,3	2,9	5,2	7,7	3,3	6,0	9,0
6V e 1cm	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
6V e 3cm	1,3	2,3	3,8	5,0	9,2	15,0	6,3	11,5	18,8
5V e 2cm	0,9	1,9	2,8	4,5	9,0	13,5	5,5	10,9	16,4
5V e 2cm	0,9	1,9	2,6	4,5	9,0	12,7	5,5	10,9	15,4
5V e 2cm	0,9	1,9	2,8	4,5	9,0	13,5	5,5	10,9	16,4

Ao avaliar os custos apresentados, pode-se considerar que a DE, a voltagem e o tempo de tratamento, influenciam no custo operacional, e estes parâmetros são importantes porque afetam o processo de eletrofloculação.

Os maiores valores de custos são observados nas condições 6 V e 3 cm e 5 V e 2 cm. Ao avaliar a eficiência de remoção de cor, turbidez, COT, N-Total e DQO (ANEXO C), observa-se que apresentam estabilização no tempo de 30 minutos operacionais, assim não é necessário um maior tempo de tratamento, e por consequência uma redução do custo operacional.

O ensaio 4 V e 3 cm, possui um menor custo operacional em relação ao ponto central, porém, a eficiência de remoção de COT é menor.

Nas condições 4V e 1cm e 6V e 1cm, não apresentam resultados de custos devido a passivação dos eletrodos no início do processo de tratamento, sendo assim, não realizou-se os cálculos de custos.

Fluxo contínuo

A Tabela 14 apresenta o resultado do tratamento em fluxo contínuo, na condição operacional 5 V e 2 cm.

Tabela 14 - Resultados de custos para os ensaios em fluxo contínuo na condição operacional 5V e 2cm.

Tempo (min)	Custo Elétrico (R\$/m ³)	Custo do Material (R\$/m ³)	Custo total de Operação (R\$/m ³)
60	3,4	16,1	19,5

Os resultados da análise econômica para o tratamento em fluxo contínuo observou-se um aumento com o passar do tempo de tratamento de EF.

5 CONCLUSÕES

A partir dos resultados obtidos pode-se concluir que:

- A concentração de poluentes em águas residuárias da suinocultura submetidas à pré-digestão anaeróbica apresenta uma elevada variação de carga orgânica, medida em termos de DQO, COT, cor e turbidez, o que dificulta tratamentos que empregam a adição de produtos químicos.
- O tratamento por EF, tanto em batelada quanto em fluxo contínuo, apresentou excelentes resultados em termos de eficiência, com remoções superiores a 96%, para cor e turbidez, entre 58 e 83% para COT e DQO e inferior a 15% para o N-Total.
- O sistema em fluxo contínuo apresentou, em relação ao batelada, uma melhora de 15% na remoção da DQO e de 5% em relação ao N-Total.
- Os valores reais das respostas avaliadas indicam que o efluente tratado não atende os padrões exigidos pela legislação ambiental para lançamento de efluentes em corpos receptores.
- Existe uma relação entre eficiência de remoção e densidade de corrente, ou seja, o aumento da densidade de corrente favorece a eficiência do processo.
- A redução da distância entre os eletrodos afeta negativamente a eficiência do processo, pois favorece a passivação dos eletrodos.
- O tempo de tratamento por EF influencia no custo operacional.

5.2 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

- Efetuar um estudo de custos da aplicação do processo de EF;
- Avaliar diferentes DE, V e Tempo de Residência Hidráulica no fluxo contínuo visando à redução do tempo operacional;
- Ampliar a escala para uma unidade piloto;
- Testar a aplicação de membranas como um pós tratamento para o efluente resultante da EF, já que o mesmo não se adéqua aos parâmetros estabelecidos pela legislação.
- Aplicação de alumínio reciclável como eletrodos.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABIPECS - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS INDUSTRIAS PRODUTORAS E EXPORTADORAS DE CARNE SUÍNA. São Paulo, 2011. Disponível em: <<http://www.abipecs.com.br/>>. Acesso em: 24 out. 2012.

ADHOUM, N.; MONSER, L.; BELLAKHAL, N.; BELGAIED, J. Treatment of electroplating wastewater containing Cu²⁺, Zn²⁺ and Cr(VI) by electrocoagulation. **J Hazard Materials**, p.207–213, 2004.

ALEGRE, R.N. e DELGADILLO, S.A.M. Uso da Eletrólise na Depuração de correntes Líquidas contendo Óleos e Graxas Emulsificados (Parte II). **Revista DAE**, São Paulo - SP, n. 173 p.9-15, set/out, 1993.

AJI, Bassam Al; YAVUZ, Yusuf; KOPARAL, A. Savas. Electrocoagulation of heavy metals containing model wastewater using monopolar iron electrodes. **Separation and Purification Technology**. v.86, pag. 248–254, 2012.

APHA (American Public Health Association); AWWA (American Water Works Association); WEF (Water Environment Federation). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21^a Ed. Washington – DC:APHA, 2005.

ASSELIN, M.; DROGUI, P.; BENMOUSSA, H.; BLAIS, J.F. Effectiveness of electrocoagulation process in removing organic compounds from slaughterhouse wastewater using monopolar and bipolar electrolytic cells. **Chemosphere** v.72, p.1727–1733, 2008.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR-14724**: informação e documentação – Trabalhos acadêmicos – Apresentação. Rio de Janeiro, 2011.

Atkins, Peter; De Paula, Julio. **Físico-Química**. Volume 1 editora LTC sétima edição. Pág 270. 2003.

BORBA, Fernando Henrique; MANENTI, Diego Ricieri; MÓDENES, Aparecido; MORA, Nora; ESPINOZA-QUIÑONES, Fernando; PALÁCIO, Soraya; YASSUE, Patrícia; DO NASCIMENTO, Rogério. Avaliação da eficiência da técnica de eletro-floculação no tratamento de efluentes de indústrias de subprodutos avícolas. **Estudos Tecnológicos**. v.6, n°1, p.36-47, jan/abr., 2010.

BRANDÃO, V. S.; MATOS, A. T.; FONTES, M. P. F.; MARTINEZ, M. A. Retenção de poluentes em filtros orgânicos operando com águas residuárias da suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.7, n.2, p.329-334, 2003.

CAMPOS, Milton Montenegro; MOCHIZUKI, Emerson Teruaki; DAMASCENO, Leonardo Henrique Soares; BOTELHO, Cláudio Gouvêa. Avaliação do Potencial de Produção de Biogás E da Eficiência de Tratamento do Reator Anaeróbio de

- Manta de Lodo (UASB) Alimentado Com Dejetos de Suínos. **Ciênc. agrotec.**, Lavras, v. 29, n. 4, p. 848-856, jul./ago., 2005.
- CARRIER, X.; MARCEAU, E.; LAMBERT, J.F. A simple model to predict the removal of oil suspensions from water using the electrocoagulation technique. **J. Chem Eng. Sci.**, v.6, 2006.
- CARMONA, M.; KHEMIS, M.; LECLERC, J.P. A simple model to predict the removal of oil suspensions from water using the electrocoagulation technique. **J. Chem. Eng. Sci.**, v. 6, 2006.
- CERQUEIRA, Alexandre Andrade. **Aplicação da Técnica de Eletrofloculação no Tratamento de Efluentes Têxteis**. Dissertação de Mestrado Instituto de Química Programa de Pós-Graduação em Química. Rio de Janeiro. 2006.
- CHO, J.H.; LEE, J.E.; RA, C.S. Effects of electric voltage and sodium chloride level on electrolysis of swine wastewater. **Journal of Hazardous Materials**, v.180, p.535-541, 2010.
- CHEN, Xueming; CHEN, Guohua; YUE, Po Lock. Separation of pollutants from restaurant wastewater by Electrocoagulation. **Separation and Purification Technology**, v.19, p.65-76, 2000.
- CHEN, X.; CHEN, G.; YUE, P.L. Novel eletrode system for electroflotation wastewater. **Environ. Sci. Technol.**, v. 36, 2002.
- CHEN, Guohua. Electrochemical technologies in wastewater treatment. **Separation and Purification Technology**, v.38, p.11-41, 2004.
- CHURAEV, N.V., DERJAGUIN, B.V. Inclusion of structural forces in the theory of stability of colloids and films. **Journal of Colloid and Interface Science**, V. 103, p. 542-553, 1985.
- CONAMA 357 – Conselho Nacional do Meio Ambiente – Resolução nº357, de 17 de março de 2005.
- COSTA, R.H.R; MEDRI, W.; PERDOMO, C.C. High-rate pond treatment of piggery wastes. **Water Science and Technology**, London, v.42, n.10-11, p.357-362, 2000.
- CRESPILHO, F. N.; REZENDE, M.O.O.; **Eletroflotação: Princípios e Aplicações**. Editora Rima, São Carlos, 1 ed., 2004.
- CRESPILHO, F.N.; SANTANA, C.G.; REZENDE, M.O.O.. Tratamento de efluente de indústria de processamento de coco utilizando eletroflotação. **Química Nova**, v.27, p.387-392. 2004.
- DENG, Liang-Wei; ZHENG, Ping; CHEN, Zi-Ai. Anaerobic digestion and post-treatment of swine wastewater using IC-SBR process with bypass of raw wastewater. **Process Biochemistry**, v.41, p.965-969, 2006.

- DENG, LW.; ZHENG, P.; CHEN, ZA. Mahmood Q. Improvement in post-treatment of digested swine wastewater. **Bioresource Technology**, v.99, p.136-45, 2008.
- DENG, Liangwei; CHEN, Huijuan; CHEN, Ziai; LIU, Yi; PU, Xiaodong; SONG, Li. Process of simultaneous hydrogen sulfide removal from biogas and nitrogen removal from swine wastewater. **Bioresource Technology**, v.100, p.5600–5608, 2009.
- DE MENESES, Janaina Moreira; VASCONCELOS, Robelsa de Fátima; FERNANDES, Thalys de Freitas; DE ARAÚJO, Gilmar, Trindade. Tratamento do efluente do biodiesel utilizando a eletrocoagulação/flotação: investigação dos parâmetros operacionais. **Quim. Nova**, v. 35, n. 2, p.235-240, 2012.
- ESSADKI, A.H.; BENNAJAH, M.; GOURICH, B.; VIAL, Ch.; AZZI, M.; DELMAS, H. Electrocoagulation/electroflotation in an external-loop airlift reactor—Application to the decolorization of textile dye wastewater: a case study, **Chem. Eng. Process**, v.47, p.1211–1223, 2008.
- FELTRE, Ricardo. **Química**. São Paulo. 5° Ed. Editora Moderna. 2000.
- FOGO, Fabiane Capraro. **Avaliação e critérios de eficiência nos processos de tratamento de fluidos de corte por eletroflotação**. Dissertação do Instituto de Química São Carlos, da Universidade de São Paulo. 2008.
- FREIRE, Renato Sanches; PELEGRINI, Ronaldo; KUBOTA, Lauro T; DURÁN, Nelson; PERALTA-ZAMORA, Patrício. Novas Tendências para o Tratamento de Resíduos Industriais Contendo Espécies Organocloradas. **Química Nova**, v.23 n.4, 2000.
- GOMES, J. A. G.; DAIDA, P.; KESMEZ, M.; WEIR, M.; MORENO, H.; PARGA, J. R.; IRWIN, G.; MCWHINNEY, H.; GRADY, T.; PETERSON, E.; COCKE, D. L. Arsenic removal by electrocoagulation using combined Al and Fe electrode system and characterization of products. **J. Hazard. Mater.**, v.139, 2007.
- GONÇALVES, R.A.B.; MANTOVANI, E.C.; RAMOS, M.M.; SOUZA, L.O.C. Diagnóstico da aplicação de águas residuárias da suinocultura na cafeicultura irrigada I. Qualidade da água. **Irriga**, Botucatu, v.11, n.2, p.219-229, 2006.
- GIORDANO, G e BARBOSA, O.F., **O processo eletrolítico aplicado ao saneamento ambiental de balneários**, ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, Fortaleza, 2000. Disponível em :<<http://www.cepis.org.pe/bvsaidis/aresidua/i-055.pdf>> Acesso em 12/10/2012
- HANAJIMA, D.; KURODA, K.; FUKUMOTO, Y.; YASUDA, T.; SUZUKI, K.; HAGA, K. Effect of aeration in reducing phytotoxicity in anaerobic digestion liquor of swine manure. **Animal Science Journal**, Tokyo, v.78, n.4, p.433-439, 2007.
- HOLT, P. K.; BARTON, G.W.; WARK, M.; MITACHELL, C.A., A quantitative comparison between chemical dosing and electrocoagulation. **Colloids and Surfaces A: Physicochemicals Engineering Aspects**. n. 211, p. 233-248, 2002.

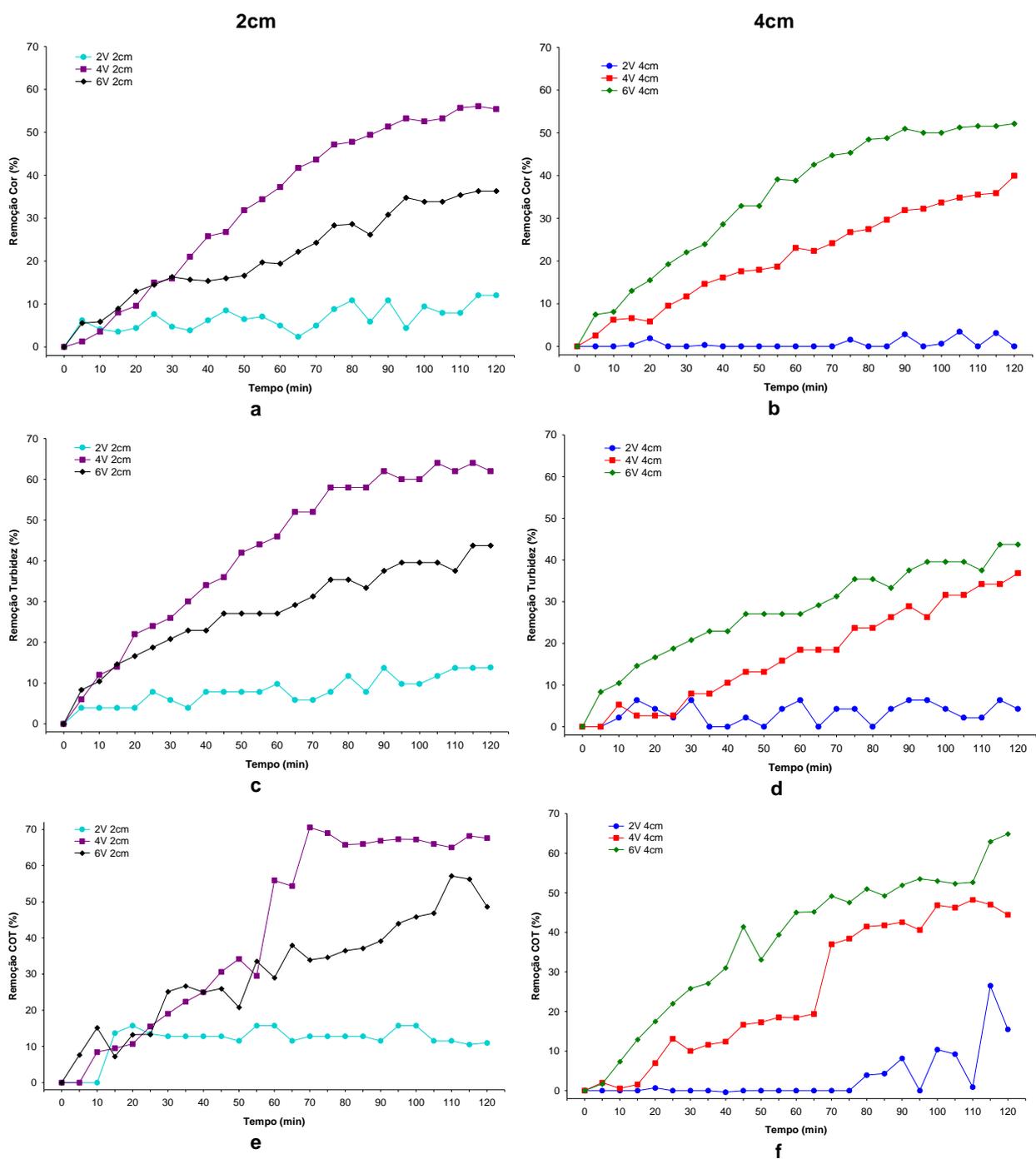
- KANNAN, N.; KARTHIKEYAN, G.; TAMILSELVAN, N. Comparison of treatment potential of electrocoagulation of distillery effluent with and without activated areca catechu nut carton. **Journal of Hazardous Materials**. V. 137, 2006.
- KILIC, Mehtap Gulsun; HOSTEN, Çetin; DEMIRCI, Sahinde. A parametric comparative study of electrocoagulation and coagulation using ultrafine quartz suspensions. **Journal of Hazardous Materials**, v.171, p.247–252, 2009.
- KETKAR, D.R.; MALLIKARUNAN, R.; VENKATACHALAM, S. Electroflotation of quartz fines. **Int. J. Miner. Proc.**, v. 31, 1991.
- KHEMIS, M.; LECLERC, J. P.; TANGUY, G.; VALENTIN, G.; LAPICQUE, F. Treatment of industrial liquid waster by electrocoagulation: experimental investigations and an averall interpretation model. **Chem. Eng. Sci.** v. 61, 2006.
- KOBYA, M.; DEMIRBAS, E.; CAN, O.T.; BAYRAMOGLU, M. Treatment of levafix orange textile dye solution by electrocoagulation, **J. Hazard.Mater.**, v.132, p.183–188, 2006.
- KOBYA, M.; DEMIRBAS, E.; DEDELI, A. M.T. Sensoy, Treatment of rinse water from zinc phosphate coating by batch and continuous EC processes, **J. Hazard. Mater.**, v.173, p.326–334, 2010.
- KONZEN, E. A. Dejetos de suínos fermentados em biodigestores e seu impacto ambiental como insumo agrícola. In: **SEMINÁRIOS TÉCNICOS DE SUINOCULTURA. 7 SIMPÓSIO GOIANO DE AVICULTURA E SIMPÓSIO DE SUINOCULTURA, 2, 2005, Goiânia; Anais.**, Goiânia, GO, 2005.
- KUNZ, A.; HIGARASHI, M. M.; OLIVEIRA, P. A. Tecnologias de manejo e tratamento de dejetos de suínos estudadas no Brasil. **Caderno de Ciência e Tecnologia**, v.22, n3, p.652-665, 2005.
- KUNZ, A.; MIELE, M.; STEINMETZ, R. L. R. Advanced swine manure treament end utization in Brazil. **Bioresource Technology**, v.100, n.22, p.5485-5489, 2009.
- LEE, S.I.; WEON, S.Y., LEE, C.W.; KOOPMAN, B. Removal of nitrogen and phosphate from wastewater by addition of bittern, **Chemosphere**, v.51, p.265–271, 2003.
- LIN, S. H.; WU, C. L. Electrochemical nitrite and ammonia oxidation in sea water. **J. Environ. Sci. Health.**, v. 31, 1997.
- LUCAS JR., J. Algumas considerações sobre o uso do estrume de suínos como substrato para três sistemas de biodigestores anaeróbios. Jaboticabal,. Tese (Livre-Docência) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, 1994.
- MOLLAH, M.Y.A.; MORKOVSKY P.; GOMES, J.A.G.; KESMEZ, M.; PARGA, J.; COCKE, D.L.. Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. **Journal of Hazardous Materials**, v.114, p.199-210, 2004.

- MOLLAH, M.Y.A.; SCHENNACH, R.; PARGA, J.R.; COCKE, D.L. Electrocoagulation (EC) – science and applications. **J. Hazard. Mater.** v.84, n.1, p.29–41, 2001.
- MONTGOMERY, Douglas C. **Design and Analysis of Experiments**. 5 ed. Ed. John Wiley & Sons, INC. 1997.
- OLIVEIRA, P.A.V. **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos**. Concórdia: EMBRAPA – CNAPSA, 188p. (Documento 27), 1993.
- OLIVEIRA, R.A.; CAMPELO, P.L.G.; MATOS, A.T.; MARTINEZ, M.A.; CECON, P.R. Influência da aplicação de águas residuárias de suinocultura na capacidade de infiltração de solo pdzólico vermelho amarelo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.4, n.2, p.263-267, 2000.
- PAULI, Aline Roberta de Fernando; ESPINOZA-QUINONES, Rodolfo; MÓDENES, Aparecido Nivaldo; BORBA, Carlos Eduardo; THEODORO, Paulo Sergio. Aplicação do planejamento experimental no método de eletro-coagulação para a remoção de matéria orgânica de efluentes frigoríficos. **ENGEVISTA**, V. 14, n. 3. p. 293-301, 2012.
- PERDOMO, Carlos Cláudio; LIMA, Gustavo J. M. M. de; NONES, Kátia. **Produção de Suínos e Meio Ambiente**. 9º Seminário Nacional de Desenvolvimento da Suinocultura, Gramado, RS, 25 a 27 de abril de 2001.
- PERDOMO, C. C.; OLIVEIRA, P. A. V. O.; KUNZ, A. **Sistema de tratamento de dejetos de suínos: inventário tecnológico**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 83 p. (Documentos, 85). 2003.
- RECH, C.; SCHOENHALS, M.; FOLLADOR, F.A.C. Avaliação da capacidade de suporte para a atividade de suinocultura em uma microbacia hidrográfica do sudoeste do Paraná tendo em vista a prevenção da degradação ambiental. **Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia**, Espírito Santo do Pinhal, v.5, n.3, p.220-233, 2008.
- RUBACH, S.; SAUR, I. F., Onshore testing of produced water by electroflocculation, **Filtration and Separation**, v.34, n.8, p.877, 1997.
- RUSSEL, J.B. Química Geral. 2ºed. São Paulo, Makron Books, v. 1, 1994.
- SCHULTZ, Guilherme. **Boas Práticas Ambientais na Suinocultura**. Porto Alegre. SEBRAE/RS, p.44, 2007.
- SINOTI, André Luiz Lopes., SOUZA, Marco Antonio Almeida de. **Processo Eletrolítico no Tratamento de Esgotos Sanitários: Estudo da sua Aplicabilidade e Mecanismos Associados**. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande - MS. 2005.
- SONG, Z.; WILLIAMS, C. J.; EDYVEAN, R. G. J. Treatment of tannery wastewater by chemical coagulation. **J. Desalination**, v. 13, 2004.

- SORENSEN, P. & AMATO, M. Remineralisation and residual effects of N after application of pig slurry to soil. **European Journal of Agronomy**, Amsterdam, v.16, n.2, p.81-95, 2002.
- SOUZA, C. F.; CAMPOS, J. A.; SANTOS, C. R.; BRESSAN, W. S.; MOGAMI, C. A. Produção volumétrica de metano – dejetos suínos. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v.32, n.1, p.219-224, 2008.
- STEINMETZ, R. L. R.; KUNZ, A.; DRESSLER, F. E. M. M.; MARTINS, A. F. Study of metal distribution in raw end screened swine manure. **CLEAN – Soil, Air, Water**, v.37, n.3, p.239-244, 2009.
- TCHAMANGO, S.; NANSEU-NJIKI, C. P.; NGAMENI, E.; HADJIEV, D.; DARCHEN, A. Treatment of dairy effluents by electrocoagulation using aluminium electrodes. **Sci. of the total Environment**, v. 408, 2010.
- U.Un, S. Ugur, A. Koparal, U. Ogutveren, Electrocoagulation of olive millwastewaters. **Separation and Purification Technology**. v.52, p.136–141, 2006.
- VIK, E. A.; CARSON, D. A.; EIKUN, A. S. Electrocoagulation of potable water. **J. water res.**, v.18, 1984.
- WAYNE, J. P.. Application of the adm1 model to advanced anaerobic digestion. **Bioresource Technology**, v.96, p.1832-1842, 2005.
- ZHU NW. Effect of low initial C/N ratio on aerobic composting of swine manure with rice straw. **Bioresource Technology**, v.98, p.9-13, 2007.

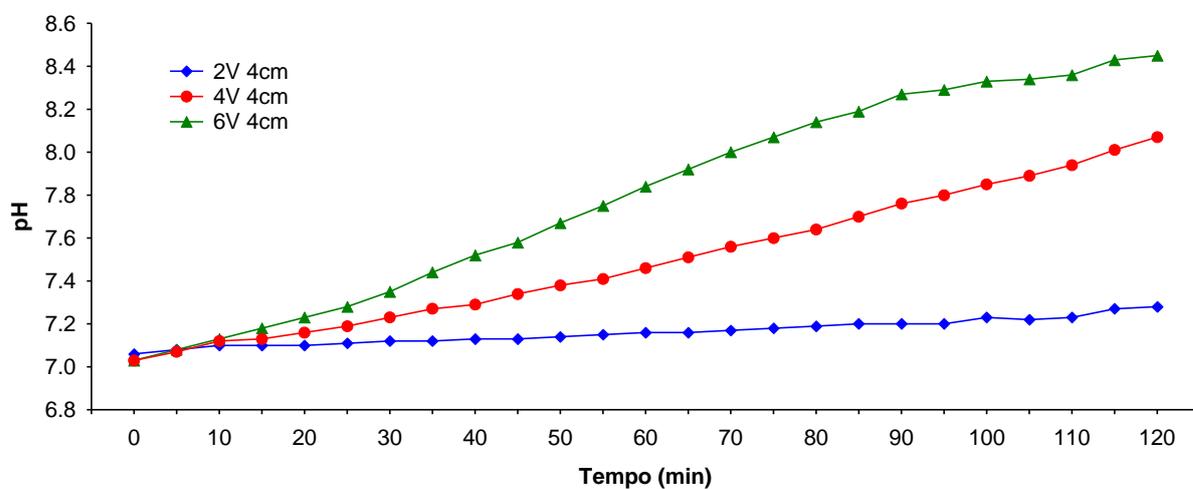
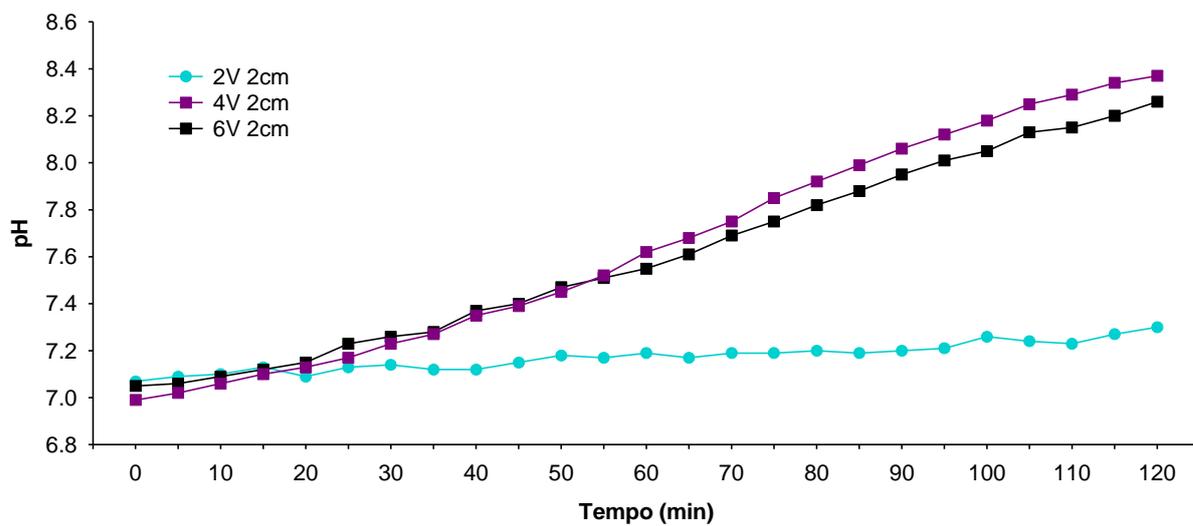
ANEXO A

Remoção dos parâmetros da cor (a) e (b), turbidez (c) e (d), COT (e) e (f) em função do tempo de operacional



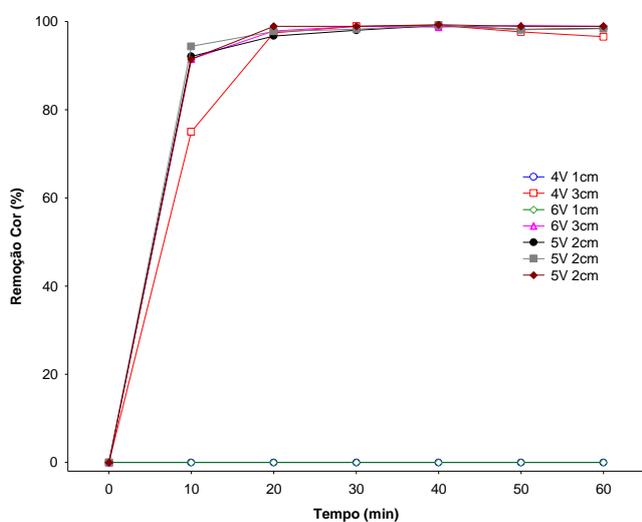
ANEXO B

Variação do pH em função do tempo operacional onde (a) para DE 2cm e (b) para DE 4cm.

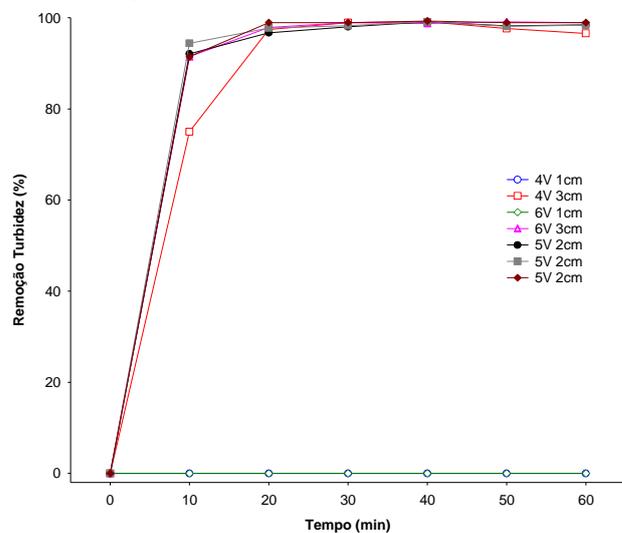


ANEXO C

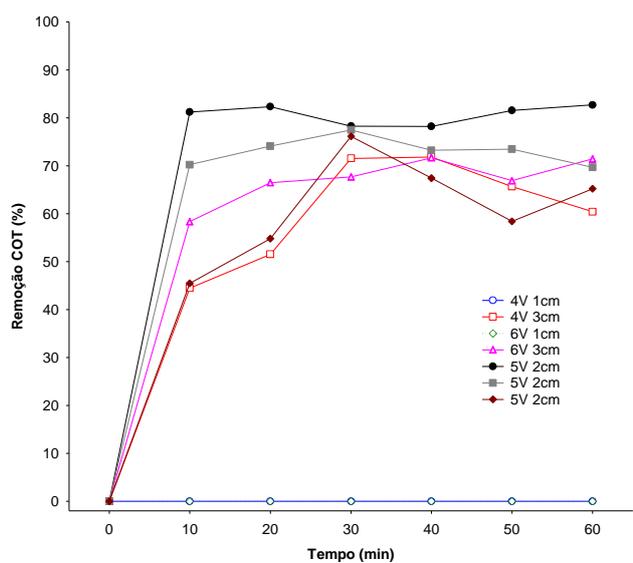
Remoção dos parâmetros da cor (a), turbidez (b), COT (c), N-Total (d) e DQO(e) em função do tempo operacional do planejamento fatorial 2^2



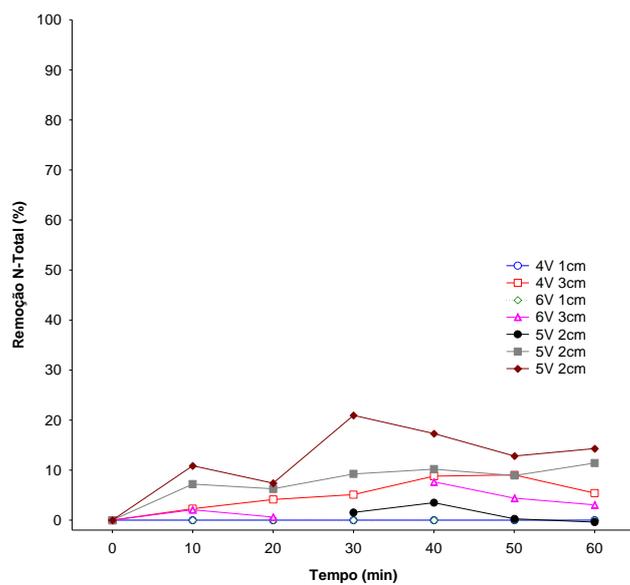
a



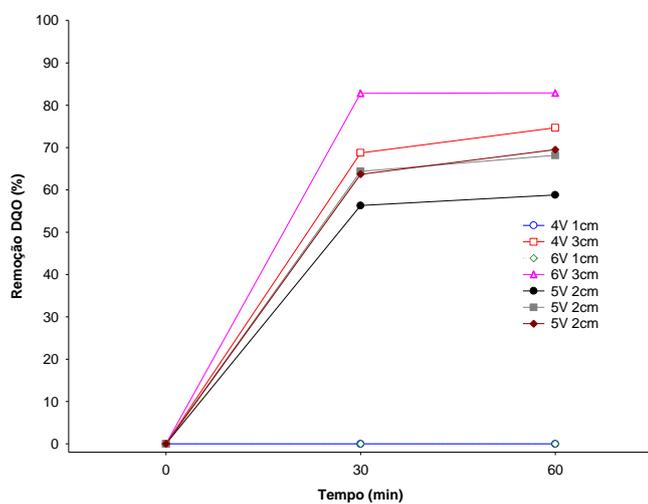
b



c



d



e

