

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ - *CAMPUS* DE CASCAVEL**

**CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS**

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA**

**OTIMIZAÇÃO DO TRATAMENTO DE EFLUENTE DE MATADOURO E FRIGORÍFICO DE  
SUÍNOS PELA ELETROFLOCULAÇÃO E COMBINAÇÃO  
ELETROFLOCULAÇÃO/COAGULAÇÃO ORGÂNICA**

**FÁBIO ORSSATTO**

**CASCAVEL – Paraná – Brasil**

**FEVEREIRO - 2017**

**FÁBIO ORSSATTO**

**OTIMIZAÇÃO DO TRATAMENTO DE EFLUENTE DE MATADOURO E FRIGORÍFICO DE  
SUÍNOS PELA ELETROFLOCULAÇÃO E COMBINAÇÃO  
ELETROFLOCULAÇÃO/COAGULAÇÃO ORGÂNICA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação *Stricto Sensu* em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia Agrícola, área de concentração Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dra. Maria Hermínia Ferreira Tavares

**CASCADEL – Paraná - Brasil**

**FEVEREIRO – 2017**

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)

O83o

Orssatto, Fabio

Otimização do tratamento de efluente de matadouro e frigorífico de suínos pela eletrofloculação e combinação eletrofloculação/coagulação orgânica. / Fabio Orssatto. Cascavel, 2017.

102 f.

Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Maria Hermínia Ferreira Tavares

Revisão: Ana Maria Martins Alves Vasconcelos

Tese (Doutorado) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Campus de Cascavel, 2017

Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola

1. Eletrocoagulação. 2. Eletroflotação. 3. Tanino. 4. Tratamento eletroquímico. I. Tavares, Maria Hermínia Ferreira. II. Vasconcelos, Ana Maria Martins Alves, Rev. III. Universidade Estadual do Oeste do Paraná. IV. Título.

CDD 20.ed. 631

628.7466

CIP-NBR 12899

Ficha catalográfica elaborada por Helena Soterio Bejio – CRB 9<sup>a</sup>/965

## FÁBIO ORSSATTO

Otimização e Tratamento de Efluente de Matadouro e Frigorífico de Suínos por Meio da Eletrofloculação e Combinação Eletrofloculação/Coagulação Orgânica

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia Agrícola, área de concentração Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, linha de pesquisa Saneamento Ambiental, APROVADO(A) pela seguinte banca examinadora:

  
Orientador(a) - Maria Hermínia Ferreira Tavares


Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)

  
Simone Damasceno Gomes

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)

  
Ralpo Rinaldo dos Reis

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)

  
Eduardo Eyng

Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR)

  
Laercio Mantovani Frare

Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Cascavel, 14 de fevereiro de 2017

## **BIOGRAFIA**

Fábio Orssatto, nascido em 03 de dezembro de 1985 no município de Cascavel, Paraná, é graduado em Tecnologia Ambiental (2006) pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Câmpus Medianeira-PR. Em 2010, obteve o título de mestre em Engenharia Agrícola pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE). No mesmo ano ingressou no Instituto Federal Farroupilha, campus Panambi-RS, como professor do ensino básico, técnico e tecnológico e, no ano de 2012, transferiu-se para Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Campus Medianeira-PR, onde atua até o momento. No ano de 2013, ingressou no programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, nível Doutorado, pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE).

“Deve-se jogar a vida inteira pelos sonhos”.

Clube Atlético Nacional S.A.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, a Deus pelo dom da vida;

Aos meus pais, Neuso Orsatto e Lourdes Maria Zanella, irmãos, Ângelo José Orsatto e Rafael Orsatto e sobrinhas, por fazerem parte da minha vida;

À Rafaella Moraes Scaravonatti, pelo apoio e carinho;

À Universidade Estadual do Oeste do Paraná e ao Programa de Pós-Graduação, por oportunizar o doutoramento;

À Universidade Tecnológica Federal do Paraná, por disponibilizar a estrutura necessária para o desenvolvimento deste trabalho;

À professora Doutora Maria Hermínia Tavares, pelos conselhos, correções e disposição em me orientar;

Ao meu amigo e colega professor Doutor Eduardo Eyng pelas conversas, conselhos e ajuda;

Aos alunos orientados de iniciação científica e trabalho de conclusão de curso: Amanda Orsatto Horn, Brendown Farias Biassi, Flávia Manente da Silva e Vanessa Nayara Paloschi, pela ajuda no desenvolvimento neste trabalho;

A todos os colegas e amigos que fiz nesta caminhada.

E a todos que contribuíram de forma direta ou indireta para a obtenção desse título.

Muito obrigado!

## OTIMIZAÇÃO DO TRATAMENTO DE EFLUENTE DE MATADOURO E FRIGORÍFICO DE SUÍNOS PELA ELETROFLOCULAÇÃO E COMBINAÇÃO ELETROFLOCULAÇÃO/COAGULAÇÃO ORGÂNICA

O objetivo deste trabalho foi avaliar o desempenho da eletrofloculação e da combinação eletrofloculação/coagulação orgânica no tratamento de efluentes de um matadouro e frigorífico de suínos. A presente tese foi desenvolvida na forma de três artigos. O primeiro artigo avaliou remoção da DQO, turbidez, cor, NTK e fósforo total no efluente em estudo a partir da técnica eletrofloculação e otimizou as variáveis diferencial de potencial (ddp) e tempo de detenção hidráulica (TDH) em um reator batelada de eletrofloculação utilizando eletrodos de alumínio. O segundo artigo avaliou remoção da DQO, turbidez, cor e NTK do efluente através da técnica eletroquímica e otimizou as variáveis corrente elétrica e tempo de detenção hidráulica (TDH) em um reator de fluxo contínuo de eletrofloculação utilizando eletrodos de alumínio. Já o terceiro artigo avaliou a remoção de DQO, turbidez, cor e NTK do efluente através da combinação eletrofloculação/coagulação orgânica e otimizou as variáveis corrente elétrica, tempo de detenção hidráulica e concentração de coagulante à base de tanino em um reator batelada. O efluente utilizado no estudo provém de um matadouro e frigorífico de suínos localizado na região Oeste do Paraná. Para o primeiro artigo, os principais resultados foram: remoção de até 99,28 % para turbidez, 98,93 % para cor, 81,01 % para DQO, 67,15% para NTK e 99% para fósforo total. Foram utilizadas análises estatísticas para a obtenção de modelos matemáticos e a remoção dos parâmetros analisados, com exceção do fósforo. Ao se calcular a função da desejabilidade, as condições otimizadas de tratamento foram de 30 minutos para o TDH e 20 volts para a ddp, correspondendo a 0,86 A de corrente elétrica e uma densidade de corrente igual a  $17,2 \text{ mA cm}^{-2}$ . A análise do alumínio residual no efluente tratado nos ensaios registrou elevada concentração, a qual variou de 15,254 a  $54,291 \text{ mg L}^{-1}$ . A cada metro cúbico ( $\text{m}^3$ ) de efluente tratado através da eletrofloculação, utilizam-se 10,75 kWh de energia elétrica e 0,18036 kg de alumínio com um custo de R\$ 7,90  $\text{m}^{-3}$ . Para o segundo artigo, os principais resultados foram: 74,47 % de eficiência máxima para turbidez, 91,76 % para cor e 61,07 % para DQO. Para a remoção de NTK, o sistema não se mostrou eficiente, cuja remoção máxima foi de 20%. A partir das análises estatísticas, foi possível a obtenção de modelos matemáticos para remoção dos parâmetros analisados. E, ao se calcular a função da desejabilidade, as condições otimizadas de tratamento foram de 18 minutos para o TDH, 1,5 A para a corrente elétrica e uma densidade de corrente igual a  $16,67 \text{ mA cm}^{-2}$ . A análise do alumínio residual no efluente tratado nos ensaios registrou uma concentração que variou de 1,21 a  $4,61 \text{ mg L}^{-1}$ . A cada metro cúbico ( $\text{m}^3$ ) de efluente tratado, utilizaram-se 5,17 kWh de energia elétrica e 0,0938 kg de alumínio com custo de R\$ 3,84  $\text{m}^{-3}$ . Por fim, os principais resultados do terceiro artigo foram: a eficiência máxima de remoção de turbidez foi de 98,37 %, para cor, o resultado foi de 97,82 %, para DQO foi de 64,73 % e para NTK, o resultado foi de 65,57 %. A partir das análises estatísticas, foram obtidos modelos matemáticos para os parâmetros de remoção de cor e turbidez. E, ao se calcular a função da desejabilidade, as condições otimizadas de tratamento foram de 10 minutos para o TDH, 0,774  $\text{mL L}^{-1}$  de concentração do coagulante à base de tanino, 0,68 A para a corrente elétrica e densidade de corrente igual a  $13,6 \text{ mA cm}^{-2}$ . A análise do alumínio residual no efluente tratado nos ensaios registrou uma concentração que variou de 0,0 a  $2,11 \text{ mg L}^{-1}$ . A cada metro cúbico ( $\text{m}^3$ ) de efluente tratado através da combinação eletrofloculação/coagulação orgânica, foram utilizados 2,96 kWh de energia elétrica e 0,0475 kg de alumínio, com custo de R\$ 3,49  $\text{m}^{-3}$ . A técnica de eletrofloculação e a combinação entre eletrofloculação e coagulação orgânica apresentaram-se como boas alternativas na remoção de poluentes dos efluentes provindos dos matadouros e frigoríficos de suínos.

**Palavras-chave:** eletrocoagulação, eletroflotação, tanino, tratamento eletroquímico.



## TREATMENT OPTIMIZATION OF EFFLUENT FROM A SWINE SLAUGHTERHOUSE AND PACKING PLANT BY ELECTROFLOCCULATION AND ELECTROFLOCCULATION / ORGANIC COAGULATION COMBINATION

This trial aimed at evaluating the electroflocculation performance and its combination with organic coagulation to treat effluents from a swine slaughterhouse and packing plant. This thesis was written and composed of three papers. The first one reports on the removal of COD, turbidity, color, TKN and total phosphorus in the studied effluent according to the electroflocculation technique. It also optimized variables such as potential differential (pd) and hydraulic retention time (HRT) in a batch reactor of electroflocculation using aluminum electrodes. The second paper aimed at evaluating the removal of COD, turbidity, color and TKN from the effluent by electrochemical technique and optimized variables as electric current and HRT in a continuous flow reactor of electroflocculation using aluminum electrodes. The third paper aimed at evaluating the removal of COD, turbidity, color and TKN in the effluent using the combination of electroflocculation / organic coagulation technique. It also optimized variables such as electric current, HRT and tannin-based coagulant concentration in a batch reactor. The effluent used in this study comes from a swine slaughterhouse in the western region of Paraná. For the first paper, the main results were: maximal removal of 99.28% for turbidity, 98.93% for color, 81.01% for COD, 67.15% for TKN and 99% for total phosphorus. According to the statistical analysis, it was possible to obtain mathematical models as well as removal of analyzed parameters, but phosphorus. When the desirability function was calculated, the best optimized treatment conditions were at 30 minutes for HRT and 20 volts for pd, corresponding to 0.86 A of electric current and a 17.2 mA cm<sup>-2</sup> current density. The analysis of residual aluminum in the effluent treated in the essays recorded a high concentration, which varied from 15.254 to 54.291 mg L<sup>-1</sup>. For each cubic meter (m<sup>3</sup>) of effluent treated by electroflocculation, 10.75 kWh of electric energy and 0.18036 kg of aluminum were used, with a cost of R\$ 7.90 m<sup>-3</sup>. While for the second paper, the main results were: 74.47% of maximum efficiency for turbidity, 91.76% for color and 61.07% for COD. But the system was not efficient for TKN removal, since the maximum removal percentage was 20%. Based on the statistical analysis, it was possible to obtain mathematical models to remove the analyzed parameters. And, when desirability function was calculated, the best optimized treatment conditions were at 18 minutes for HRT, 1.5 A for electric current and a current density of 16.67 mA cm<sup>-2</sup>. The residual aluminum analysis recorded a concentration range from 1.21 to 4.61 mg L<sup>-1</sup>. At each cubic meter (m<sup>3</sup>) of treated effluent, 5.17 kWh of electrical energy and 0.0938 kg of aluminum were used, with a cost of R\$ 3.84 m<sup>-3</sup>. Finally, the main results of the third paper were: the maximum efficiency of removal for turbidity was 98.37%, color was 97.82%, COD was 64.73% and TKN was 65.57%. Based on the statistical analyses, it was possible to obtain mathematical models to remove parameters of color and turbidity. And when desirability function was calculated, the best optimized treatment conditions were at 10 minutes for HRT, 0.774 mL L<sup>-1</sup> of coagulant concentration based on tannin, 0.68 A for electric current and a 13.6 mA cm<sup>-2</sup> current density. When analyzing the residual aluminum in the effluent treated during the studied tests, a concentration range from 0.0 to 2.11 mg L<sup>-1</sup> was observed. For each cubic meter (m<sup>3</sup>) of effluent treated by electrocoagulation / organic coagulation combination, 2.96 kWh for electric energy and 0.0475 kg aluminum were used, resulting in R\$ 3.49 m<sup>-3</sup> cost. The electroflocculation technique and the combination of electroflocculation and organic coagulation were good alternatives to remove pollutants from the studied effluent from swine slaughterhouse and packing plant.

**Keywords:** Electrocoagulation, electroflotation, tannin, electrochemical treatment.

## SUMÁRIO

<b>LISTA DE TABELAS</b> .....	<b>viii</b>
<b>LISTA DE FIGURAS</b> .....	<b>x</b>
<b>LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS</b> .....	<b>xi</b>
<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>1</b>
<b>2 OBJETIVOS</b> .....	<b>3</b>
2.1 Objetivo geral.....	3
2.2 Objetivos específicos .....	3
<b>3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	<b>4</b>
3.1 Características dos efluentes de frigoríficos de suínos .....	4
3.2 Eletrofloculação .....	4
3.3 Tratamento de efluentes a partir da eletrofloculação.....	6
3.4 Tanino vegetal .....	8
3.5 Coagulante à base de tanino .....	9
<b>4 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	<b>11</b>
<b>5 ARTIGOS</b> .....	<b>15</b>
5.1 Artigo 1 - Otimização do tratamento de efluente de matadouro e frigorífico por meio da eletrofloculação em reator batelada .....	15
5.1.1 Introdução.....	16
5.1.2 Material e métodos .....	18
5.1.2.1 Efluente de frigorífico e matadouro de suínos .....	18
5.1.2.2 Sistema experimental em batelada .....	19
5.1.2.3 Avaliação do sistema .....	20
5.1.2.4 Planejamento experimental.....	21
5.1.2.5 Custo operacional da eletrofloculação.....	22
5.1.3 Resultados e discussão .....	23
5.1.3.1 Caracterização do efluente bruto .....	23
5.1.3.2 Eficiência de remoção.....	24
5.1.3.3 Otimização do processo de eletrofloculação .....	27
5.1.3.4 Desejabilidade global do sistema .....	33
5.1.3.5 Concentração de alumínio residual no efluente tratado.....	35
5.1.3.6 Custo operacional da eletrofloculação.....	36
5.1.4 Conclusão.....	37
5.1.5 Referências bibliográficas .....	37
5.2 Artigo 2 - Otimização do tratamento de efluente de matadouro e frigorífico por meio da eletrofloculação em reator de fluxo contínuo.....	41

5.2.1	Introdução.....	41
5.2.2	Material e métodos .....	44
5.2.2.1	Efluente de frigorífico e matadouro de suínos .....	44
5.2.2.2	Sistema experimental.....	45
5.2.2.3	Avaliação do sistema .....	46
5.2.2.4	Planejamento experimental.....	47
5.2.2.5	Custo da eletrofloculação.....	48
5.2.3	Resultados e discussão .....	50
5.2.3.1	Caracterização do efluente bruto .....	50
5.2.3.2	Eficiência de remoção.....	50
5.2.3.3	Otimização do processo de eletrofloculação .....	52
5.2.3.4	Desejabilidade global do sistema .....	58
5.2.3.5	Concentração de alumínio residual no efluente tratado.....	59
5.2.3.6	Custo operacional da eletrofloculação.....	60
5.2.4	Conclusão.....	61
5.2.5	Referências bibliográficas .....	62
5.3	Artigo 3 - Otimização do tratamento de efluente de matadouro e frigorífico por combinação: eletrofloculação e coagulante a base de tanino .....	65
5.3.1	Introdução.....	66
5.3.2	Material e métodos .....	67
5.3.2.1	Efluente de frigorífico e matadouro de suínos .....	67
5.3.2.2	Sistema experimental em batelada .....	68
5.3.2.3	Avaliação do sistema .....	70
5.3.2.4	Planejamento experimental.....	70
5.3.2.5	Custo operacional do tratamento .....	71
5.3.3	Resultados e discussão .....	73
5.3.3.1	Caracterização do efluente bruto .....	73
5.3.3.2	Eficiência de remoção.....	74
5.3.3.3	Otimização do processo de eletrofloculação .....	75
5.3.3.4	Desejabilidade global do sistema .....	82
5.3.3.5	Concentração de alumínio residual no efluente tratado.....	84
5.3.3.6	Custo operacional do tratamento .....	85
5.3.4	Conclusão.....	86
5.3.5	Referências bibliográficas .....	86
<b>6</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>88</b>

## LISTA DE TABELAS

### ARTIGO 1

<b>Tabela 1</b> Análises físico-químicas para caracterização do efluente.....	19
<b>Tabela 2</b> Número de ensaios com os valores codificados. ....	21
<b>Tabela 3</b> Valores reais das condições do experimento.....	21
<b>Tabela 4</b> Valores dos parâmetros de caracterização do efluente. ....	24
<b>Tabela 5</b> Estatística descritiva das eficiências de remoção de turbidez, cor, DQO, NTK e PT. ....	25
<b>Tabela 6</b> Coeficientes de regressão para a variável resposta remoção de cor. ....	27
<b>Tabela 7</b> Coeficientes de regressão para a variável resposta remoção de turbidez. ....	28
<b>Tabela 8</b> Coeficientes de regressão para a variável resposta remoção de DQO. ....	28
<b>Tabela 9</b> Coeficientes de regressão para a variável resposta remoção de NTK. ....	28
<b>Tabela 10</b> Coeficientes de regressão para a variável resposta remoção de fósforo. ....	29
<b>Tabela 11</b> ANOVA para a remoção de cor. ....	30
<b>Tabela 12</b> ANOVA para a remoção de turbidez.....	30
<b>Tabela 13</b> ANOVA para a remoção de DQO. ....	30
<b>Tabela 14</b> ANOVA para a remoção de NTK. ....	30

### ARTIGO 2

<b>Tabela 1</b> Análises físico-químicas para caracterização do efluente.....	45
<b>Tabela 2</b> Número de ensaios com os valores codificados. ....	47
<b>Tabela 3</b> Valores reais das condições do experimento.....	47
<b>Tabela 4</b> Valores dos parâmetros de caracterização do efluente. ....	50
<b>Tabela 5</b> Estatística descritiva das eficiências de remoção de turbidez, cor, DQO e NTK. ..	51
<b>Tabela 6</b> Coeficientes de regressão para a variável resposta remoção de cor. ....	53
<b>Tabela 7</b> Coeficientes de regressão para a variável resposta remoção de turbidez. ....	53
<b>Tabela 8</b> Coeficientes de regressão para a variável resposta remoção de DQO. ....	54
<b>Tabela 9</b> Coeficientes de regressão para a variável resposta remoção de NTK. ....	54
<b>Tabela 10</b> ANOVA para a remoção de cor. ....	55
<b>Tabela 11</b> ANOVA para a remoção de turbidez.....	55
<b>Tabela 12</b> ANOVA para a remoção de DQO. ....	55
<b>Tabela 13</b> ANOVA para a remoção de NTK. ....	55
<b>Tabela 14</b> Estatística descritiva dos valores de alumínio.....	59

### ARTIGO 3

<b>Tabela 1</b> Análises físico-químicas para caracterização do efluente.....	68
<b>Tabela 2</b> Número de ensaios com os valores codificados e reais.....	70
<b>Tabela 3</b> Valores dos parâmetros de caracterização do efluente. ....	73
<b>Tabela 4</b> Estatística descritiva das eficiências de remoção de turbidez, cor, DQO e NTK. ..	74

<b>Tabela 5</b> Coeficientes de regressão para a variável resposta remoção de cor. ....	75
<b>Tabela 6</b> Coeficientes de regressão para a variável resposta remoção de turbidez. ....	76
<b>Tabela 7</b> Coeficientes de regressão para a variável resposta remoção de DQO. ....	76
<b>Tabela 8</b> Coeficientes de regressão para a variável resposta remoção de NTK. ....	77
<b>Tabela 9</b> ANOVA para a remoção de cor. ....	77
<b>Tabela 10</b> ANOVA para a remoção de turbidez. ....	78
<b>Tabela 11</b> ANOVA para a remoção de DQO. ....	78
<b>Tabela 12</b> ANOVA para a remoção de NTK. ....	78
<b>Tabela 13</b> Valores de alumínio residual. ....	84

## LISTA DE FIGURAS

### ARTIGO 1

<b>Figura 1</b> Fluxograma da estação de tratamento de efluente do frigorífico. ....	19
<b>Figura 2</b> Módulo experimental para o tratamento de efluente por eletrofloculação. ....	20
<b>Figura 3</b> Eficiência de remoção dos parâmetros turbidez, cor e DQO. ....	25
<b>Figura 4</b> Eficiência de remoção dos parâmetros NTK e fósforo total. ....	26
<b>Figura 5</b> Superfície de resposta para a remoção de cor. ....	31
<b>Figura 6</b> Superfície de resposta para a remoção de turbidez. ....	31
<b>Figura 7</b> Superfície de resposta para a remoção de DQO. ....	32
<b>Figura 8</b> Superfície de resposta para a remoção de NTK. ....	33
<b>Figura 9</b> Gráficos da desejabilidade. ....	33
<b>Figura 10</b> Superfície de resposta para a desejabilidade. ....	34
<b>Figura 11</b> Gráfico com as concentrações de alumínio. ....	35

### ARTIGO 2

<b>Figura 1</b> Fluxograma da estação de tratamento de efluente do frigorífico. ....	44
<b>Figura 2</b> Módulo experimental para o tratamento de efluente por eletrofloculação. ....	46
<b>Figura 3</b> Eficiência de remoção dos parâmetros estudados. ....	51
<b>Figura 4</b> Superfície de resposta para a remoção de cor. ....	56
<b>Figura 5</b> Superfície de resposta para a remoção de turbidez. ....	56
<b>Figura 6</b> Superfície de resposta para a remoção de DQO. ....	57
<b>Figura 7</b> Superfície de resposta para a remoção de NTK. ....	57
<b>Figura 8</b> Gráficos da desejabilidade. ....	58
<b>Figura 9</b> Superfície de resposta para a desejabilidade. ....	59
<b>Figura 10</b> Valores da concentração de alumínio. ....	59

### ARTIGO 3

<b>Figura 1</b> Fluxograma da estação de tratamento de efluente do frigorífico. ....	68
<b>Figura 2</b> Módulo experimental para o tratamento de efluente por eletrofloculação. ....	69
<b>Figura 3</b> Eficiência de remoção dos parâmetros estudados. ....	74
<b>Figura 4</b> Superfície de resposta para a remoção de cor (Coagulante x TDH). ....	79
<b>Figura 5</b> Superfície de resposta para a remoção de cor (Corrente x TDH). ....	79
<b>Figura 6</b> Superfície de resposta para a remoção de cor (Corrente x Coagulante). ....	80
<b>Figura 7</b> Superfície de resposta para a remoção de turbidez (coagulante x TDH). ....	81
<b>Figura 8</b> Superfície de resposta para a remoção de turbidez (Corrente x TDH). ....	81
<b>Figura 9</b> Superfície de resposta para a remoção de turbidez (Corrente x Coagulante). ....	82
<b>Figura 10</b> Gráficos da desejabilidade. ....	83
<b>Figura 11</b> Superfícies de resposta para a desejabilidade. ....	84

## LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

A	Ampère
ABAL	Associação Brasileira do Alumínio
Al	Alumínio
Al <sup>+3</sup>	Íon alumínio
CEMA	Conselho estadual do meio ambiente
Cm	centímetro
cm <sup>2</sup>	centímetro quadrado
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COPEL	Compania de energia elétrica do Paraná
COT	Carbono orgânico total
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DCCR	Delineamento composto central rotacional
Ddp	diferença de potencial
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EF	Eletrofloculação
Fe	Ferro
g cm <sup>-3</sup>	grama por centímetro cúbico
g mol <sup>-1</sup>	grama por mol
H	Hora
kg m <sup>-3</sup>	Quilograma por metro cúbico
kWh m <sup>-3</sup>	quilowats hora por metro cúbico
L	Litro
L h <sup>-1</sup>	Litro por hora
L m <sup>-3</sup>	Litro por metro cúbico
m <sup>3</sup>	metro cúbico
mA cm <sup>-2</sup>	miliampere por centímetro quadrado
mg L <sup>-1</sup>	miligrama por litro
Min	Minuto
mL L <sup>-1</sup>	mililitro por litro
mS cm <sup>-1</sup>	milisiemens por centímetro
NT	nitrogênio total
NTK	nitrogênio total Kjeldahl
pH	potencial hidrogeniônico
PT	fósforo total
R\$	Reais
S	Segundo
SST	sólidos suspensos totais
TDH	tempo de detenção hidráulica
UC	unidade de cor
UNT	unidade nefelométrica de turbidez
V	volt
Wh m <sup>-3</sup>	watt hora por metro cúbico

## 1 INTRODUÇÃO

As atividades industriais, de forma geral, contribuem diariamente para a poluição dos corpos hídricos, portanto, agravam os problemas relacionados à qualidade e disponibilidade de água para o uso humano. Em vista disso, é essencial tratar os resíduos gerados pela atividade industrial para atenuar os impactos desses no meio ambiente.

O efluente gerado em frigoríficos e matadouros de suínos possui elevada carga poluidora, devido a características tais como: elevada quantidade de matéria orgânica, de sólidos suspensos e coloides, principais responsáveis por conferir cor e turbidez ao efluente, além de possíveis contaminantes químicos e biológicos.

São elevadas tanto a carga poluidora presente nos efluentes dos matadouros e frigoríficos, como a quantidade de água utilizada no processo desse tipo de empreendimento. Mekonnen e Hoekstra (2012) e Gerbens-Leenes et al. (2013) citam que a indústria de processamento de carne utiliza 24% da água doce total consumida pela indústria de alimentos e bebidas e até 29% de toda a demanda do setor agrícola em todo o Planeta. Dessa maneira, é necessária a busca de alternativas para o tratamento desse tipo de água residuária.

Uma alternativa ao tratamento é o uso da eletrofloculação, no qual eletrodos metálicos imersos no efluente são conectados a uma fonte, que proporciona a passagem de corrente elétrica pelos eletrodos e origina reações de oxidação e redução que resultam na produção de compostos coagulantes, responsáveis por formar os flocos a partir dos sólidos suspensos próprios do efluente.

A eletrofloculação é uma técnica eficiente no tratamento de rejeitos líquidos, porém é possível criar um sistema combinado, o qual associa a técnica que utiliza corrente elétrica com outra. Dessa maneira, a adição de um coagulante natural à base de tanino, no processo de eletrocoagulação, pode aumentar a remoção de poluentes e colaborar com o tratamento.

Tal coagulante é composto basicamente por tanino que, segundo Skoronski (2014), pode ser entendido como “moléculas fenólicas biodegradáveis com capacidade de formar complexos com proteínas e outras macromoléculas e minerais”, presente em vários vegetais, principalmente em suas cascas. A *Acacia mearnsii*, mais conhecida como acácia negra, é uma espécie de árvore amplamente utilizada para a extração do tanino.

A capacidade dos taninos de formar complexos deve-se à presença de sítios ativos, que permitem a interação com outras moléculas. Os coloides possuem dupla camada



elétrica, que faz com que eles se repilam, onde os sítios ativos presentes no tanino desestabilizam essa dupla camada, assim, dá-se início à formação de flocos.

Segundo Cruz (2004), o coagulante à base de tanino é efetivo em ampla faixa de pH e elimina o uso de alcalinizantes, além de não acrescentar metais ao processo e diminuir o volume de lodo gerado. Devido a sua origem orgânica, pode ser biologicamente degradado.

Desse modo, o uso do tanino associado à eletrofloculação traz inúmeros benefícios e torna o processo de tratamento do efluente e a disposição final dos resíduos mais sustentáveis, já que além de eliminar coloides ainda é capaz de diminuir a produção de lodo e seu potencial poluidor.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 Objetivo geral

Avaliar o desempenho da eletrofloculação e da combinação eletrofloculação/coagulação orgânica no tratamento de efluentes de um matadouro e frigorífico de suínos.

### 2.2 Objetivos específicos

- Avaliar a remoção da demanda química de oxigênio (DQO), turbidez, cor, nitrogênio total Kjeldahl e fósforo total no efluente de um matadouro e frigorífico de suínos a partir da técnica eletroquímica e otimizar as variáveis diferencial de potencial (ddp) e tempo de detenção hidráulica (TDH) em um reator batelada de eletrofloculação utilizando eletrodos de alumínio;

- Avaliar a remoção da demanda química de oxigênio (DQO), turbidez, cor e nitrogênio total Kjeldahl do efluente de um matadouro e frigorífico de suínos através da técnica eletroquímica e otimizar as variáveis corrente elétrica e tempo de detenção hidráulica (TDH) em um reator de fluxo contínuo de eletrofloculação utilizando eletrodos de alumínio;

- Avaliar a remoção da demanda química de oxigênio (DQO), turbidez, cor e nitrogênio total Kjeldahl (NTK) do efluente de um matadouro e frigorífico de suínos através da combinação eletrofloculação/coagulação orgânica e otimizar as variáveis corrente elétrica, tempo de detenção hidráulica e concentração de coagulante a base de tanino em um reator batelada;

- Avaliar o custo com energia elétrica, consumo dos eletrodos e coagulante orgânico para o processo de eletrofloculação e combinação eletrofloculação/coagulação orgânica;

- Analisar o alumínio residual no efluente tratado após a eletrofloculação e combinação eletrofloculação/coagulação orgânica.

### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 Características dos efluentes de frigoríficos de suínos

Os frigoríficos de suínos geram grandes volumes de efluentes e com elevado poder poluidor. Segundo Pacheco & Yamanaka (2006), estes efluentes caracterizam-se por apresentar elevada carga orgânica devido à presença de sangue, gordura, esterco, conteúdo estomacal não digerido, conteúdo intestinal, elevado conteúdo de gordura, flutuações de pH em função do uso de agentes de limpeza ácidos e básicos, elevados conteúdos de nitrogênio, fósforo, sal e flutuações de temperatura pelo uso de água quente e fria. Fragmentos de carne, gorduras e de vísceras normalmente são encontrados nesses efluentes.

Dessa maneira, esses efluentes apresentam elevadas concentrações de DQO, DBO, nitrogênio orgânico, fósforo, sólidos sedimentáveis, sólidos suspensos, sólidos voláteis e gorduras. Corroborando com essas informações, Pan et al. (2014), ao caracterizarem o efluente de frigorífico, encontraram, em média, 6057 mg L<sup>-1</sup> de DQO, 172,6 mg L<sup>-1</sup> de nitrogênio total, 52 mg L<sup>-1</sup> de fósforo total e 1843 mg L<sup>-1</sup> de sólidos suspensos.

Palatsi et al. (2010), em seu trabalho sobre a biodigestão de resíduos de frigoríficos, caracterizaram o efluente e encontraram em média 930 mg L<sup>-1</sup> de sólidos totais, 530 mg L<sup>-1</sup> de sólidos voláteis, 150 mg L<sup>-1</sup> de nitrogênio total Kjeldahl, 84 mg L<sup>-1</sup> e 100 mg L<sup>-1</sup> de óleos e graxas.

Bustillo-Lecompte & Mehrvar (2015) citam que os efluentes de frigoríficos podem apresentar valores de DQO que variam de 500 a 15900 mg L<sup>-1</sup>, nitrogênio total de 50 a 841 mg L<sup>-1</sup>, pH de 4,9 a 8,1, cor de 175 a 400 UC e turbidez de 200 a 300 UNT.

Koby et al. (2006), ao tratarem água residuária provinda de frigoríficos a partir da técnica de eletrocoagulação, encontraram 1,99 mS cm<sup>-1</sup> como resultado para condutividade.

Bazrafshan et al. (2012), ao caracterizarem água residuária de frigorífico, encontraram valor de 5817 mg L<sup>-1</sup> para DQO, 7,31 de pH, 3247 mg L<sup>-1</sup> de sólidos suspensos totais, 9,14 mS cm<sup>-1</sup> de condutividade elétrica e 137 mg L<sup>-1</sup> de NTK.

#### 3.2 Eletrofloculação

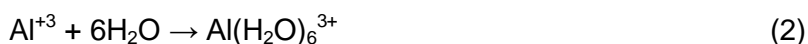
A eletrofloculação é um processo eletroquímico inovador que se destaca no tratamento de efluentes (CERQUEIRA et al., 2009). Ela utiliza corrente elétrica e envolve reatores eletroquímicos, nos quais são gerados coagulantes *in situ*, por oxidação eletrolítica

de um material apropriado no ânodo. Geralmente, na região anódica emprega-se ferro ou alumínio, pois são materiais de baixo custo, eficazes e prontamente disponíveis no mercado. A geração de íons metálicos ocorre no ânodo, enquanto a de gás hidrogênio ocorre no cátodo (GOBBI, 2013).

Segundo Crespilho & Rezende (2004), a eletrofloculação ocorre em quatro etapas: a geração eletroquímica do agente coagulante, a eletrocoagulação, eletrofloculação e a flotação das impurezas.

A geração eletroquímica do agente coagulante ocorre a partir da dissolução do ânodo de eletrodos de alumínio submetido a uma corrente elétrica obtida (CERQUEIRA et al., 2011). Além da corrente elétrica, outros fatores devem ser considerados como a condutividade da solução, a resistividade do meio e o potencial aplicado entre os eletrodos. De modo geral, todos esses fatores estão relacionados entre si, e, uma vez controlados, a geração do agente coagulante passa a ser monitorada pela corrente obtida (CRESPILHO & REZENDE, 2004).

Na eletrocoagulação, o material de carga positiva pode reagir com as cargas negativas da solução; ocorre a hidrólise que libera hidróxido de alumínio, responsável pelo tratamento do efluente submetido ao processo (BRITO et al., 2012). Processos de adsorção e neutralização podem ocorrer também nesta etapa, porém, seus efeitos são menos expressivos quando comparados com a ação do hidróxido de alumínio. As Equações 1, 2, 3 e 4 descrevem as etapas da hidrólise do  $Al^{3+}$ , todavia, a Equação 1 representa a oxidação do alumínio sólido, enquanto a Equação 2 refere-se à solvatação do cátion formado, a Equação 3 à formação do agente coagulante e a Equação 4 refere-se às reações secundárias (CRESPILHO & REZENDE, 2004).



Na etapa de eletrofloculação, os complexos de alumínio adsorvem-se em partículas coloidais e originam partículas maiores. Essa etapa, também chamada de floculação, consiste em maior desestabilização do sistema e os flocos podem ser removidos por

flotação. Assim, a formação de flocos pode ser considerada resultado de dois fenômenos: a hidrólise do alumínio e do transporte das espécies hidrolisadas, que promove o contato com as impurezas e, em seguida, a floculação (CRESPIELHO & REZENDE, 2004).

Por fim, a eletroflotação promove a separação das impurezas por flotação. Isso ocorre devido ao potencial aplicado, formando microbolhas de hidrogênio no cátodo, como mostra a Equação 5.



As bolhas de hidrogênio que são formadas promovem o arraste dos flocos formados até a superfície da solução.

A eletrofloculação oferece algumas vantagens a mais do que a coagulação química tradicional, pois utiliza menor quantidade de íon coagulante e, conseqüentemente, gera menor volume de lodo. As instalações são compactas e a injeção de coagulantes nas soluções é de fácil manuseio, além de controlar a corrente elétrica (RICORDEL et al., 2010).

Crespilho & Rezende (2004) destacam algumas desvantagens que a eletrofloculação pode apresentar: os eletrodos precisam ser regularmente substituídos, caso sofram passivação; o uso de eletricidade pode significar custo elevado em alguns lugares; um filme de óxido impermeável pode ser formado nos cátodos, o qual conduz à perda de eficiência da unidade de eletrofloculação; e é requerida elevada condutividade do efluente, que necessita, por vezes, a adição de sais.

### 3.3 Tratamento de efluentes a partir da eletrofloculação

Alguns trabalhos são apresentados em que os autores utilizaram a eletrofloculação para a remoção de poluentes em efluentes (Tabela 1).

**Tabela 1** Trabalhos que utilizaram eletrofloculação no tratamento de efluentes

Referências	Efluente	Eletrodo	TDH, volume e densidade de corrente ou corrente	Parâmetros analisados e de remoção
ABER, et al (2009)	Sintético contendo Cr	Fe	30 min, 500 mL e 50 A m <sup>-2</sup>	98% de remoção de cromo.
ZONGO, et al (2009)	Têxtil	Al e Fe	60 min, 2L e 100 A m <sup>-2</sup>	88% de remoção de DQO para ambos eletrodos.

**Tabela 1** Trabalhos que utilizaram eletrofloculação no tratamento de efluentes.**(continuação)**

Referência	Efluente	Eletrodo	TDH, volume e densidade de corrente ou corrente	Parâmetros analisados e remoção
LIAKOS & LAZARIDIS (2014)	Vinhoto	Al	60 min, 250 mL e 0,5 A	90% de remoção de Cor.
CHAFI, et al (2011)	Têxtil	Al e Fe	5 min, 250 mL, 15 mA cm <sup>-2</sup> (Al) e 7,5 mA cm <sup>-2</sup> (Fe)	93,4 % de remoção de Cor com o eletrodo de Al e 98,1% de remoção de Cor com eletrodo de Fe.
EMAMJOMEH & SIVAKUMAR (2009)	Água com fluoreto	Al	55 min, 150 mL min <sup>-1</sup> e 50 A cm <sup>-2</sup> .	99% de remoção de fluoreto.
PALÁCIO, et al. (2009)	Efluente têxtil	Fe	60 min, 1 L e 142,9 A m <sup>-2</sup> .	Remoção de 97%, 77% e 55% para turbidez, DQO e COT, respectivamente.
BRITO, et al. (2012)	Biodiesel	Al	24 h, 1 L e 0,1 A.	Remoção de 98% de turbidez.
MENESES, et al. (2012)	Biodiesel	Al	40 min, 600 mL e corrente não informada	Remoção de 99,23% de óleos e graxas.
ULUCAN, et al. (2014)	Água de lastro	Al	13 min, volume não informado e 9,87 mA cm <sup>-2</sup> .	Remoção de 90,3% de DQO e 81,7% de óleos e graxas
BORBA, et al. (2010)	Subprodutos avícolas	Al	20 min, 900 mL e 43,9 A m <sup>-2</sup> .	Remoção de 98,4%, 99,4% e 97,6% para DQO, cor e turbidez, respectivamente.
ASSELIN et al. (2008)	Efluente de frigorífico	Aço e Al	60 e 90 min, 1,7 L e 0,3 A	Remoção de 86% de DBO, 99% de óleos e graxas, 82% de DQO, 89% SST e 90% de turbidez.

**Tabela 1** Trabalhos que utilizaram eletrofloculação no tratamento de efluentes.**(conclusão)**

Referência	Efluente	Eletrodo	TDH, volume e densidade de corrente ou corrente	Parâmetros analisados e de remoção
BAYRAMOGLU et al. (2006)	Frigorífico de aves	Fe e Al	25 min, 250 mL e 150 A m <sup>-2</sup> .	Remoção de 93% de DQO e 98% de óleos e graxas
KHENNOUSSI et al. (2013)	Matadouro	Fe	25 min, 1 L e 12 V	Remoção de 92,6% de DQO, 76,2% de NT, 95,4% de ortofosfato e 62,5% de óleos e graxas.
BAYAR et al. (2011)	Frigorífico de aves	Alumínio	30 min, 850 mL e 0,5 mA cm <sup>-2</sup> .	Remoção de 85% para DQO e 98% para turbidez.

### 3.4 Tanino vegetal

O tanino é um termo técnico que se refere a compostos orgânicos vegetais, formados por substâncias fenólicas que possuem estrutura molecular complexa. O tanino é constituído por polifenóis simples, carboidratos, aminoácidos e gomas hidroxidolodais. A fórmula química é expressa por  $C_6H_5COOC_6H_5$ , cujo grupo carbonila é característico “tanígeno” (PELEGRINO, 2011).

Segundo Beltrán-Heredia et al. (2011a), taninos são compostos polifenólicos vegetais solúveis em água. O peso molecular varia entre 500 e alguns milhares de daltons e são de grande interesse ecológico e econômico (MONTEIRO et al., 2005). Os taninos estão presentes em várias fontes renováveis, como na casca de acácia negra (*Acacia mearnsii*), *Pinus radiata* e na madeira do cerne de quebracho (*Schinopsis sp*) (MORI et al., 2001).

Nos vegetais, os taninos têm a função de defesa e proteção. Em virtude da adstringência presente em vegetais com esses compostos, observa-se que eles impedem o ataque de herbívoros em determinados locais da planta, como frutos, sementes e casca (AZEVEDO et al., 2015). Segundo a estrutura química, os taninos são classificados em dois grupos: hidrolisáveis e condensados (MONTEIRO et al., 2005).

Os taninos hidrolisáveis possuem o ácido gálico como unidade básica, o qual pode estar ligado a estruturas glicosídicas. Os taninos condensados baseiam-se em unidades monoméricas do tipo flavan-3-ol, como é o caso do tanino da *Acacia mearnsii* (MANGRICH et al., 2014).

Os taninos apresentam a propriedade de transformar a pele de animais em couro, produção de plásticos, anticorrosivos, cola e flocculantes. Dessa maneira, podem ser usados nas indústrias de curtimento, anticorrosivos, flocculantes, bebidas e plásticos (PELEGRINO, 2011).

### **3.5 Coagulante à base de tanino**

É proposto o uso de polímeros catiônicos orgânicos preparados a partir de produtos naturais, como o tanino extraído da acácia negra, a fim de substituir polímeros inorgânicos ou orgânicos sintéticos, ou sais de alumínio ou ferro, como apoio sustentável ao tratamento de águas no Brasil para minimizar problemas nas estações de tratamento de águas e de esgotos das pequenas e grandes cidades, e nos grandes projetos de despoluição de rios e lagoas nas áreas urbanas (MANGRICH et al., 2014).

Para o tratamento de águas e efluentes, os taninos podem ser usados de duas maneiras: gelificados e cationizados. A gelificação de taninos é um procedimento químico que imobiliza o tanino no interior de uma matriz insolúvel. Assim, são mantidas propriedades tais como a quelação de metais (BELTRÁN-HEREDIA et al., 2011a).

Segundo os mesmos autores, a cationização de taninos consiste em uma reação química que confere caráter catiônico para a matriz orgânica do tanino, de modo que as principais características (solubilidade, estabilidade a diferentes níveis de pH ou atividade quelante de metais pesados) são mantidas enquanto outras são adicionadas. As novas habilidades estão relacionadas com a atividade coagulante porque os produtos com carga positiva podem desestabilizar coloides aniônicos, uma vez que são misturados em solução aquosa. Uma grande variedade de substâncias aniônicas pode ser desestabilizada e subsequentemente removida com esses tipos de coagulantes.

Pelegrino (2011) cita que coagulantes à base de taninos são efetivos a uma ampla faixa de pH. E, normalmente, elimina-se a necessidade do uso de alcalinizantes, como soda ou cal, a fim de se reduzir o volume do lodo a ser descartado. Outra característica dos taninos é a capacidade de adsorver metais dissolvidos em água que, ao se aglutinarem, precipitam, e assim podem ser removidos.



Por se apresentar como um potencial coagulante, o tanino tem sido objeto de estudo de vários pesquisadores para aplicação no tratamento de águas e efluentes.

Beltrán-Heredia et al. (2011a), ao otimizarem a sintetização de um novo coagulante a partir de um extrato de tanino e a partir de testes com o coagulante, obtiveram elevada remoção de surfactantes, turbidez e cor. Ferrari-Lima et al. (2013), ao utilizarem tanino como coagulante no pré-tratamento de efluente de uma central de combustíveis, obtiveram 73% de remoção para DQO, 52% para COT, 90% para turbidez, 51% para sólidos totais e 18% para óleos e graxas.

Souza et al. (2013), ao tratarem vinhaça com coagulante de tanino vegetal, obtiveram 98% de remoção para a turbidez e 87% de remoção para cor. Barrado-Moreno et al. (2016) utilizaram coagulante à base de tanino vegetal para a remoção de algas em água doce e obtiveram redução de 80% de *Oocystis algae* com 5 mg L<sup>-1</sup> de coagulante. E, em um estudo sobre purificação de águas residuárias de indústria têxtil a partir da utilização de coagulante à base de tanino, Beltrán-Heredia et al. (2011b) obtiveram elevada taxa de remoção de vários corantes.

Ao avaliarem o desempenho de um novo coagulante à base de tanino, Beltrán-Heredia et al. (2012) obtiveram a remoção de 70% de surfactante e 85% de corantes. Enquanto Sánchez-Martín et al. (2014) extraíram, da *Quebracho colorado*, tanino para a elaborar novo coagulante e, nos testes preliminares do novo produto, os resultados apresentaram-se viáveis no que tange à remoção de detergentes e corantes.

Sánchez-Martín et al. (2012) estudaram a remoção de *Acid Blue 9* com coagulante à base de tanino extraído através da polimerização da *Acacia mearnsii* e obtiveram elevadas remoções com pequenas concentrações de coagulante.

#### 4 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABER, S.; AMANI-GHADIM, A. R.; MIRZAJANI, V. Removal of Cr(VI) from polluted solutions by electrocoagulation: Modeling of experimental results using artificial neural network. **Journal of Hazardous Materials**. v. 171, p. 484 – 490, 2009.
- 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.
- AZEVEDO, T. K. B.; PAES, J. B.; CALEGARI, L.; NASCIMENTO, J. W. B. Qualidade dos taninos de jurema-preta (*Mimosa tenuiflora*) para a produção de adesivo tanino formaldeído. **Ciência Florestal**, v. 25, n. 2, p. 507 – 514, 2015.
- BARRADO-MORENO, M. M.; BELTRÁN-HEREDIA, J.; MARTÍN-GALLARDO. Removal of Oocystis algae from freshwater by means of tannin-based coagulant. **Journal of Applied Phycology**, v. 28, p. 1589 – 1595, 2016.
- BAYAR, S.; YILDIZ, Y. S.; YILMAZ, A. E.; IRDEMEZ, S. The effect of stirring speed and current density on removal efficiency of poultry slaughterhouse wastewater by electrocoagulation method. **Desalination**. v. 280, p. 103 – 107, 2011.
- BAYRAMOGLU, M.; KOBYA, M.; EYVAZ, M.; SENTURK, E. Technical and economic analysis of electrocoagulation for the treatment of poultry slaughterhouse wastewater. **Separation and Purification Technology**. v. 51, p. 404 – 408. 2006.
- BAZRAFSHAN, E.; MOSTAFAPOUR, F. K.; FARZADKIA, M.; OWNAGH, K. A.; MAHVI, A, H. Slaughterhouse Wastewater Treatment by Combined Chemical Coagulation and Electrocoagulation Process. **Plos One**. v. 7, n. 6, p. 1 – 8. 2012.
- BELTRÁN- HEREDIA, J.; SÁNCHEZ-MARTÍN, J.; DÁVILA-ACEDO, M. A. Optimization of the synthesis of a new coagulant from a tannin extract. **Journal of Hazardous Materials**. v. 186, n. 2-3, p. 1704 – 1712, 2011a.
- BELTRÁN- HEREDIA, J.; SÁNCHEZ-MARTÍN, J.; GÓMEZ-MUÑOZ, C. Performance and characterization of a new tannin-based coagulant. **Applied Water Science**. v. 2, n. 3, p. 199 – 208, 2012.
- BELTRÁN- HEREDIA, J.; SÁNCHEZ-MARTÍN, J.; RODRÍGUEZ-SÁNCHEZ, M. T. Textile wastewater purification through natural coagulants. **Applied Water Science**. v. 1, n. 1, p. 25 – 33, 2011b.
- BORBA, F. H.; MANENTI, D. R.; MÓDENES, A. N.; MORA, N. D.; EZPINOZA-QUIÑONES, F. R.; PALÁCIO, S. M.; YASSUE, P. H.; NASCIMENTO, R. 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, 2010.
- BRITO, J. F.; FERREIRA, L. O.; SILVA, J. P. Tratamento da água de purificação do biodiesel utilizando eletrofloculação. **Química Nova**. v. 35, n. 4, p. 728 – 732, 2012.

- BUSTILLO-LECOMPTE, C. F.; MEHRVAR, M. Slaughterhouse wastewater characteristics, treatment, and management in the meat processing industry: A review on trends and advances. **Journal of Environmental Management**. v. 161, p. 287 – 302, 2015.
- CERQUEIRA, A.; RUSSO, C., MARQUES, M. R. C. Electroflocculation for textile wastewater treatment. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 26, n. 4, p. 659-668, 2009.
- CERQUEIRA, A. A.; MARQUES, M. R. C.; RUSSO, C. Avaliação do processo eletrolítico em corrente alternada no tratamento de água de produção. **Química Nova**. v. 34, n. 1, p. 59 – 63, 2011.
- CHAFI, M.; GOURICH, B.; ESSADKI, A.H.; VIAL, C.; FABREGAT, A. Comparison of electrocoagulation using iron and aluminium electrodes with chemical coagulation for the removal of a highly soluble acid dye. **Desalination**. v. 281, p. 285 – 292, 2011.
- CRESPILHO, F. N.; REZENDE, M. O. O. **Eletroflotação: Princípios e aplicações**. 1. ed. São Carlos: Rima, 2004.
- CRUZ, J. G. H. **Alternativas para a aplicação de coagulante vegetal à base de tanino no tratamento do efluente de uma lavanderia industrial**. 76f. Dissertação (Mestrado em engenharia). Programa de Pós-Graduação em Engenharia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, UFRGS, Porto Alegre, 2004.
- EMAMJOMEH, M. M.; SIVAKUMAR, M. Fluoride removal by a continuous flow electrocoagulation reactor. **Journal of Environmental Management**. v. 90, n. 2, p. 1204 – 1212, 2009.
- FERRARI-LIMA, A. M.; MARQUES, R. G.; FERNANDES-MACHADO, N. R. C.; GIMENES, M. L. Photodegradation of petrol station wastewater after coagulation/flocculation with tannin-based coagulant. **Catalysis Today**. v. 209, p. 79 – 83, 2013.
- GERBENS-LEENES, P. W.; MEKONNEN, M. M.; HOEKSTRA, A. Y. The water footprint of poultry, pork and beef: a comparative study in different countries and production systems. **Water Resources and Industry**. v. 1 e 2, p. 25 – 36, 2013.
- GOBBI, L. C. A. **Tratamento de água oleosa por eletrofloculação**. 120f. Dissertação (Mestrado em Energia). Programa de Pós-Graduação em Energia da Universidade Federal do Espírito Santo, UFES, São Mateus, 2013.
- KHENNOUSSI, A.; CHAOUCH, M.; CHAHLAOU, A. Treatment of the effluent from a red meat slaughterhouse by electrocoagulation flotation with iron electrodes. **Revue des Sciences de l'Eau**. v. 26, n. 2, p. 135 – 150, 2013.
- KOBYA, M.; SENTURK, E.; BAYRAMOGLU, M. Treatment of poultry slaughterhouse wastewater by electrocoagulation. **Journal of Hazardous Materials**. v. 133, p. 172 – 176, 2006.
- LIAKOS, T. I.; LAZARIDIS, N. K. Melanoidins removal from simulated and real wastewaters by coagulation and electro-flotation. **Chemical Engineering Journal**. v. 242, p. 269 – 277, 2014.
- MANGRICH, A. S.; DOUMER, M. E.; MALLMANN, A. S.; WOLF, C. R. Química Verde no Tratamento de Águas: Uso de Coagulante Derivado de Tanino de *Acacia mearnsii*. **Revista**

**Virtual de Química.** v. 6, n. 1, p. 2 – 15, 2014.

MEKONNEN, M. M.; HOEKSTRA, A. Y. A global assessment of the water footprint of farm animal products. **Ecosystems.** v. 15, n. 3, p. 401 – 415, 2012.

MENESES, J. M.; VASCONCELOS, R. F.; FERNANDES, T. F.; ARAÚJO, G. T. Tratamento do efluente do biodiesel utilizando a eletrocoagulação/flotação: investigação dos parâmetros operacionais. **Química Nova,** v. 35, n. 2, p. 235-240, 2012.

MONTEIRO, J. M.; ALBUQUERQUE, U. P.; ARAÚJO, E. L. Taninos: uma abordagem da química à ecologia. **Química Nova,** v. 28, n. 5, p. 892-896, 2005.

MORI, C.; PIMENTA, A. S.; VITAL, B. R.; MORI, F. A. Uso de taninos de três espécies de Eucalyptus na produção de adesivos para colagem de madeira. **Revista Árvore,** v. 25, n. 1, p. 19-28, 2001.

PACHECO, J. W.; YAMANAKA, H. T. **Guia técnico ambiental de abates (bovino e suíno).** São Paulo: CETESB, 2006.

PALATSI, J.; VIÑAS, M.; GUIVERNAU, M.; FERNANDEZ, B.; FLOTATS, X. Anaerobic digestion of slaughterhouse waste: Main process limitations and microbial community interactions. **Bioresource Technology.** v. 102, p. 2219 – 2227, 2011.

PALÁCIO, S. M.; ESPINOZA-QUIÑONES, F. R.; MÓDENES, A. N.; OLIVEIRA, C. C.; BORBA, F. H.; SILVA JR, F. G. Toxicity assessment from electrocoagulation treated textile dye wastewaters by bioassays. **Journal of Hazardous Materials.** v. 172, p. 330 – 337, 2009.

PAN, M.; WEN, X.; WU, G.; ZHANG, M.; ZHAN, X. Characteristics of nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) emission from intermittently aerated sequencing batch reactors (IASBRs) treating slaughterhouse wastewater at low temperature. **Biochemical Engineering Journal.** v. 86, p. 62 – 68, 2014.

PELEGRINO, E. C. F. **Emprego de coagulante à base de tanino em sistema de pós-tratamento de efluente de reator UASB por flotação.** 161f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento). Programa de Pós-Graduação em Hidráulica e Saneamento da Universidade de São Paulo, USP, São Carlos, 2011.

RICORDEL, C.; DARCHEN, A.; HADJIEV, D. Electrocoagulation–electroflotation as a surface water treatment for industrial uses. **Separation and Purification Technology.** v. 74, p. 342 – 347, 2010.

SÁNCHEZ-MARTÍN, J.; BELTRÁN-HEREDIA, J.; COCO-RIVERO, B. New lab-made coagulant based on *Schinopsis balansae* tannin extract: synthesis optimization and preliminary tests on refractory water pollutants. **Applied Water Science.** v. 4, n. 3, p. 261 – 271, 2014.

SÁNCHEZ-MARTÍN, J.; BELTRÁN-HEREDIA, J.; RODRÍGUEZ-SANCHEZ, M. Removal of Erioglaucine (Acid Blue 9) with a new coagulant agent from *Acacia mearnsii* tannin extract. **Coloration Technology.** v. 128, n. 1, p. 15 - 20, 2012.

SKORONSKI, E.; NIERO, B.; FERNANDES, M.; ALVES, M. V.; TREVISAN, V. Estudo da aplicação de tanino no tratamento de água para abastecimento captada no rio Tubarão, na cidade de Tubarão, SC. **Ambiente & Água**. v. 9, n. 4, p. 679 – 687. 2014.

SOUZA, R. P.; GIRARDI, F.; SANTANA, V. S.; FERNANDES-MACHADO, N. R. C.; GIMENES, M. L. Vinasse treatment using a vegetable-tannin coagulant and photocatalysis. **Acta Scientiarum**. v. 35, n. 1, p. 89 – 95. 2013.

ULUCAN, K.; KABUK, H. A.; ILHAN, F.; KURT, U. Electrocoagulation Process Application in Bilge Water Treatment Using Response Surface Methodology. **International Journal of Electrochemical Science**. v. 9, p. 2316 – 2316, 2014.

ZONGO, I.; MAIGA, A. H.; WÉTHÉ, J.; VALENTIN, G.; LECLERC, J.; PATERNOTTE, G.; LAPICQUE, F. Electrocoagulation for the treatment of textile wastewaters with Al or Fe electrodes: Compared variations of COD levels, turbidity and absorbance. **Journal of Hazardous Materials**. v. 169, p. 70 – 76, 2009.

## 5 ARTIGOS

### 5.1 Artigo 1 - Otimização do tratamento de efluente de matadouro e frigorífico por meio da eletrofloculação em reator batelada

#### RESUMO

O objetivo desse trabalho foi avaliar a remoção da DQO, turbidez, cor, nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e fósforo total no efluente de um matadouro e frigorífico de suínos a partir da técnica eletroquímica e otimizar as variáveis ddp e TDH em um reator batelada de eletrofloculação utilizando eletrodos de alumínio. O sistema de tratamento da eletrofloculação consistiu em um reator batelada de bancada, o qual comportou os eletrodos de sacrifício de alumínio assim como o efluente a ser tratado. Os eletrodos foram conectados a uma fonte de corrente contínua. O delineamento experimental utilizado foi um fatorial completo  $2^2$ . Para a turbidez, os valores de eficiência de remoção obtidos variaram de 92,85% a 99,28%; para a cor variaram de 81,34% a 98,93%, para a DQO variaram de 58,61% a 81,01%, para o NTK variaram de 35,26% a 67,15% e para o fósforo variaram de 67,10% a 99%. Assim, foi possível obter modelos matemáticos para a remoção dos parâmetros analisados, exceto para o fósforo e, ao se calcular a função da desejabilidade, as condições otimizadas de tratamento foram de 30 minutos para o TDH e 20 volts para a DDP. Isso corresponde a 0,86 A de corrente elétrica e uma densidade de corrente igual a  $17,2 \text{ mA cm}^{-2}$ . O alumínio residual variou de 15,254 a 54,291  $\text{mg L}^{-1}$  e o custo do tratamento ficou em R\$ 7,90  $\text{m}^{-3}$ .

**PALAVRAS-CHAVE:** Eletrocoagulação, tratamento eletrolítico, tratamento físico-químico.

#### ABSTRACT

This study aimed at evaluating the removal of COD, turbidity, color, Total Kjeldahl Nitrogen (TKN) and total phosphorus in the studied effluent from a swine slaughterhouse and packing plant by the electrochemical technique and optimizing variables such as pd and HRT in a batch reactor of electroflocculation using aluminum electrodes. The electroflocculation treatment system consisted of a bench-scale batch reactor, which support sacrificial aluminum electrodes as well as the effluent to be treated. The electrodes were connected to a source of direct current. The experimental design used was a  $2^2$  complete factorial. For the turbidity, the efficiency values for removal ranged from 92.85% to 99.28%; for the color, these answers ranged from 81.34% to 98.93%; for COD, they ranged from 58.61 to 81%; for TKN, the answers ranged from 35.26% to 67.15% and phosphorus answers ranged from 67.10% to 99%. It was possible to obtain mathematical models to remove the analyzed parameters, but for phosphorus, and calculate the desirability function, the best optimized conditions of treatment were of 30 minutes for HDT and 20 volts for dp corresponding to 0.86 A for electric current and a  $17.2 \text{ mA cm}^{-2}$  current density. Residual aluminum ranged from 15.254 to 54.291  $\text{mg L}^{-1}$  and the cost of treatment was R\$ 7.90  $\text{m}^{-3}$ .

**KEYWORDS:** electrocoagulation, electrolytic treatment, physical-chemical treatment.

### 5.1.1 Introdução

Várias são as atividades que utilizam a água em grandes quantidades e geram efluentes com elevado teor de poluição. As atividades agroindustriais, como o abate de suínos e a industrialização da sua carne, destacam-se nesse sentido.

Segundo o IPPC (2005), são utilizados de 100 a 519 litros de água por suíno abatido. Conforme BRASIL (1995), o volume diário mínimo de água disponível para abater um suíno deve ser de 850 litros. De acordo com o anexo 7 da resolução CEMA 70/09, o valor de referência de vazão de efluente de frigorífico de suíno é de 1 m<sup>3</sup> por animal abatido (PARANÁ, 2009).

Em termos de matéria orgânica, Von Sperling (2005) cita que o efluente de um frigorífico de suínos pode apresentar uma demanda bioquímica de oxigênio de 1000 a 5000 mg.L<sup>-1</sup>, ou seja, há elevada concentração de matéria orgânica.

Tradicionalmente, no Brasil, o tratamento desses efluentes ocorre por processos biológicos, principalmente em lagoas de estabilização e lagoas mecanicamente aeradas, devido aos fatores climáticos favoráveis que o País apresenta. Quando bem projetadas, as lagoas apresentam bons índices para a remoção de matéria orgânica, entretanto, ocupam uma grande área para serem construídas e muitas vezes apresentam baixa eficiência na remoção de nutrientes.

Outra dificuldade que pode se apresentar pelo sistema de lagoas é quando ocorre aumento da produção do frigorífico, pois o volume de efluente gerado aumentará e, conseqüentemente, a demanda por área para o tratamento biológico crescerá, o que nem sempre é possível de se obter, dependendo do que circunvizinha a empresa. Assim, são necessários sistemas mais compactos para o tratamento.

A necessidade de grandes áreas advém dos elevados tempos de detenção das lagoas. Von Sperling (2002) cita que lagoas anaeróbias possuem tempo de detenção que varia de 3 a 6 dias; o tempo de detenção das lagoas facultativas é de 15 a 45 dias, para as lagoas aeradas facultativas, o tempo é de 5 a 10 dias e para as lagoas aeradas de mistura completa, a variação é de 2 a 4 dias.

Nesse sentido, os processos eletroquímicos emergem como técnicas inovadoras para o tratamento de efluentes industriais, com destaque para a técnica de eletrofloculação (CERQUEIRA et al., 2009). Essa pode substituir os processos biológicos com sucesso.

A eletrofloculação caracteriza-se pela fácil operação, baixa produção de lodo, e dispensa o manuseio de produtos químicos (EMAMJOMEH & SIVAKUMAR, 2009) com baixo tempo de detenção hidráulica no reator, ou seja, compõe um sistema compacto.

Também conhecida como eletrocoagulação ou eletroflotação, a eletrofloculação desempenha papel importante entre as técnicas não convencionais de tratamento de água e efluentes industriais. E, para Crespilho & Rezende (2004), isso se deve à sua versatilidade, tanto no modo operacional quanto na eficiência de remoção de contaminantes. Por conseguinte, torna-se viável a sua aplicação no tratamento de efluentes de frigorífico de suínos.

A eletrocoagulação é uma técnica eletrolítica que envolve a dissolução de um metal (geralmente ferro ou alumínio) no anodo com a formação simultânea de íons hidroxilas, e a geração de gás hidrogênio no cátodo, o qual pode ser recuperado para a utilização como fonte de energia ou um reagente para outras aplicações industriais (PHALAKORNKULE et al., 2010).

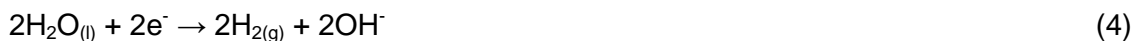
Em reator de eletrocoagulação constituído por um ânodo e um cátodo, quando um potencial é aplicado a partir de uma fonte de energia externa, o material do ânodo sofre oxidação, enquanto o cátodo fica sujeito à redução ou deposição redutiva de metais elementares (YAHIAOUI et al., 2011).

As reações com o metal M como eletrodo podem ser resumidas como se segue:

No ânodo:



No cátodo:



Os íons metálicos produzidos pela corrosão de Al ou Fe se comportam de forma semelhante ao alumínio ou ferro dos coagulantes químicos. No entanto, as características dos agregados dos flocos gerados durante o processo de eletrocoagulação diferem drasticamente daquelas geradas por coagulação química. Assim, o lodo gerado em um processo de eletroflotação tende a conter menor umidade e é mais resistente ao cisalhamento e mais facilmente filtrável. Outras vantagens da electrocoagulação sobre a coagulação química são: a quantidade de produtos químicos necessários é inferior, a



salinidade da água residual não aumenta e as instalações são compactas. Além disso, as bolhas de gás gerado no cátodo podem contribuir para a flutuação dos flocos, sendo facilmente recuperados (VALERO et al., 2011; RICORDEL et al., 2010).

Palahouane et al. (2015) acrescentam outras vantagens da eletrocoagulação como eficiência elevada, rápida taxa de reação, custo-benefício, equipamento simples e tamanho compacto de sistemas EC, que permitam tratamento descentralizado e evitem-se adições químicas e haja facilidade de automação.

Vários são os trabalhos que utilizaram esta tecnologia para o tratamento de efluentes. Liakos & Lazaridis (2014) aplicaram a eletrofloculação no tratamento de vinhoto. Ulucan et al. (2014) utilizaram-se da referida técnica para o tratamento de água de lastro. Brito et al. (2012) e Meneses et al. (2012) trataram água de purificação de biodiesel com a eletrofloculação.

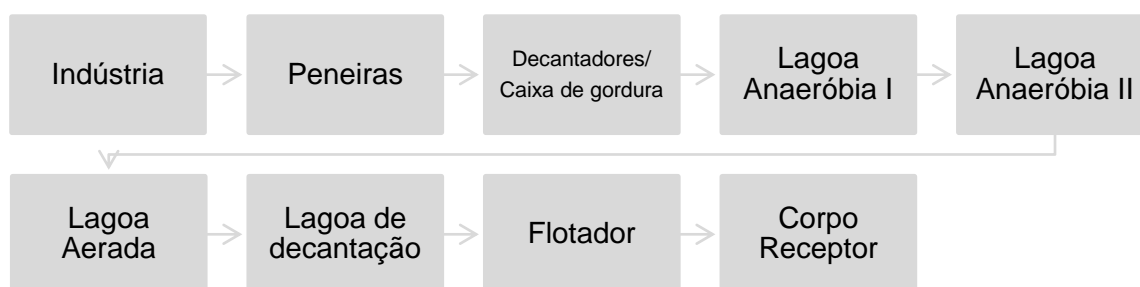
Dessa maneira, o objetivo desse trabalho foi avaliar a remoção da demanda química de oxigênio (DQO), turbidez, cor, nitrogênio total Kjeldahl e fósforo total no efluente de um matadouro e frigorífico de suínos através da técnica eletroquímica e otimizar as variáveis diferencial de potencial (ddp) e tempo de detenção hidráulica (TDH) em um reator batelada de eletrofloculação utilizando eletrodos de alumínio bem como o custo que envolve a eletrólise e o alumínio residual no efluente tratado.

## **5.1.2 Material e métodos**

### **5.1.2.1 Efluente de frigorífico e matadouro de suínos**

O efluente utilizado no estudo provém de um matadouro e frigorífico de suínos localizados na região Oeste do Paraná. Essa indústria abate aproximadamente 6.500 animais e produz uma vazão de 5.200 m<sup>3</sup> de efluente por dia.

Na Figura 1, apresenta-se o fluxograma ilustrativo da estação de tratamento de efluente da indústria.



**Figura 1** Fluxograma da estação de tratamento de efluente do frigorífico.

O efluente utilizado para os ensaios de eletrofloculação foi coletado em um único momento após a saída dos decantadores/caixa de gordura, armazenado em recipientes de plástico com volume de 5 litros e material caracterizado, de acordo com os parâmetros apresentados na Tabela 1.

**Tabela 1** Análises físico-químicas para caracterização do efluente.

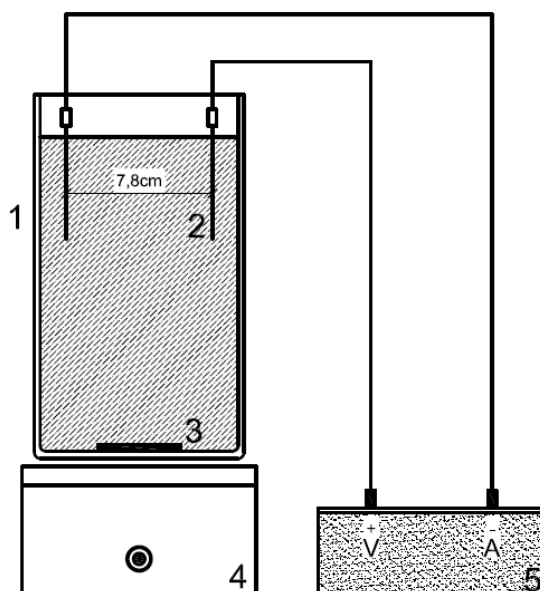
Parâmetros	Unidades	Métodos	Protocolo APHA (2005)
Demanda química de oxigênio	mg L <sup>-1</sup>	Colorimétrico	5220 D
Alumínio Total	mg L <sup>-1</sup>	Fotometria de chama	3111
pH	-	Potenciométrico	4500 – H <sup>+</sup> B
Condutividade	mS cm <sup>-1</sup>	Condutivímetro	2510 B
Turbidez	UNT	Nefelométrico	2130 B
Cor	UC	Espectrometria	2120 B
Nitrogênio total Kjeldahl	mg L <sup>-1</sup>	Kjeldahl	4500 – N <sub>org</sub> B
Fósforo total	mg L <sup>-1</sup>	Ácido Ascórbico	4500 – P E

### 5.1.2.2 Sistema experimental em batelada

O sistema de tratamento da eletrofloculação consistiu em um reator batelada de bancada (copo de béquer de 1 litro e agitador magnético), o qual comportou os eletrodos de sacrifício de alumínio assim como o efluente a ser tratado. Os eletrodos por sua vez foram conectados a uma fonte de corrente contínua de modo a viabilizar a eletrofloculação. Foram adicionados 800 mL de efluente ao béquer com os eletrodos mergulhados. Os eletrodos

foram dispostos a uma distância de 7,8 cm entre si e cada placa possuía 10 cm de comprimento e 5 cm de largura, totalizando uma área de 50 cm<sup>2</sup> de contato com o efluente.

A Figura 2 ilustra o sistema descrito.



**Figura 2** Módulo experimental para o tratamento de efluente por eletrofloculação.

Em que:

- 1: Reator eletroquímico;
- 2: Eletrodos de sacrifício;
- 3: Barra magnética;
- 4: Agitador magnético;
- 5: Fonte.

### 5.1.2.3 Avaliação do sistema

Dados referentes à remoção de turbidez, cor, demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e fósforo total foram considerados a fim de se verificar a melhor eficiência do efluente em estudo. Também houve maior atenção quanto ao residual de alumínio que os eletrodos poderiam transferir ao efluente, por isso analisou-se a concentração de alumínio no efluente tratado.

#### 5.1.2.4 Planejamento experimental

Foram utilizadas as melhores condições para o tratamento do efluente a partir de testes com diferentes valores para as variáveis diferencial de potencial (ddp) e tempo de detenção hidráulica (TDH).

Utilizou-se o delineamento composto central rotacional (DCCR) e como foram trabalhadas duas variáveis independentes (ddp e TDH), realizou-se um fatorial completo  $2^2$ , incluindo 4 pontos axiais e 4 repetições no ponto central, totalizando 12 ensaios.

Na Tabela 2, apresenta-se o número de ensaios com os valores codificados e na Tabela 3, os valores reais, os quais foram definidos a partir de testes iniciais com o efluente. Esses testes também demonstraram que não foi necessária a adição de agentes alcalinos. Ademais, o efluente possuía condutividade elétrica necessária para que ocorresse a eletrofloculação.

**Tabela 2** Número de ensaios com os valores codificados.

Ensaio	ddp	Tempo de retenção hidráulica (TDH)
1	-1	-1
2	+1	-1
3	-1	1
4	+1	1
5	0	0
6	0	0
7	0	0
8	0	0
9	-1,41	0
10	1,41	0
11	0	-1,41
12	0	1,41

**Tabela 3** Valores reais das condições do experimento.

Códigos	ddp (V)	TDH (min)
-1,41	10	10
-1	12,91	12'55"
0	20	20
1	27,09	27'05"
1,41	30	30

A partir dos resultados, foi possível calcular os efeitos das variáveis, os respectivos erros e a análise de variância (ANOVA) para verificar a qualidade do ajuste do modelo

obtido, o qual relacionou a variável-resposta às demais variáveis independentes testadas, assim como o efeito entre essas. A representação gráfica de tal modelo constituiu em um gráfico de superfície, que auxiliou na determinação da região ótima de operação do sistema.

A análise de regressão dos dados obtidos por DCCR permitiu o ajuste dos parâmetros de modelos quadráticos das variáveis-resposta em função dos fatores estudados e suas interações. A Equação 05 representa um modelo geral obtido, e os parâmetros  $\alpha_i$  foram ajustados mediante análise de regressão.

$$\text{Remoção de DQO ou turbidez ou cor ou NTK ou PT} = \alpha_0 + \alpha_1 X_1 + \alpha_2 X_2 + \alpha_{12} X_1 \cdot X_2 + \alpha_{11} X_1^2 + \alpha_{22} X_2^2 \quad (05)$$

Na equação 05,  $x_1$  é o valor codificado de ddp e  $x_2$  o valor codificado da TDH.

Como o trabalho avaliou a remoção de cinco parâmetros, foi necessária a otimização simultânea das variáveis de resposta. Para isso, utilizou-se a função de desejabilidade, metodologia criada por Derringer e Suich (1980).

#### 5.1.2.5 Custo operacional da eletrofloculação

No processo de eletrofloculação, os principais custos envolvidos são: consumo dos eletrodos, consumo de energia elétrica, mão de obra para operação e manutenção do sistema e disposição final do lodo gerado. Como o presente trabalho foi realizado em escala de bancada, foram considerados apenas os consumos dos eletrodos de alumínio e de energia elétrica para calcular o custo do processo.

Para calcular o consumo de energia elétrica, considerou-se a Equação 06.

$$C_e = \frac{U \times i \times t}{V} \quad (06)$$

Em que:

- $C_e$ : consumo de energia ( $\text{Wh m}^{-3}$ );
- $U$ : diferencial de potencial aplicado no sistema (V);
- $i$ : corrente elétrica aplicada (A);
- $t$ : tempo de aplicação (h);
- $V$ : volume de efluente tratado ( $\text{m}^3$ ).

A massa consumida do eletrodo ( $M_{cel}$ ) por volume, durante a eletrofloculação, pode ser quantificada pela Equação 7.

$$M_{cel} = \frac{i \times t \times M}{(F \times n) V} \quad (07)$$

Em que:

- $M_{cel}$ : massa consumida do eletrodo por volume ( $\text{kg m}^{-3}$ );
- $i$ : corrente elétrica aplicada (A);
- $t$ : tempo de aplicação (s);
- $M$ : massa molar do elemento predominante do eletrodo ( $26,98 \text{ g mol}^{-1}$ );
- $F$ : constante de Faraday ( $96.485,3329 \text{ s A mol}^{-1}$ );
- $n$ : número de elétrons envolvidos na reação de oxidação do anodo (3);
- $V$ : volume do efluente tratado ( $\text{m}^3$ ).

De acordo com os valores da massa do eletrodo e do consumo de energia elétrica, foi possível calcular os custos de operação utilizando a Equação 08.

$$C_o = \alpha C_e + \beta M_{cel} \quad (08)$$

Em que:

- $C_o$ : custo de operação ( $\text{R\$ m}^{-3}$ );
- $\alpha$ : custo de energia elétrica ( $\text{R\$ kWh}^{-1}$ );
- $C_e$ : consumo de energia ( $\text{kWh m}^{-3}$ );
- $\beta$ : custo mássico do alumínio ( $\text{R\$ kg}^{-1}$ );
- $M_{cel}$ : Massa de alumínio consumida ( $\text{kg m}^{-3}$ ).

### 5.1.3 Resultados e discussão

#### 5.1.3.1 Caracterização do efluente bruto

A caracterização do efluente do frigorífico e matadouro de suínos apresenta-se na Tabela 4.

**Tabela 4** Valores dos parâmetros de caracterização do efluente.

Parâmetros	Valores	Unidades
Demanda química de oxigênio	4730,0	mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>
Alumínio Total	0,0	mgAl L <sup>-1</sup>
pH	6,46	-
Condutividade	3,91	mS cm <sup>-1</sup>
Turbidez	1525,0	UNT
Cor	11000,0	UC
Nitrogênio total Kjeldahl	289,8	mgN L <sup>-1</sup>
Fósforo total	38,0	mgP L <sup>-1</sup>

Observam-se valores elevados para a maioria dos parâmetros analisados, com exceção do pH e alumínio (Tabela 4). Corroborando com os valores encontrados, Pacheco & Yamanaka (2006) citam que esses efluentes se caracterizam por apresentarem elevada carga orgânica devido à presença de sangue, esterco, conteúdo estomacal não digerido e conteúdo intestinal, elevado conteúdo de gordura, elevados conteúdos de nitrogênio, fósforo e sal.

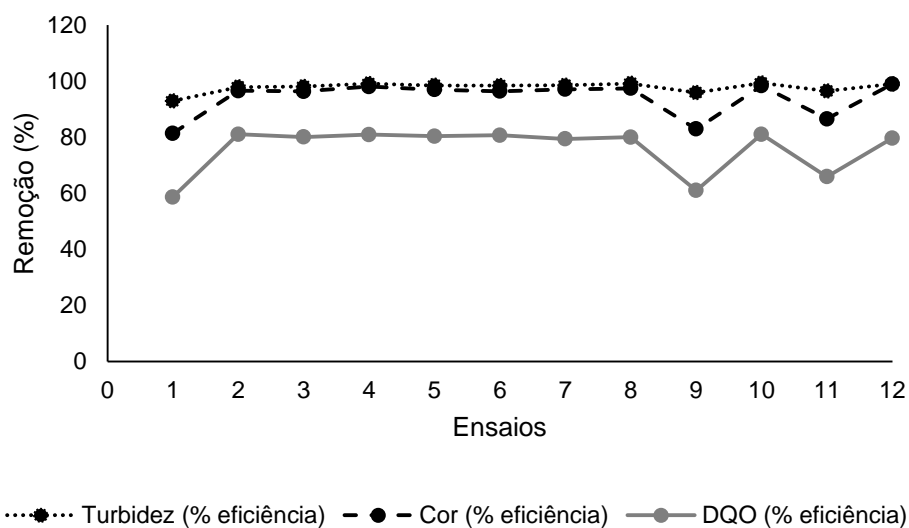
Valero et al. (2011) citam que a eficiência do processo de tratamento de águas residuárias pela eletrocoagulação é fortemente influenciada por parâmetros físico-químicos da solução, tais como os tipos de contaminantes, pH e condutividade elétrica. Dessa maneira, a elevada condutividade elétrica apresentada pelo efluente favorece para que ocorra a eletrofloculação.

Pan et al. (2014), ao caracterizarem o efluente de frigorífico, encontraram, em média, 6057 mg L<sup>-1</sup> de DQO, 1843 mg L<sup>-1</sup> de sólidos suspensos 172,6 mg L<sup>-1</sup> de nitrogênio total e 52 mg L<sup>-1</sup> de fósforo total.

Palatsi et al. (2010), em seu trabalho sobre a biodigestão de resíduos de frigoríficos, caracterizaram o efluente e encontraram em média 150 mg L<sup>-1</sup> de nitrogênio total Kjeldahl.

### 5.1.3.2 Eficiência de remoção

Na Figura 3, os valores de eficiência de remoção são apresentados para os parâmetros de turbidez, cor e DQO nos doze (12) ensaios realizados.



**Figura 3** Eficiência de remoção dos parâmetros turbidez, cor e DQO.

Percebe-se que os valores de remoção dos três parâmetros comportaram-se de forma semelhante ao se observar o gráfico da Figura 03, e o processo de eletrofloculação apresentou valores de eficiência elevados.

A Tabela 5 apresenta a estatística descritiva das eficiências de remoção para os parâmetros analisados.

**Tabela 5** Estatística descritiva das eficiências de remoção de turbidez, cor, DQO, NTK e PT.

	Média	Desvio padrão	Mínimo	Máximo
Turbidez	97,71	1,86	92,85	99,28
Cor	93,88	6,37	81,34	98,93
DQO	75,69	8,53	58,61	81,01
NTK	46,78	8,24	35,26	67,15
PT	97,25	9,49	67,10	99,99

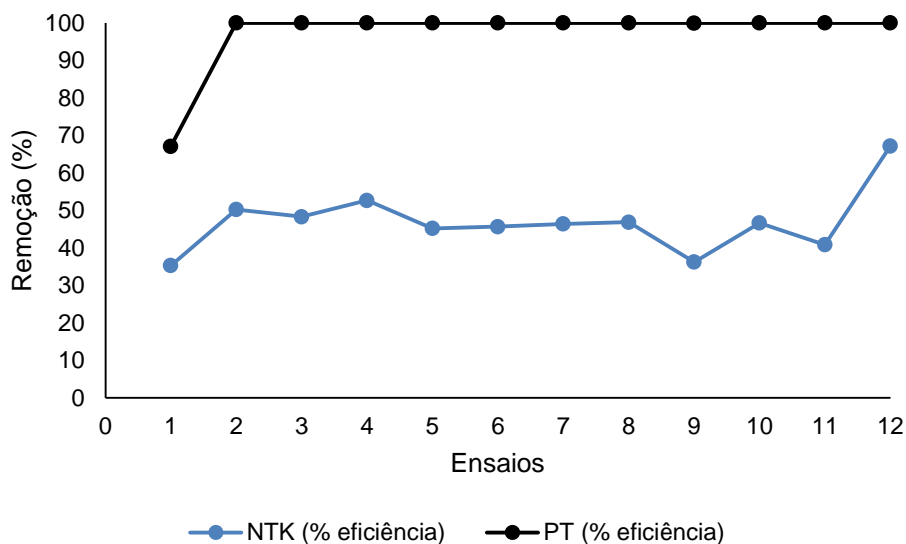
Para a turbidez, os valores de eficiência de remoção variaram de 92,85% a 99,28%, porém, o ensaio 10 apresentou a melhor eficiência de remoção com 20 minutos de tempo de detenção hidráulica e 30 volts de diferencial de potencial.

Para a cor, os valores de eficiência de remoção variaram de 81,34% a 98,93% porém, o ensaio 12 apresentou a melhor eficiência de remoção com 30 minutos de tempo de detenção hidráulica e 20 volts de diferencial de potencial.



Para a DQO, os valores de eficiência de remoção variaram de 58,61% a 81,01%. Assim como para a turbidez, a DQO apresentou a melhor eficiência para ensaio 10.

Todavia, na Figura 4, estão apresentados os valores de eficiência de remoção para os parâmetros NTK e Fósforo Total nos doze (12) ensaios realizados.



**Figura 4** Eficiência de remoção dos parâmetros NTK e fósforo total.

Observam-se, no gráfico da Figura 04, comportamentos diferentes para a remoção de NTK e fósforo, como elevada eficiência para fósforo e remoção satisfatória de NTK. Porém, para o fósforo, a menor remoção aconteceu no ensaio 1 (67,10%) e os demais ensaios apresentaram eficiência acima de 99%. Nunes (2012) cita que é comum a utilização da precipitação química para a remoção de fósforo e para que isso ocorra utiliza-se sulfato de alumínio ou a combinação de cloreto férrico com cal. Pode-se obter remoção de 95% de fósforo com a utilização de sulfato de alumínio, resultado semelhante ao encontrado, já que os eletrodos utilizados foram de alumínio. Ainda, segundo Nunes (2012), o fósforo é removido sob a forma de fosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) e acontece a reação química conforme a Equação 09.



Gökkus & Yildiz (2015), ao aplicarem a eletrofloculação no tratamento de águas residuárias de instalações de esterilização de resíduos hospitalares, removeram 100% do fósforo presente no efluente.

Para o NTK, os valores de eficiência de remoção variaram de 35,26% a 67,15% sendo que o ensaio 12 apresentou a melhor eficiência de remoção com 30 minutos de tempo de detenção hidráulica e 20 volts de diferencial de potencial.

De uma maneira geral, todos os parâmetros apresentaram baixa variabilidade em seus dados, pois o desvio padrão calculado foi baixo. Observa-se também que os pontos centrais (ensaios 5, 6, 7 e 8) apresentaram valores semelhantes, evidenciando-se a coerência dos dados.

### 5.1.3.3 Otimização do processo de eletrofloculação

Através dos resultados foi possível avaliar modelos matemáticos para a remoção de cor, turbidez, DQO e NTK.

Foram considerados significativos os parâmetros com p – valores menores que 5% como pode ser observado nas Tabelas 6, 7, 8, 9 e 10.

**Tabela 6** Coeficientes de regressão para a variável-resposta remoção de cor.

Fatores	Coeficiente de regressão	Erro Padrão	t(6)	p – valor	Estimativas por intervalo (95%)	
					Limite inferior	Limite superior
Média	96,92300	0,573739	168,9323	0,000000	95,51911	98,32688
x <sub>1</sub> (L)	4,84268	0,812606	11,9189	0,000021	7,69698	11,67373
x <sub>1</sub> (Q)	-2,81654	0,910959	-6,1837	0,000823	-7,86211	-3,40404
x <sub>2</sub> (L)	4,26973	0,812606	10,5087	0,000044	6,55107	10,52783
x <sub>2</sub> (Q)	-1,76482	0,910959	-3,8747	0,008221	-5,75868	-1,30061
x <sub>1</sub> x <sub>2</sub>	-3,36989	1,147488	-5,8735	0,001078	-9,54757	-3,93197

**Tabela 7** Coeficientes de regressão para a variável-resposta remoção de turbidez.

Fatores	Coeficiente de regressão	Erro Padrão	t(6)	p – valor	Estimativas por intervalo (95%)	
					Limite inferior	Limite superior
Média	98,58390	0,310527	317,4729	0,000000	97,82407	99,34373
x <sub>1</sub> (L)	1,36492	0,439810	6,2069	0,000807	1,65367	3,80602
x <sub>1</sub> (Q)	-0,67978	0,493042	-2,7575	0,032964	-2,56598	-0,15312
x <sub>2</sub> (L)	1,24374	0,439810	5,6558	0,001312	1,41131	3,56366
x <sub>2</sub> (Q)	-0,63030	0,493042	-2,5568	0,043095	-2,46703	-0,05417
x <sub>1</sub> x <sub>2</sub>	-1,00000	0,621060	-3,2203	0,018130	-3,51968	-0,48032

**Tabela 8** Coeficientes de regressão para a variável-resposta remoção de DQO.

Fatores	Coeficiente de regressão	Erro Padrão	t(6)	p – valor	Estimativas por intervalo (95%)	
					Limite inferior	Limite superior
Média	80,05490	1,051151	76,15925	0,000000	77,4828	82,62698
x <sub>1</sub> (L)	6,45753	1,488782	8,67492	0,000129	9,2721	16,55798
x <sub>1</sub> (Q)	-3,72937	1,668974	-4,46905	0,004242	-11,5426	-3,37490
x <sub>2</sub> (L)	5,10581	1,488782	6,85904	0,000473	6,5687	13,85453
x <sub>2</sub> (Q)	-2,83689	1,668974	-3,39956	0,014504	-9,7576	-1,58995
x <sub>1</sub> x <sub>2</sub>	-5,37394	2,102322	-5,11239	0,002195	-15,8921	-5,60369

**Tabela 9** Coeficientes de regressão para a variável-resposta remoção de NTK.

Fatores	Coeficiente de regressão	Erro Padrão	t(6)	p – valor	Estimativas por intervalo (95%)	
					Limite inferior	Limite superior
Média	46,01776	1,663442	27,66419	0,000000	41,9475	50,08805
x <sub>1</sub> (L)	4,25874	2,355990	3,61525	0,011161	2,7526	14,28239
x <sub>1</sub> (Q)	-2,58596	2,641143	-1,95822	0,097937	-11,6346	1,29072
x <sub>2</sub> (L)	6,59238	2,355990	5,59627	0,001386	7,4199	18,94966
x <sub>2</sub> (Q)	3,73182	2,641143	2,82591	0,030119	1,0010	13,92629
x <sub>1</sub> x <sub>2</sub>	-2,65700	3,326913	-1,59728	0,161317	-13,4547	2,82665

**Tabela 10** Coeficientes de regressão para a variável-resposta remoção de fósforo.

Fatores	Coeficiente de regressão	Erro Padrão	t(6)	p – valor	Estimativas por intervalo (95%)	
					Limite inferior	Limite superior
Média	100,0224	4,097395	24,41121	0,000000	89,9964	110,0483
x <sub>1</sub> (L)	4,1314	5,803282	1,42383	0,204358	-5,9372	22,4630
x <sub>1</sub> (Q)	-2,0866	6,505674	-0,64148	0,544924	-20,0920	11,7456
x <sub>2</sub> (L)	4,1275	5,803282	1,42246	0,204736	-5,9452	22,4551
x <sub>2</sub> (Q)	-2,0811	6,505674	-0,63979	0,545948	-20,0811	11,7566
x <sub>1</sub> x <sub>2</sub>	-8,2227	8,194864	-2,00678	0,091562	-36,4974	3,6068

Nas Tabelas 6 a 10, que descrevem os coeficientes do modelo de regressão a partir da matriz codificada, os termos lineares estão associados à letra L e os termos quadráticos à letra Q. Dessa maneira, percebe-se que, para as variáveis-resposta remoção de cor, turbidez e DQO, todos os termos (lineares, quadráticos e interação) foram significativos. Para a variável-resposta NTK os termos significativos foram a ddp (L), TDH (L) e a TDH (Q).

Já para a variável-resposta remoção de fósforo total, nenhum termo foi significativo, o que já era esperado ao se observar o comportamento dos valores no gráfico da Figura 4, pois a mesma remoção foi obtida para a maioria dos ensaios.

Observa-se que os modelos ajustados para as variáveis-resposta remoção de cor, turbidez, DQO e NTK ficam caracterizados pelas Equações 10, 11, 12 e 13, respectivamente.

$$\text{Remoção de cor} = 96,923 + 4,84268x_1 + 4,26973x_2 - 3,36989 x_1 \cdot x_2 - 2,81654 x_1^2 - 1,76482 x_2^2 \quad (10)$$

$$\text{Remoção de turbidez} = 98,5839 + 1,36492x_1 + 1,24374 x_2 - 1,0 x_1 \cdot x_2 - 0,67978 x_1^2 - 0,6303 x_2^2 \quad (11)$$

$$\text{Remoção de DQO} = 80,0549 + 6,45753x_1 + 5,10581 x_2 - 5,37394 x_1 \cdot x_2 - 3,72937 x_1^2 - 2,83689 x_2^2 \quad (12)$$

$$\text{Remoção de NTK} = 46,01776 + 4,25874x_1 + 6,59238x_2 - 2,657x_1 \cdot x_2 - 2,58596 x_1^2 + 3,73182 x_2^2 \quad (13)$$

Apesar de alguns termos não terem sido significativos, todos foram mantidos nos modelos para que o erro do modelo seja minimizado.

As análises de variância (ANOVA) dos modelos das variáveis-resposta podem ser observadas nas Tabelas 11, 12, 13 e 14.

**Tabela 11** ANOVA para a remoção de cor.

Fonte de Variação	SQ	GL	MQ	Fcalculado	Ftabelado	p-valor
Regressão	448,006	5	89,601	68,048	4,387	3,34861E <sup>-05</sup>
Resíduos	7,900	6	1,317			
<b>Total</b>		<b>11</b>				

% variação explicada ( $R^2$ ) 98,23%.

**Tabela 12** ANOVA para a remoção de turbidez.

Fonte de Variação	SQ	GL	MQ	Fcalculado	Ftabelado	p-valor
Regressão	36,652	5	7,330	19,005	4,387	0,001284051
Resíduos	2,314	6	0,386			
<b>Total</b>		<b>11</b>				

% variação explicada ( $R^2$ ) 92,92%.

**Tabela 13** ANOVA para a remoção de DQO.

Fonte de Variação	SQ	GL	MQ	Fcalculado	Ftabelado	p-valor
Regressão	795,409	5	159,082	35,993	4,387	0,000212455
Resíduos	26,519	6	4,420			
<b>Total</b>		<b>11</b>				

% variação explicada ( $R^2$ ) 96,67%.

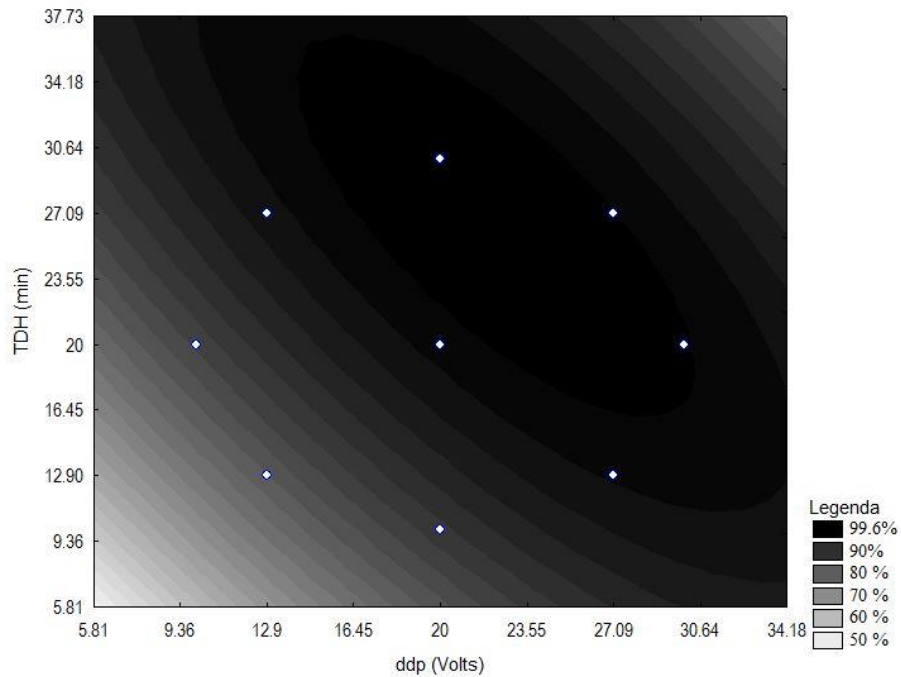
**Tabela 14** ANOVA para a remoção de NTK.

Fonte de Variação	SQ	GL	MQ	Fcalculado	Ftabelado	p-valor
Regressão	650,376	5	130,075	11,752	4,387	0,004685
Resíduos	66,410	6	11,068			
<b>Total</b>		<b>11</b>				

% variação explicada ( $R^2$ ) 91,12 %.

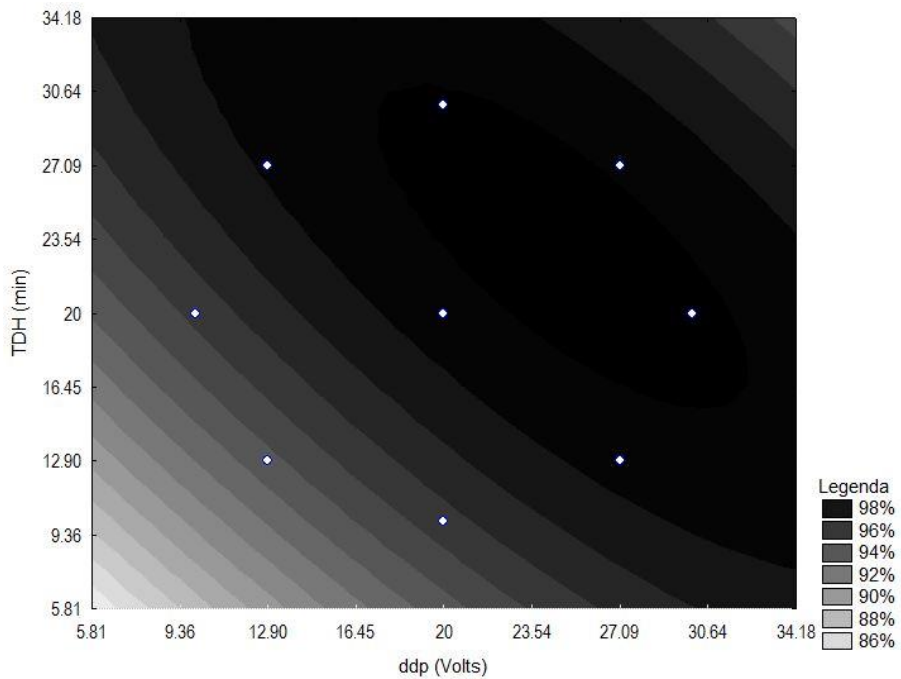
Observa-se nas Tabelas 11 a 14 que os F calculados para a regressão são altamente significativos e as porcentagens de variação explicada ( $R^2$ ) pelos modelos foram muito boas, acima de 90%. Assim, pode-se concluir que os modelos ajustam-se bem aos dados experimentais.

Nas Figuras 5, 6, 7 e 8, observam-se as superfícies de resposta para a remoção de cor, turbidez, DQO e NTK, respectivamente.



**Figura 5** Superfície de resposta para a remoção de cor.

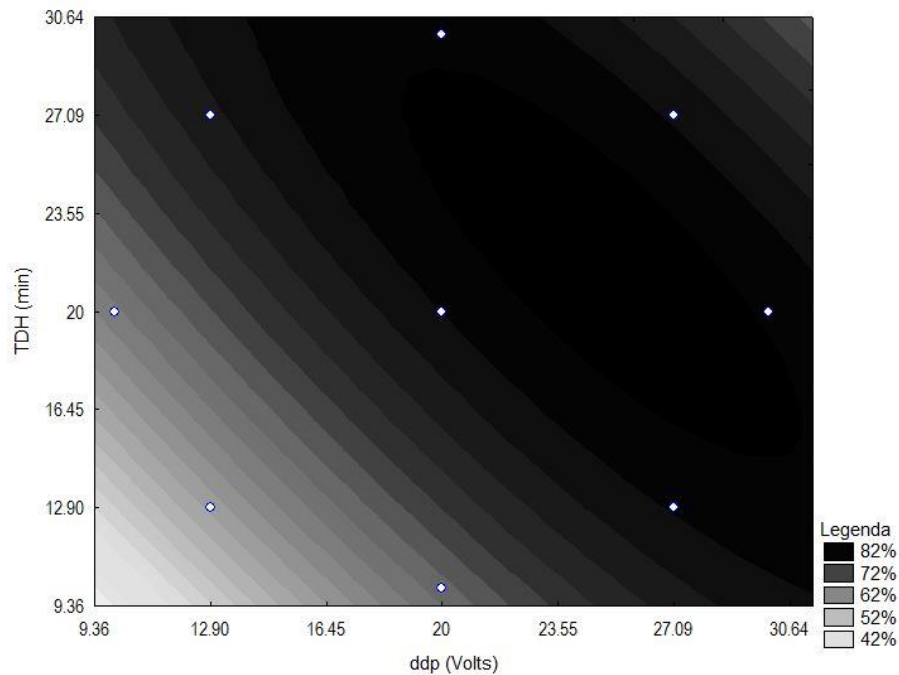
De acordo com a superfície de resposta gerada pelo modelo (Figura 05), podem-se obter as condições de tempo e diferencial de potencial para a maior remoção de cor. É possível observar que para a ddp, a faixa que obteve maior remoção é de 14 a 30,64 V aproximadamente, o que corresponde a uma faixa de corrente elétrica igual a 0,55 a 1,31 A e para o tempo a variação é de 16 a 36 minutos.



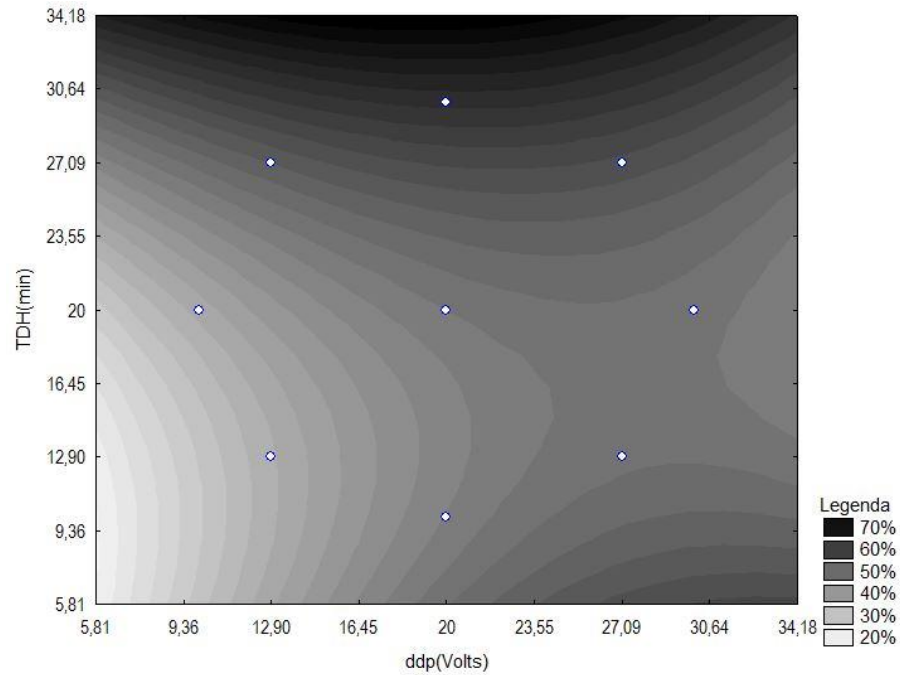
**Figura 6** Superfície de resposta para a remoção de turbidez.

Para a melhor remoção de turbidez, a superfície de resposta (Figura 06) apresenta que a faixa ótima para a ddp é de 17 V a 32 V, o que corresponde a uma faixa de corrente elétrica igual a 0,68 a 1,36 A e para o tempo a variação é de 15 a 31 minutos, valores próximos à faixa de remoção de cor.

Para a melhor remoção de DQO, a superfície de resposta (Figura 7) apresenta que a faixa ótima para a ddp é de 18 a 31 V, o que corresponde a uma faixa de corrente elétrica igual a 0,73 a 1,31 A e para o tempo a variação é de 14 a 29 minutos, valores próximos à faixa de remoção de cor e turbidez.



**Figura 7** Superfície de resposta para a remoção de DQO.

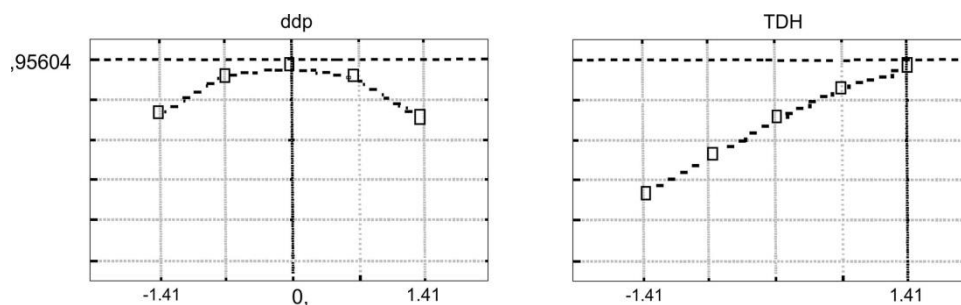


**Figura 8** Superfície de resposta para a remoção de NTK.

Para a remoção de NTK, a superfície de resposta não apresentou uma faixa aproximada para as melhores condições de remoção, como para as outras variáveis de resposta. Para uma maior remoção de NTK, observa-se no gráfico que a ddp pouco influencia e que os valores elevados de TDH favorecem o tratamento.

#### 5.1.3.4 Desejabilidade global do sistema

Na Figura 9, pode-se observar a aplicação da metodologia de Derringer e Suich (1980) para a otimização do processo da eletrofloculação.



**Figura 9** Gráficos da desejabilidade.

É possível verificar na Figura 9 que a desejabilidade global alcançada foi de 0,95604 e que a condição otimizada é para o ponto axial 1,41 do tempo (30 min) e para o ponto

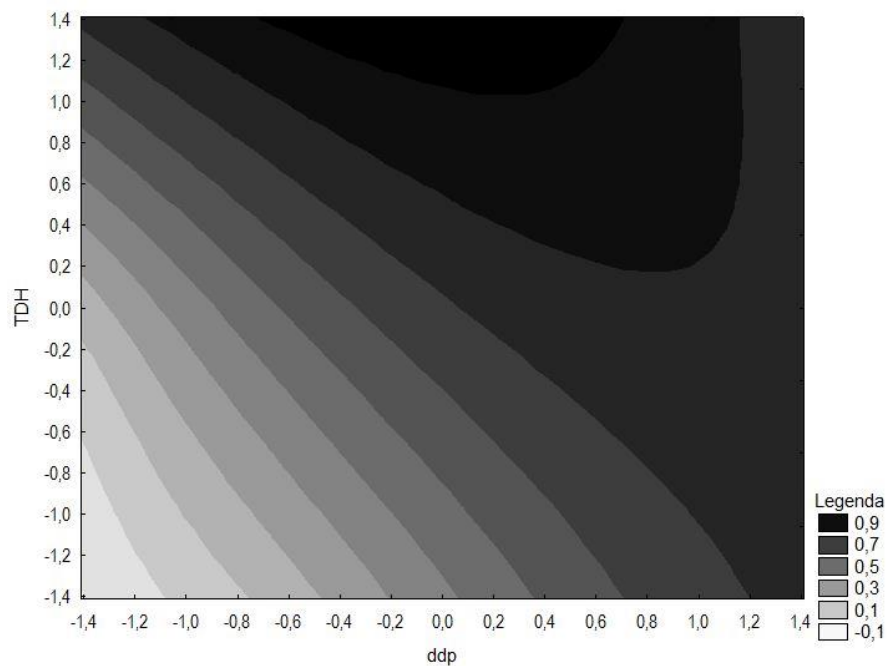


central da ddp (20 V), o que corresponde a 0,86 A de corrente elétrica e uma densidade de corrente igual a 17,2 mA cm<sup>-2</sup>.

Observa-se também que o fator crucial para a determinação do ponto ótimo é o tempo, pois apresenta inclinações mais pronunciadas no gráfico. Essa inclinação é muito instrutiva, porque fornece uma ideia da margem de manobra que existe em torno das condições ótimas (NETO et al., 2010).

O gráfico da desejabilidade global em função da ddp mostra que este fator pode variar em uma faixa razoável sem prejudicar muito o valor de desejabilidade, por outro lado, qualquer alteração no valor do tempo provocará uma queda brusca na desejabilidade. Dessa maneira, este fator deve ser mantido sob controle mais rigoroso.

É de grande importância a otimização global, visto que as melhores condições de tratamento não apresentaram-se de forma igual para as diferentes variáveis respostas. E, a Figura 10 apresenta a superfície de resposta para a desejabilidade e corrobora com as informações observadas na Figura 9.

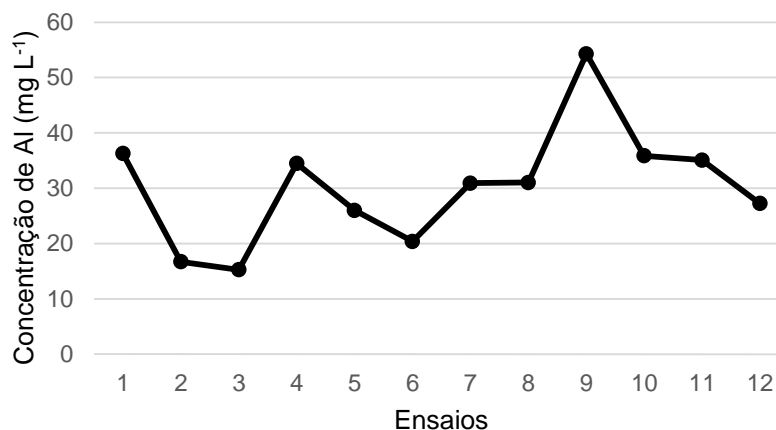


**Figura 10** Superfície de resposta para a desejabilidade.

Observa-se na Figura 10 que para que se obtenham as melhores remoções dos poluentes estudados, há uma ampla faixa de ddp e uma faixa estrita e valores elevados para o TDH.

### 5.1.3.5 Concentração de alumínio residual no efluente tratado

As concentrações de alumínio residual encontradas no efluente após o tratamento com eletrofloculação podem ser observadas na Figura 11.



**Figura 11** Gráfico com as concentrações de alumínio

Observa-se que a maior concentração encontrada foi no ensaio 9, com um valor igual a 54,291 mg L<sup>-1</sup> de alumínio. Já a menor concentração foi encontrada no ensaio 3 com um valor igual a 15,254 mg L<sup>-1</sup>. Brito et al. (2012) citam que é fato conhecido que se o alumínio oriundo dos eletrodos fosse liberado na solução, ocorreriam sérios problemas para a reutilização da água no processo.

A resolução CONAMA 430/11 não apresenta padrões de lançamento para o parâmetro alumínio. Entretanto, para níveis de comparação, a Portaria 2914/11 do Ministério da Saúde que rege sobre os padrões de potabilidade de água no Brasil cita que a água potável deve ser distribuída com concentração máxima de 0,2 mg L<sup>-1</sup> de alumínio residual (BRASIL, 2011). A resolução CONAMA 357/05, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água, menciona que a concentração de alumínio na água de corpos de água doce classe III também é de 0,2 mg L<sup>-1</sup> (BRASIL, 2005).

Dessa maneira, observa-se elevada concentração de alumínio no efluente tratado, o que pode ser considerado uma desvantagem no processo de eletrofloculação na despoluição de águas residuárias. Entretanto, para minimizar o excesso de alumínio presente no efluente, é possível a aplicação de outros tratamentos posteriores à eletrofloculação para a remoção deste elemento. Assim, a adsorção é um tratamento muito utilizado e estudado para a remoção de metais em efluentes.

### 5.1.3.6 Custo operacional da eletrofloculação

Para o cálculo do custo do processo de tratamento da eletrofloculação, e quando são admitidos apenas os valores de energia elétrica e consumo de alumínio, utilizaram-se as Equações 06, 07 e 08.

O custo foi calculado apenas para a melhor condição encontrada para o tratamento, o qual foi 30 minutos de tempo de detenção hidráulica e 20 volts para a ddp. Ao ser aplicado esse valor para ddp e com a condutividade do efluente, obteve-se um valor aproximado de 0,86 A de corrente elétrica.

Ao serem aplicados esses valores na Equação 06, obteve-se valor de  $10,75 \text{ kWh m}^{-3}$  de consumo de energia elétrica e quando se utilizou a Equação 07, obteve-se o valor de  $0,18036 \text{ kg m}^{-3}$  de consumo de alumínio. E, para estimar o custo de energia elétrica e de alumínio, os valores em reais utilizados foram os disponibilizados pela companhia de energia elétrica do Paraná (COPEL) e pela Associação Brasileira do Alumínio. Segundo a COPEL (2016), o valor do kWh para a indústria é de R\$ 0,64543 e o quilograma do alumínio, segundo a ABAL (2015) é de R\$ 5,35.

Dessa maneira, de acordo com a Equação 08, o custo para tratar o efluente de frigorífico, nas condições otimizadas, foi de aproximadamente R\$  $7,90 \text{ m}^{-3}$ .

Gobbi (2013), ao tratar água oleosa por EF, obteve um custo operacional de R\$  $3,41 \text{ m}^{-3}$ . Já Espinoza-Quinones et al. (2009) obtiveram um custo operacional médio de aproximadamente R\$  $4,56 \text{ m}^{-3}$  para que fossem removidos poluentes de efluente de curtume por eletrocoagulação.

O valor encontrado pode ser considerado elevado, o que demonstra ser uma desvantagem na utilização da EF para o tratamento desses efluentes. Entretanto, alguns autores utilizaram fontes de energia renovável para a operação da EF e assim diminuir o custo. Tones (2015) utilizou um módulo fotovoltaico à EF e conseguiu elevados valores de eficiência para a remoção de corantes. Assim, os autores concluíram que a utilização do mesmo é viável à EF.

Zhang et al. (2013) estudaram a remoção do fosfato de águas naturais com a EF e utilizaram eletrodos de alumínio, alimentados diretamente por módulo fotovoltaico, e constataram diminuição da concentração de fosfato com o aumento do tempo de eletrólise e o aumento da eficiência da EF com a adição de painéis fotovoltaicos ligados em série durante a reação.

A EF alimentada diretamente por energia fotovoltaica também foi proposta por Dermentzisa et al. (2014), os quais visavam reduzir os íons de cromo, presentes no efluente

gerado por uma indústria de galvanoplastia. Os resultados experimentais mostraram que, quando se aplicou uma densidade de corrente de  $20 \text{ mA cm}^{-2}$ , a remoção do cromo chegou a 99% de eficiência, cujo consumo foi cerca de  $8,4 \text{ kWh m}^{-3}$  de água residual, portanto, comprovou-se a eficiência do processo.

#### 5.1.4 Conclusão

A aplicação da técnica da eletrofloculação no tratamento de efluentes de matadouros e frigoríficos de suínos demonstrou ser eficiente no tange à remoção de turbidez, cor, DQO, NTK e fósforo total. Assim, os resultados obtidos foram: 99,28 % de eficiência máxima para turbidez, 98,93 % para cor, 81,01 % para DQO, 67,15% para NTK e 99% para fósforo total.

A partir das análises estatísticas, foi possível a obtenção de modelos matemáticos para a remoção dos parâmetros analisados, exceto para o fósforo, e, ao se calcular a função da desejabilidade, as condições otimizadas de tratamento foram de 30 minutos para o TDH e 20 volts para a ddp, correspondendo a 0,86 A de corrente elétrica e uma densidade de corrente igual a  $17,2 \text{ mA cm}^{-2}$ .

Observou-se elevada concentração, a qual variou de 15,254 a 54,291  $\text{mg L}^{-1}$ , ao se analisar o alumínio residual no efluente tratado nos ensaios.

O custo do tratamento também se apresentou elevado. A cada  $\text{m}^3$  de efluente tratado através da eletrofloculação, utilizam-se 10,75 kWh de energia elétrica e 0,18036 kg de alumínio, cujo custo obtido foi de R\$ 7,90  $\text{m}^{-3}$ . Dessa maneira, a busca por fontes de energias renováveis pode ser uma alternativa para a viabilização da utilização da eletrofloculação.

#### 5.1.5 Referências bibliográficas

ABAL – Associação Brasileira de Alumínio. Preços médios de alumínio pago pela indústria. Available in: <<http://www.abal.org.br/sustentabilidade/reciclagem/preco-da-sucata/>>. (Acesso em 2 de fevereiro de 2015).

APHA. American Public Health Association. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21 ed. Washington: APHA, 2005.

BRASIL. Ministério da Agricultura, do Abastecimento e da Reforma Agrária (1995). Portaria nº 711 de 1º de novembro de 1995. Normas técnicas de instalações e equipamentos para abate e industrialização de suínos. Disponível em: <[http://www3.servicos.ms.gov.br/iagro\\_ged/pdf/714\\_GED.pdf](http://www3.servicos.ms.gov.br/iagro_ged/pdf/714_GED.pdf)>. (Acesso em 2 de fevereiro de 2015).

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. (2005) *Resolução nº 357 de 18 de março de 2005*. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>> (Acesso em 2 de fevereiro de 2015).

BRASIL, Ministério da Saúde. (2011) Portaria nº 2914 de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Disponível em: <[http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914\\_12\\_12\\_2011.html](http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914_12_12_2011.html)> (Acesso em 2 de fevereiro de 2015).

BRITO, J. F.; FERREIRA, L. O.; SILVA, J. P. Tratamento da água de purificação do biodiesel utilizando eletrofloculação. **Química Nova**. v. 35 n. 4, p. 728 – 732, 2012.

CERQUEIRA, A; RUSSO, C., MARQUES, M. R. C. Electroflocculation for textile wastewater treatment. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 26, n.4, p.659-668, 2009.

COPEL – Companhia Paranaense de Energia Elétrica. Tarifa Convencional – subgrupo B3. Disponível em: <<http://www.copel.com/hpcopel/root/nivel2.jsp?endereco=%2Fhpcopel%2Froot%2Fpagcopel2.nsf%2F5d546c6fdeabc9a1032571000064b22e%2F8c04fbf11f00cc5703257488005939be>>.(Acesso em 28 de julho de 2016).

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

DERMENTZIS, K., MARMANIS, D., CHRISTOFORIDIS, A., MOUMTZAKIS, A. Photovoltaic electrocoagulation process for remediation of chromium plating wastewaters. **Desalination and Water Treatment**. v.56, n. 5, p. 1413-1418, 2015.

DERRINGER, G.; SUICH, R. Simultaneous optimization of several response variables. **Journal of Quality Technology**. v.12, n.4, p. 214-219, 1980.

EMAMJOMEH, M. M.; SIVAKUMAR, M. Review of pollutants removed by electrocoagulation and electrocoagulation/flotation processes. **Journal of Environmental Management**. v.90, n.5, p. 1663 – 1679, 2009.

ESPINOZA-QUIÑONES, F. R., FORNARI, M. M., MÓDENES, A. N., PALÁCIO, S. M., DA SILVA, F. G., SZYMANSKI, N. & TRIGUEROS, D. E. Pollutant removal from tannery effluent by electrocoagulation. **Chemical engineering journal**, v. 151, n.1, p. 59-65, 2009.

GOBBI, L. C. A. **Tratamento de água oleosa por eletrofloculação**. Dissertação (Mestrado em Energia). 120 f. Programa de Pós-Graduação em Energia, Universidade Federal do Espírito Santo, UFES, São Mateus, 2013.

GÖKKUS, Ö; YILDIZ, Y. S. Application of electrocoagulation for treatment of medical waste sterilization plant wastewater and optimization of the experimental conditions. **Clean Technologies and Environmental Policy**. v. 17, p. 1717-1725, 2015.

IPPC – Integrated Pollution Prevention And Control. **Reference document on best available techniques in the slaughterhouses and animal by-products industries**.

Sevilha: EIPPCB, 2005.

LIAKOS, T. I.; LAZARIDIS, N. K. Melanoidins removal from simulated and real wastewaters by coagulation and electro-flotation. **Chemical Engineering Journal**. v. 242, p. 269 – 277, 2014.

MENESES, J. M.; VASCONCELOS, R. F.; FERNANDES, T. F.; ARAÚJO, G. T. Tratamento do efluente do biodiesel utilizando a eletrocoagulação/flotação: investigação dos parâmetros operacionais. **Química Nova**. v. 35, n. 2, p. 235-240, 2012.

NETO, B. B.; SCARMINIO, I. S.; BRUNS, R. E. **Como fazer experimentos: pesquisa e desenvolvimento na ciência e na indústria**. 4. ed. Porto Alegre: Bookman, 2010.

NUNES, J. A. **Tratamento físico-químico de águas residuárias industriais**. 6. ed. Aracaju: J. Andrade, 2012.

PACHECO, J. W.; YAMANAKA, H. T. **Guia técnico ambiental de abates (bovino e suíno)**. São Paulo: CETESB, 2006.

PALAHOUANE, B.; DROUCHE, N.; AOUDJ, S.; BENSADOK, K. Cost-effective electrocoagulation process for the remediation of fluoride from pretreated photovoltaic wastewater. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**. v. 22, p. 127 – 131, 2015.

PALATSI, J.; VIÑAS, M.; GUIVERNAU, M.; FERNANDEZ, B.; FLOTATS, X. Anaerobic digestion of slaughterhouse waste: Main process limitations and microbial community interactions. **Bioresource Technology**. v. 102, p. 2219 – 2227, 2011.

PAN, M; WEN, X.; WU, G.; ZHANG, M.; ZHAN, X. Characteristics of nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) emission from intermittently aerated sequencing batch reactors (IASBRs) treating slaughterhouse wastewater at low temperature. **Biochemical Engineering Journal**. v. 86, p. 62 – 68, 2014.

PARANÁ. Conselho Estadual do Meio Ambiente (2009). Resolução nº 70 de 11 de agosto de 2009. Dispõe sobre o licenciamento ambiental, estabelece condições e critérios e dá outras providências, para empreendimentos industriais. Disponível em: <[http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Legislacao\\_ambiental/Legislacao\\_estadual/RESOLUC\\_OES/resolucao\\_cema\\_70\\_2009.pdf](http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Legislacao_ambiental/Legislacao_estadual/RESOLUC_OES/resolucao_cema_70_2009.pdf)>. (Acesso em 2 de fevereiro de 2015).

PHALAKORNKULE, C.; SUKKASEM, P.; MUTCHIMSATTHA, C. Hydrogen recovery from the electrocoagulation treatment of dye-containing wastewater. **International Journal of Hydrogen Energy**. v. 35, n. 20, p. 10934 – 10943, 2010.

RICORDEL, C.; DARCHEN, A.; HADJIEV, D. Electrocoagulation–electroflotation as a surface water treatment for industrial uses. **Separation and Purification Technology**. v. 74, p. 342 – 347, 2010.

TONES, A. R. M. **Estudo da aplicação da técnica de eletrofloculação na remoção da cor em misturas de corantes têxteis**. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais). 72 f. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, UTFPR, Medianeira, 2015.

ULUCAN, K.; KABUK, H. A.; ILHAN, F.; KURT, U. Electrocoagulation Process Application in Bilge Water Treatment Using Response Surface Methodology. **International Journal of**

**Electrochemical Science.** v. 9, p. 2316 – 2316, 2014.

VALERO, D.; ORTIZ, J. M.; GARCIA, V.; EXPÓSITO, E.; MONTIEL, V.; ALDAZ, A. Electrocoagulation of wastewater from almond industry. **Chemosphere**, v. 84, n. 9, p. 1290 – 1295, 2011.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 3 ed. Belo Horizonte: DESA, UFMG, 2005.

VON SPERLING, M. **Lagoas de Estabilização.** 2. ed. Belo Horizonte: DESA, UFMG, 2002.

YAHIAOUI, O.; AIZEL, L.; LOUNICI, H.; DROUICHE, N.; GOOSEN, M. F. A.; PAUSS, A.; MAMERI, N. Evaluating removal of metribuzin pesticide from contaminated groundwater using an electrochemical reactor combined with ultraviolet oxidation. **Desalination.** v. 270, n. 1-3, p. 84 – 89, 2011.

ZHANG, S.; ZHANG, J.; WANG, W.; LI, F.; CHENG, X. Removal of phosphate from landscape water using an electrocoagulation process powered directly by photovoltaic solar modules. **Solar Energy Materials & Solar Cells.** v. 117, p. 73 – 80, 2013.

## 5.2 Artigo 2 - Otimização do tratamento de efluente de matadouro e frigorífico por meio da eletrofloculação em reator de fluxo contínuo

### RESUMO

O objetivo desse trabalho foi avaliar a remoção da DQO, turbidez, cor e nitrogênio total Kjeldahl (NTK) no efluente de um matadouro e frigorífico de suínos a partir da técnica eletroquímica e otimizar as variáveis corrente elétrica e TDH em um reator de fluxo contínuo de eletrofloculação utilizando eletrodos de alumínio. O sistema de tratamento de eletrofloculação consistiu em um reator contínuo de bancada, o qual comportou os eletrodos de sacrifício de alumínio assim como o efluente a ser tratado. Os eletrodos foram conectados a uma fonte de corrente contínua. O delineamento experimental utilizado foi um fatorial completo  $2^2$ . Para a cor, os valores de eficiência de remoção obtidos variaram de 49,82% a 91,76%, para a turbidez variaram de 41,97% a 74,47%, para a DQO variaram de 37,46% a 61,07% e para o NTK variaram de 0,8% a 20%. Foi possível obter modelos matemáticos para a remoção dos parâmetros analisados e ao se calcular a função da desejabilidade, o resultado das condições otimizadas de tratamento foi de 18 minutos para o TDH e 1,5 A para a corrente elétrica, o que corresponde a uma densidade de corrente igual a  $16,67 \text{ mA cm}^{-2}$ . O alumínio residual variou de 1,21 a  $4,61 \text{ mg L}^{-1}$  e o custo do tratamento ficou em  $\text{R\$ } 3,84 \text{ m}^{-3}$ .

**PALAVRAS-CHAVE:** Eletrocoagulação, tratamento eletrolítico, tratamento físico-químico, águas residuárias.

### ABSTRACT

This study aimed at evaluating the removal of COD, turbidity, color and Total Kjeldahl Nitrogen (TKN) in the studied effluent from a swine slaughterhouse and packing plant by the electrochemical technique and optimizing the electric current and HRT variables in a continuous flow reactor of electroflocculation using aluminum electrodes. The electroflocculation treatment system consisted of a continuous flow reactor which supported sacrificial aluminum electrodes as the effluent to be treated. The electrodes were connected to a source of direct current. The experimental design used was a  $2^2$  complete factorial. For the color variable, the removal efficiency values ranged from 49.82% to 91.76%; for turbidity, these answers ranged from 41.97% to 74.47%; for COD, they ranged from 37.46 to 61.07% and for TKN, the answers ranged from 0.8% to 20%. It was possible to obtain mathematical models to remove the analyzed parameters and calculate the desirability function, while the best optimized conditions of treatment were of 18 minutes for HDT, 1.5 A for electric current and a  $16.67 \text{ mA cm}^{-2}$  current density. The residual aluminum ranged from 1.2 to  $4.61 \text{ mg L}^{-1}$  and the cost of treatment was  $\text{R\$ } 3.84 \text{ m}^{-3}$ .

**KEYWORDS:** electrocoagulation, electrolytic treatment, physical-chemical treatment, wastewater.

### 5.2.1 Introdução

Os matadouros e frigoríficos de suínos geram grande quantidade de efluentes, os quais são constituídos de proteína, gordura, sais, e outras substâncias. Dessa maneira, este



rejeito possui elevado grau poluidor com elevados teores de matéria orgânica, óleos e graxas, nutrientes e sólidos totais. Portanto, para que se evitem problemas ambientais e sociais, as indústrias que abatem e industrializam a carne de animais tratam seus efluentes, diminuindo assim a carga poluidora além de atender à legislação ambiental.

Várias são as tecnologias aplicadas ao tratamento desses efluentes. No Brasil, é costume a utilização de sistemas de lagoas para tal, entretanto, as estações de tratamento ocupam grandes áreas e podem causar mau odores, além de desconforto para a circunvizinhança da empresa. Assim, uma tecnologia que utiliza uma pequena área para tratar grandes volumes de efluentes e não gera gases odoríferos é a eletrofloculação.

Também conhecida como eletrocoagulação e eletroflotação, essa técnica se baseia na utilização de corrente elétrica e envolve reatores eletroquímicos, nos quais são gerados coagulantes *in situ*, por oxidação eletrolítica de um material apropriado no ânodo. Geralmente, na região anódica, emprega-se ferro ou alumínio, pois são materiais de baixo custo, eficazes e prontamente disponíveis no mercado. A geração de íons metálicos ocorre no ânodo, enquanto a de gás hidrogênio ocorre no cátodo (GOBBI, 2013). Segundo Crespilho & Rezende (2004), a eletrofloculação ocorre em quatro etapas: a geração eletroquímica do agente coagulante, a eletrocoagulação, eletrofloculação e a flotação das impurezas.

A geração eletroquímica do agente coagulante ocorre a partir da dissolução do ânodo de eletrodos de alumínio submetido a uma corrente elétrica obtida (CERQUEIRA et al., 2011). Além da corrente elétrica, outros fatores devem ser considerados como a condutividade da solução, a resistividade do meio e o potencial aplicado entre os eletrodos. De modo geral, todos esses fatores estão relacionados entre si, e, uma vez controlados, a geração do agente coagulante passa a ser monitorada pela corrente obtida (CRESPILHO & REZENDE, 2004).

Na eletrocoagulação, o material de carga positiva pode reagir com as cargas negativas da solução para que ocorra a hidrólise que libera hidróxido de alumínio, responsável pelo tratamento do efluente submetido ao processo (BRITO et al., 2012). Os processos de adsorção e neutralização podem ocorrer também nesta etapa, porém seus efeitos são menos expressivos quando comparados com a ação do hidróxido de alumínio. As Equações 1, 2, 3 e 4 descrevem as etapas da hidrólise do  $Al^{3+}$ . Todavia, a Equação 1 representa a oxidação do alumínio sólido, a Equação 2 representa a solvatação do cátion formado, a Equação 3 a formação do agente coagulante e a Equação 4 representa as reações secundárias (CRESPILHO & REZENDE, 2004).



Na etapa de eletrofloculação, os complexos de alumínio adsorvem-se em partículas coloidais para dar origem às partículas maiores. Essa etapa, também chamada de floculação, consiste em maior desestabilização do sistema e os flocos podem ser removidos por flotação. Assim, a formação de flocos pode ser considerada resultado de dois fenômenos: da hidrólise do alumínio e do transporte das espécies hidrolisadas, que promove o contato com as impurezas e, em seguida, a floculação (CRESPILHO & REZENDE, 2004).

Por fim, a eletroflotação promove a separação das impurezas por flotação. Isso ocorre devido ao potencial aplicado para a formação de microbolhas de hidrogênio no cátodo, como mostra a Equação 5.



As bolhas de hidrogênio formadas promovem o arraste dos flocos formados até a superfície da solução. Muitos são os autores que utilizaram a eletrofloculação na remoção de poluentes em diferentes trabalhos de pesquisa. Tak et al. (2015) otimizaram a remoção de cor e DQO em efluente de produção bovina a partir da eletrofloculação em reator batelada. Bayar et al. (2011) estudaram os efeitos da velocidade de agitação e densidade de corrente no tratamento de águas residuárias de frigorífico de aves pela eletrocoagulação em reator batelada.

Sari & Chellam (2015) observaram a remoção de boro por eletrofloculação utilizando eletrodos de alumínio em reator batelada. Cheballah et al. (2015) estudaram a remoção simultânea de DQO e cromo hexavalente em efluente industrial por eletrocoagulação em reator batelada. Tsiptsias et al. (2015) utilizaram a eletrocoagulação em um reator batelada como pós-tratamento de água residuária provinda de usina de álcool e açúcar. Gatsios et al. (2015) otimizaram o processo de eletrocoagulação em reator batelada na purificação de efluente industrial visando à remoção de metais tóxicos. Un et al. (2014) utilizaram um reator de fluxo contínuo de eletrocoagulação para o tratamento de efluente de soro de queijo.

Neste trabalho, os autores utilizaram eletrodos de ferro sendo o anodo um parafuso giratório horizontal e o cátodo em forma de U.

Observa-se que a maioria dos trabalhos citados foram desenvolvidos em reatores bateladas, pois verifica-se a necessidade de maiores estudos sobre a eletrofloculação em reatores de fluxo contínuo.

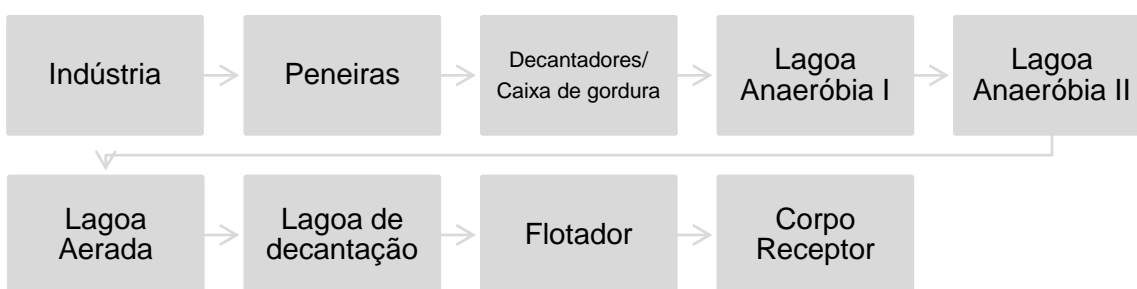
Dessa maneira, o objetivo desse trabalho foi avaliar a remoção da demanda química de oxigênio (DQO), turbidez, cor e nitrogênio total Kjeldahl do efluente de um matadouro e frigorífico de suínos pela técnica eletroquímica e otimizar as variáveis corrente elétrica e tempo de detenção hidráulica (TDH) em um reator de fluxo contínuo de eletrofloculação utilizando eletrodos de alumínio bem como o custo que envolve a eletrólise e o alumínio residual no efluente tratado.

## 5.2.2 Material e métodos

### 5.2.2.1 Efluente de frigorífico e matadouro de suínos

O efluente utilizado no estudo provém de um matadouro e frigorífico de suínos localizado na região Oeste do Paraná. Essa indústria abate aproximadamente 6.500 animais e produz uma vazão de 5.200 m<sup>3</sup> de efluente por dia.

A Figura 01 apresenta o fluxograma da estação de tratamento de efluente da indústria.



**Figura 1** Fluxograma da estação de tratamento de efluente do frigorífico.

O efluente utilizado para os ensaios de eletrofloculação foi coletado em um único momento após a saída dos decantadores/caixa de gordura, armazenado em bombonas de volume igual a 50 litros e caracterizado de acordo com parâmetros observados na Tabela 1.

**Tabela 1** Análises físico-químicas para caracterização do efluente.

Parâmetros	Unidades	Métodos	Protocolo APHA (2005)
Demanda química de oxigênio	mg L <sup>-1</sup>	Colorimétrico	5220 D
Alumínio Total	mg L <sup>-1</sup>	Fotometria de chama	3111
pH	-	Potenciométrico	4500 – H <sup>+</sup> B
Condutividade	mS cm <sup>-1</sup>	Condutímetro	2510 B
Turbidez	UNT	Nefelométrico	2130 B
Cor	UC	Espectrometria	2120 B
Nitrogênio total Kjeldahl	mg L <sup>-1</sup>	Kjeldahl	4500 – N <sub>org</sub> B
Sólidos sedimentáveis	mL L <sup>-1</sup>	Imhoff	2540 F

### 5.2.2.2 Sistema experimental

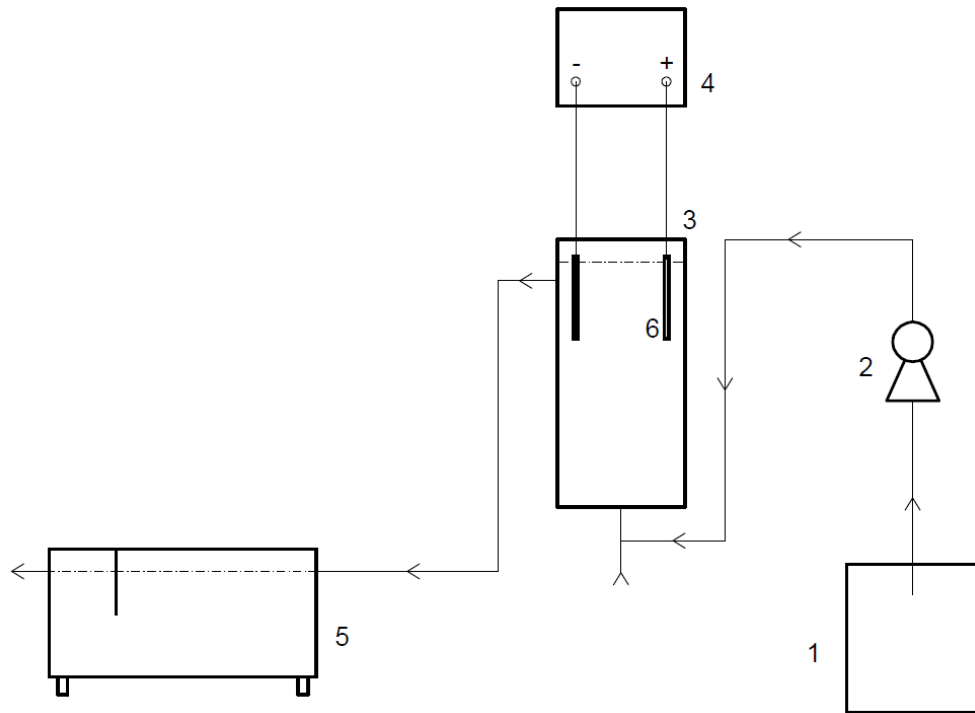
O sistema de tratamento da eletrofloculação consistiu em um reator de fluxo contínuo, o qual comportou os eletrodos de sacrifício de alumínio assim como o efluente a ser tratado. Os eletrodos por sua vez foram conectados a uma fonte de corrente contínua de modo a viabilizar a eletrofloculação.

O reator consistia em um cilindro de policloreto de vinila, com 100 mm de diâmetro e volume útil igual a 1,61 L. O efluente adentrava ao reator na parte inferior, onde era submetido às reações eletrolíticas e então saía pela parte lateral superior do reator e encaminhado ao defletor. O defletor, fabricado em vidro e com as dimensões de 37 cm de comprimento, 12 cm de altura e 10 cm de largura com um volume útil igual a 3,12 L, tinha a função de separar o lodo gerado do efluente tratado.

O efluente era armazenado em um reservatório de 20 L e para garantir a homogeneização, utilizou-se uma bomba submersa da marca e modelo BOYU FPI 350, submersível PUMP com vazão de 350 L h<sup>-1</sup>, onde recirculava a água residuária no interior do reservatório. Assim, uma bomba da marca EXATTA, modelo EX e com capacidade de vazão de até 20 L h<sup>-1</sup> foi utilizada para alimentar o reator com o efluente.

Os eletrodos eram dispostos no reator a uma distância de 8 cm e cada placa possuía 20 cm de comprimento e 5 cm de largura, totalizando uma área igual a 100 cm<sup>2</sup>, entretanto, a área do eletrodo imerso era de 90 cm<sup>2</sup>. Foi utilizado um par de eletrodos de alumínio.

A Figura 02 ilustra a disposição sequencial do sistema descrito.



**Figura 2** Ilustração da disposição do módulo experimental para o tratamento de efluente por eletrofloculação.

Em que:

- 1: Reservatório do efluente;
- 2: Bomba de alimentação;
- 3: Reator eletroquímico;
- 4: Fonte de corrente contínua;
- 5: Defletor;
- 6: Par de eletrodos de sacrifício.

Foram aplicadas as melhores condições para o tratamento do efluente e testados diferentes valores para as variáveis corrente elétrica e tempo de detenção hidráulica (TDH).

### 5.2.2.3 Avaliação do sistema

Para a verificação das melhores condições operacionais, foi considerada a eficiência de remoção de turbidez, cor, demanda química de oxigênio (DQO) e nitrogênio total Kjeldahl (NTK).

Uma preocupação foi o residual de alumínio que os eletrodos podem transferir ao efluente. Dessa maneira, foi analisada a concentração de alumínio no efluente tratado.

As amostras do efluente tratado eram coletadas após o sistema ser alimentado por dois tempos de detenção hidráulica, ou seja, se o ensaio possuía 30 minutos de TDH, o efluente era coletado após uma hora do sistema em funcionamento para garantir que o efluente coletado provia de um sistema em estado estacionário. Após a coleta, o efluente era armazenado em recipientes de plástico e conservado sob-refrigeração para posteriores análises.

#### 5.2.2.4 Planejamento experimental

O delineamento utilizado foi o DCCR (delineamento composto central rotacional). Como foram estudadas duas variáveis independentes (corrente elétrica e TDH), realizou-se um fatorial completo  $2^2$ , incluindo 4 pontos axiais e 3 repetições no ponto central, totalizando 11 ensaios.

A Tabela 2 apresenta o número de ensaios com os valores codificados e a Tabela 3 mostra os valores reais, os quais foram definidos a partir de testes com o efluente. Esses testes também mostraram que não foi necessária a adição de agentes alcalinos e que o efluente possuía condutividade elétrica necessária para que ocorresse a eletrofloculação.

**Tabela 2** Número de ensaios com os valores codificados.

Ensaio	Corrente elétrica (A)	Tempo de retenção hidráulica (TDH)
1	-1	-1
2	+1	-1
3	-1	1
4	+1	1
5	0	0
6	0	0
7	0	0
8	-1,41	0
9	1,41	0
10	0	-1,41
11	0	1,41

**Tabela 3** Valores reais das condições do experimento.

Códigos	Corrente elétrica (A)	TDH (min)
1,41	1,5	30
-1,41	0,3	10
1	1,32	27'05"
-1	0,47	12'55"
0	0,9	20

A partir dos resultados foi possível calcular os efeitos das variáveis, os respectivos erros e a análise de variância (ANOVA) para verificar a qualidade do ajuste do modelo obtido, o qual relacionou a variável-resposta às demais variáveis independentes testadas, assim como o efeito entre elas. A representação gráfica deste modelo constituiu em um gráfico de superfície, que auxiliou na determinação da região ótima de operação do sistema.

A análise de regressão dos dados obtidos por DCCR permitiu o ajuste dos parâmetros de modelos quadráticos das variáveis-resposta em função dos fatores estudados e suas interações. A Equação 06 representa um modelo geral obtido, e os parâmetros  $\alpha_i$  foram ajustados mediante análise de regressão.

$$\text{Remoção de DQO ou turbidez ou cor ou NTK} = \alpha_0 + \alpha_1 x_1 + \alpha_2 x_2 + \alpha_{12} x_1 \cdot x_2 + \alpha_{11} x_1^2 + \alpha_{22} x_2^2 \quad (06)$$

Onde  $x_1$  é o valor codificado da corrente e  $x_2$  é o valor codificado da TDH.

Como o trabalho avaliou a remoção de quatro parâmetros, foi necessária a otimização simultânea das variáveis-resposta. Para isso, utilizou-se a função de desejabilidade, metodologia criada por Derringer e Suich (1980).

### 5.2.2.5 Custo da eletrofloculação

No processo de eletrofloculação, os principais custos envolvidos são o consumo dos eletrodos, consumo de energia elétrica, mão de obra para a operação e manutenção do sistema e disposição final do lodo gerado.

Como o presente trabalho foi realizado em escala de bancada, apenas o consumo dos eletrodos de alumínio e o consumo de energia elétrica na eletrólise foram considerados para se calcular o custo do processo.

E para se calcular o consumo de energia elétrica, considerou-se a Equação 07.

$$C_e = \frac{U \times i \times t}{V} \quad (07)$$

Em que:

- $C_e$ : consumo de energia ( $\text{Wh m}^{-3}$ );
- $U$ : diferencial de potencial aplicado no sistema (V);
- $i$ : corrente elétrica aplicada (A);
- $t$ : tempo de aplicação (h);

- V: volume de efluente tratado ( $m^3$ ).

A massa consumida do eletrodo ( $M_{cel}$ ) por volume, durante a EF pode ser quantificada pela Equação 8.

$$M_{cel} = \frac{i \times t \times M}{(F \times n) V} \quad (08)$$

Em que:

- $M_{cel}$ : Massa consumida do eletrodo por volume ( $kg\ m^{-3}$ )
- $i$ : corrente elétrica aplicada (A);
- $t$ : tempo de aplicação (s);
- $M$ : massa molar do elemento predominante do eletrodo ( $26,98\ g\ mol^{-1}$ )
- $F$ : constante de Faraday ( $96.485, 3329\ s\ A\ mol^{-1}$ );
- $n$ : número de elétrons envolvidos na reação de oxidação do anodo (3);
- $V$ : volume do efluente tratado ( $m^3$ ).

Com os valores da massa do eletrodo e do consumo de energia elétrica, foi possível calcular os custos de operação utilizando a equação 09.

$$Co = \alpha Ce + \beta M_{cel} \quad (09)$$

Em que:

- $Co$ : custo de operação ( $R\$ m^{-3}$ );
- $\alpha$ : custo de energia elétrica ( $R\$ kWh^{-1}$ );
- $Ce$ : consumo de energia ( $kWh\ m^{-3}$ );
- $\beta$ : custo mássico do alumínio ( $R\$ kg^{-1}$ );
- $M_{cel}$ : Massa de alumínio consumida ( $kg\ m^{-3}$ ).



### 5.2.3 Resultados e discussão

#### 5.2.3.1 Caracterização do efluente bruto

Na Tabela 4, podem ser observados os valores dos parâmetros físico-químicos do efluente do frigorífico e matadouro de suíno anterior ao tratamento aplicado.

**Tabela 4** Valores dos parâmetros de caracterização do efluente.

Parâmetros	Valores	Unidades
Demanda química de oxigênio	2402,5	mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>
Alumínio Total	0,0	mg Al L <sup>-1</sup>
pH	7,13	-
Condutividade	2,92	mS cm <sup>-1</sup>
Turbidez	380	UNT
Cor	2790	UC
Nitrogênio total Kjeldahl	175	mgN L <sup>-1</sup>
Sólidos sedimentáveis	9,0	mL L <sup>-1</sup>

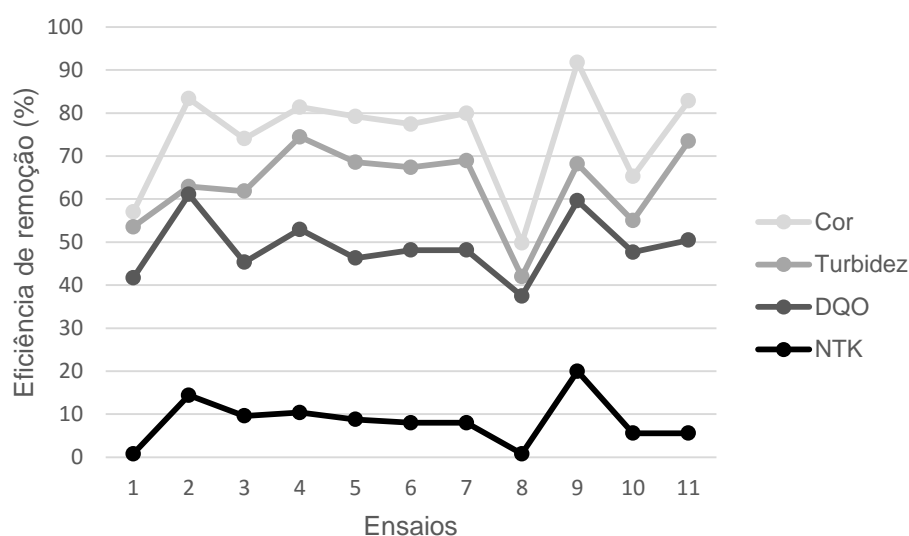
Bustillo-Lecompte & Mehrvar (2015) citam que os efluentes de frigoríficos podem apresentar valores de DQO que variam de 500 a 15900 mg L<sup>-1</sup>, nitrogênio total de 50 a 841 mg L<sup>-1</sup>, pH de 4,9 a 8,1, cor de 175 a 400 UC e turbidez de 200 a 300 UNT. Ao serem comparados os valores encontrados com dos autores, observa-se que apenas cor e turbidez apresentaram valores acima da faixa citada.

Koby et al. (2006), ao tratarem água residuária provinda de frigoríficos pela técnica de eletrocoagulação, encontraram uma condutividade igual a 1,99 mS cm<sup>-1</sup>. A elevada condutividade encontrada no efluente é um fator importante para que ocorra a eletrofloculação, eliminando a necessidade de adição de sais.

Von Sperling (2005) enfatiza que as características dos efluentes industriais podem variar até mesmo entre indústrias do mesmo ramo, dependendo dos usos e do gerenciamento da água adotados.

#### 5.2.3.2 Eficiência de remoção

A Figura 3 apresenta o gráfico com as porcentagens de remoções obtidas para cor, turbidez, DQO e NTK nos ensaios realizados.



**Figura 3** Eficiência de remoção dos parâmetros estudados.

Observa-se no gráfico da Figura 3 que as curvas de remoção comportaram-se de forma semelhante, e o parâmetro com maior remoção foi a cor enquanto o que obteve a menor remoção foi o NTK.

Observa-se também que os pontos centrais (ensaios 5, 6 e 7) apresentaram valores semelhantes, evidenciando-se a coerência dos dados.

A Tabela 5 apresenta a estatística descritiva das eficiências de remoção para os parâmetros analisados.

**Tabela 5** Estatística descritiva das eficiências de remoção de turbidez, cor, DQO e NTK.

	Médias	Desvios-padrão	Mínimo	Máximo
Cor	74,71	12,46	49,82	91,76
Turbidez	63,29	9,73	41,97	74,47
DQO	48,98	6,98	37,46	61,07
NTK	8,36	5,55	0,8	20

Observa-se na Tabela 5 que para a cor, a menor e a maior remoção ocorreram nos ensaios 8 (49,82%) e 9 (91,76%), respectivamente. Para a turbidez, a menor e a maior remoção ocorreram nos ensaios 8 (41,97%) e 4 (74,45%), respectivamente.

Para a DQO, a menor e a maior remoção ocorreram nos ensaios 8 (37,46%) e 2 (61,07%), respectivamente e para o NTK, a menor remoção ocorreu nos ensaios 1 e 8 (0,8%) enquanto a maior remoção ocorreu no ensaio 9 (20%).

A menor remoção encontrada no ensaio 8 para todos os parâmetros pode ser explicada pela menor corrente aplicada.

Bayramoglu et al. (2006), ao estudarem a eletrocoagulação no tratamento de águas residuárias de frigoríficos de aves, obtiveram 93% de remoção de DQO ao aplicarem densidade de corrente igual a  $15 \text{ mA cm}^{-2}$  e pH inicial igual a 3 utilizando eletrodo de alumínio em reator batelada.

Koby et al. (2006) estudaram a influência de pH, tempo de operação, diferentes materiais de eletrodo e densidade de corrente no tratamento de efluente de frigoríficos de aves e obtiveram remoção de 93% de DQO com o eletrodo de alumínio, pH inicial de 3,  $15 \text{ mA cm}^{-2}$  e 25 min de TDH.

Asselin et al. (2008), ao estudarem a eficácia do processo da eletrofloculação no tratamento de efluentes de frigoríficos em reator batelada utilizando eletrodos de alumínio, obtiveram remoção de 82% de DQO e 90% de turbidez com uma intensidade de corrente de 0,3 A e 90 minutos de TDH.

Bayar et al. (2011) estudaram a influência da densidade de corrente e pH com eletrodos de alumínio no tratamento de efluentes de frigorífico de aves e obtiveram 85% de remoção de DQO com pH inicial de 3, velocidade de agitação de 150 rpm e densidade de corrente igual a  $1 \text{ mA cm}^{-2}$ .

Ahmadian et al. (2012), ao examinarem o desempenho da eletrofloculação para o tratamento de água residuária de frigorífico em um sistema em batelada com 8 eletrodos de ferro,  $10 \text{ A m}^{-2}$  de densidade de corrente e 50 minutos de TDH, obtiveram remoção de 84% de nitrogênio total.

Khenoussi et al. (2013) estudaram o tratamento de efluente do frigorífico municipal de Meknes no Marrocos por eletrocoagulação utilizando eletrodos de ferro e obtiveram remoção de 92,6% de DQO e 76,2% de nitrogênio total com uma ddp de 12 V e TDH igual a 25 minutos.

### **5.2.3.3 Otimização do processo de eletrofloculação**

Os modelos matemáticos para a remoção de cor, turbidez, DQO e NTK foram avaliados a partir dos resultados obtidos. E foram considerados significativos os parâmetros com p – valores menores que 5%, como pode ser observado nas Tabelas 6, 7, 8 e 9.

Nas Tabelas 6 a 9, que descrevem os coeficientes do modelo de regressão a partir da matriz codificada, os termos lineares estão associados à letra L e os termos quadráticos à letra Q.

**Tabela 6** Coeficientes de regressão para a variável-resposta remoção de cor.

Fatores	Coeficiente de regressão	Erro Padrão	t(5)	p – valor	Estimativas por intervalo (95%)	
					Limite inferior	Limite superior
Média	78,84685	2,622960	30,06026	0,00001	72,104	85,5894
x <sub>1</sub> (L)	11,63722	3,217284	7,23419	0,00079	15,004	31,5447
x <sub>1</sub> (Q)	-3,66048	3,839057	-1,90697	0,11483	-17,189	2,54766
x <sub>2</sub> (L)	4,99200	3,217284	3,10324	0,02675	1,7137	18,2543
x <sub>2</sub> (Q)	-2,03792	3,839057	-1,06168	0,33695	-13,944	5,79277
x <sub>1</sub> x <sub>2</sub>	-4,74910	4,543154	-2,09066	0,09082	-21,176	2,18034

**Tabela 7** Coeficientes de regressão para a variável-resposta remoção de turbidez.

Fatores	Coeficiente de regressão	Erro Padrão	t(5)	p – valor	Estimativas por intervalo (95%)	
					Limite inferior	Limite superior
Média	68,27520	2,012917	33,91855	0,00000	63,1008	73,44957
x <sub>1</sub> (L)	7,38034	2,469014	5,97837	0,00188	8,4139	21,10749
x <sub>1</sub> (Q)	-5,73943	2,946176	-3,89619	0,01145	-19,0523	-3,90548
x <sub>2</sub> (L)	5,74406	2,469014	4,65292	0,00557	5,1413	17,83493
x <sub>2</sub> (Q)	-1,13970	2,946176	-0,77368	0,47409	-9,8528	5,29399
x <sub>1</sub> x <sub>2</sub>	0,81579	3,486515	0,46797	0,65949	-7,3308	10,59395

Ao serem analisadas as Tabelas 6 e 7, percebe-se que, para a variável-resposta remoção de cor, os termos significativos foram corrente elétrica e TDH (L). Observa-se também que esses termos representam um efeito positivo ao modelo.

Para a variável-resposta remoção de turbidez, os termos significativos foram a corrente (L), TDH (L) e a corrente (Q) em que a corrente (L) e o TDH (L) representam um efeito positivo e a corrente (Q) um efeito negativo ao modelo.

**Tabela 8** Coeficientes de regressão para a variável-resposta remoção de DQO.

Fatores	Coeficiente de regressão	Erro Padrão	t(5)	p – valor	Estimativas por intervalo (95%)	
					Limite inferior	Limite superior
Média	47,52807	1,089523	43,62283	0,00000	44,7274	50,32878
x <sub>1</sub> (L)	7,30437	1,336393	10,93147	0,00011	11,1734	18,04404
x <sub>1</sub> (Q)	0,87245	1,594664	1,09421	0,32375	-2,3543	5,84411
x <sub>2</sub> (L)	-0,06930	1,336393	-0,10371	0,92143	-3,5739	3,29670
x <sub>2</sub> (Q)	1,13153	1,594664	1,41915	0,21508	-1,8361	6,36228
x <sub>1</sub> x <sub>2</sub>	-2,94225	1,887131	-3,11822	0,02630	-10,7355	-1,03347

**Tabela 9** Coeficientes de regressão para a variável resposta remoção de NTK.

Fatores	Coeficiente de regressão	Erro Padrão	t(5)	p – valor	Estimativas por intervalo (95%)	
					Limite inferior	Limite superior
Média	8,26349	1,293639	6,38778	0,001392	4,9381	11,58889
x <sub>1</sub> (L)	5,19947	1,586759	6,55357	0,001240	6,3200	14,47783
x <sub>1</sub> (Q)	1,27624	1,893416	1,34808	0,235482	-2,3147	7,41966
x <sub>2</sub> (L)	0,60179	1,586759	0,75852	0,482345	-2,8753	5,28247
x <sub>2</sub> (Q)	-1,13812	1,893416	-1,2022	0,283113	-7,1434	2,59093
x <sub>1</sub> x <sub>2</sub>	-3,20000	2,240675	-2,8563	0,035561	-12,1598	-0,64016

Ao serem analisadas as Tabelas 8 e 9, observa-se que para as variáveis-resposta remoção de DQO e NTK, os termos significativos foram a corrente (L) e a interação entre corrente e TDH, em que a corrente (L) representa um efeito positivo e a interação um efeito negativo ao modelo. Os modelos ajustados para as variáveis-resposta remoção de cor, turbidez, DQO e NTK ficam caracterizados pelas Equações 10, 11, 12 e 13.

$$\text{Remoção de cor} = 78,84685 + 11,63722x_1 + 4,992 x_2 - 4,74910 x_1 \cdot x_2 - 3,66048 x_1^2 - 2,03792 x_2^2 \quad (10)$$

$$\text{Remoção de turbidez} = 68,2752 + 7,38034 x_1 + 5,74406 x_2 + 0,81579 x_1 \cdot x_2 - 5,73943 x_1^2 - 1,1397 x_2^2 \quad (11)$$

$$\text{Remoção de DQO} = 47,52807 + 7,30437 x_1 - 0,0693 x_2 - 2,94225 x_1 \cdot x_2 + 0,87245 x_1^2 + 1,13153 x_2^2 \quad (12)$$

$$\text{Remoção de NTK} = 8,26349 + 5,19947 x_1 + 0,60179 x_2 - 3,2 x_1 \cdot x_2 + 1,27624 x_1^2 - 1,13812 x_2^2 \quad (13)$$

Apesar de alguns termos não terem sido significativos, todos foram mantidos nos modelos para que o erro do modelo seja minimizado. E, nas Tabelas 10, 11, 12 e 13, podem ser observadas as análises de variância (ANOVA) dos modelos das variáveis-resposta.

**Tabela 10** ANOVA para a remoção de cor.

Fonte de Variação	SQ	GL	MQ	Fcalculado	Ftabelado	p-valor
<b>Regressão</b>	1467,483	5	293,497	14,22	5,05	0,00559
<b>Resíduos</b>	103,201	5	20,64			
<b>Total</b>		10				

% variação explicada ( $R^2$ ) 93,356%.

**Tabela 11** ANOVA para a remoção de turbidez.

Fonte de Variação	SQ	GL	MQ	Fcalculado	Ftabelado	p-valor
<b>Regressão</b>	892,095	5	178,419	14,678	5,05	0,0052
<b>Resíduos</b>	60,779	5	12,156			
<b>Total</b>		10				

% variação explicada ( $R^2$ ) 93,584%.

**Tabela 12** ANOVA para a remoção de DQO.

Fonte de Variação	SQ	GL	MQ	Fcalculado	Ftabelado	p-valor
<b>Regressão</b>	471,662	5	94,332	26,488	5,05	0,00132
<b>Resíduos</b>	17,806	5	3,561			
<b>Total</b>		10				

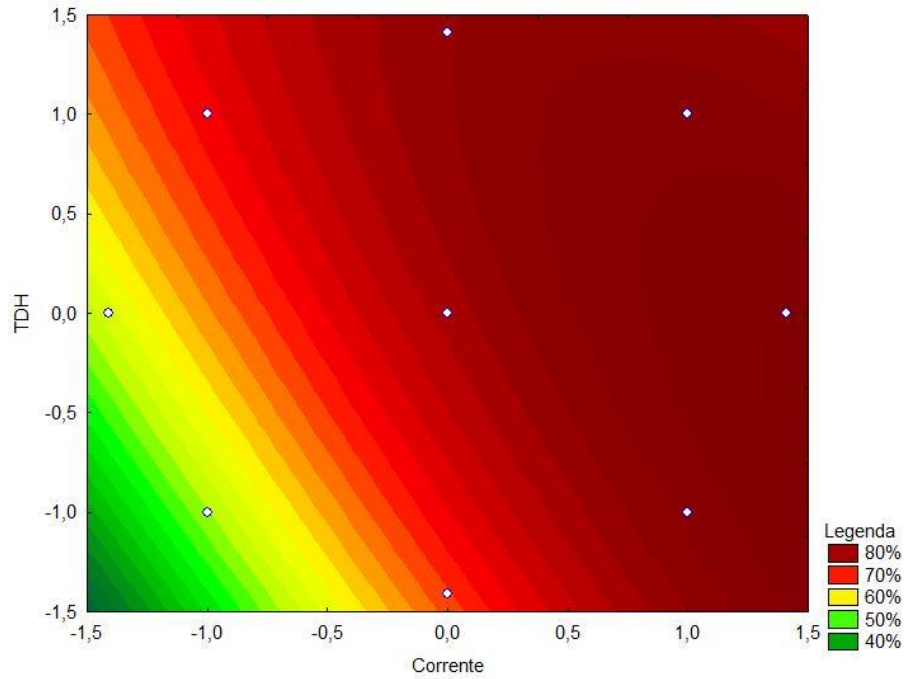
% variação explicada ( $R^2$ ) 96,34%.

**Tabela 13** ANOVA para a remoção de NTK.

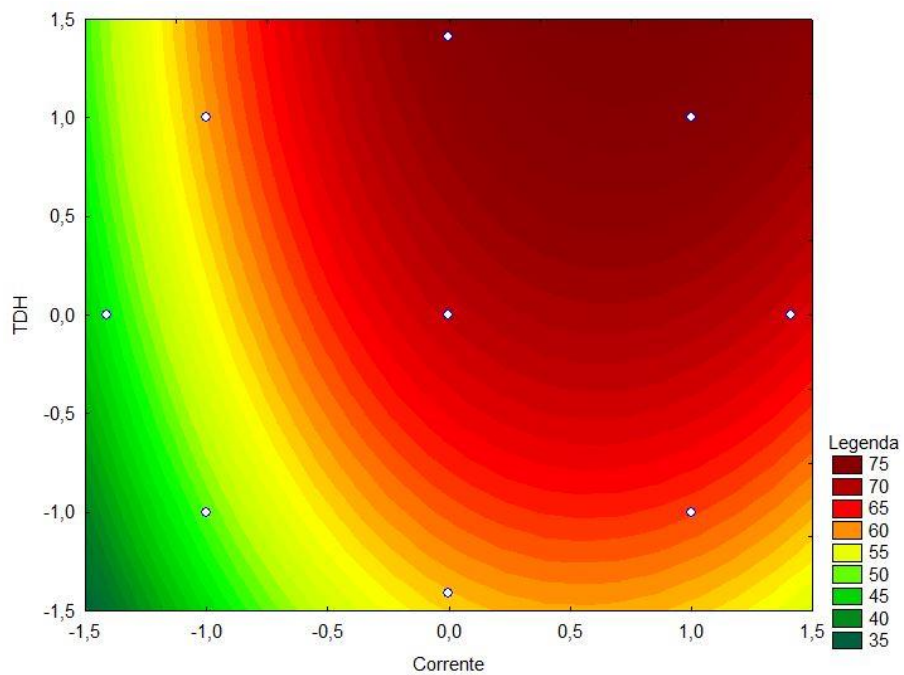
Fonte de Variação	SQ	GL	MQ	Fcalculado	Ftabelado	p-valor
<b>Regressão</b>	275,861	5	55,172	10,989	5,050	0,0099
<b>Resíduos</b>	25,103	5	5,021			
<b>Total</b>		10				

% variação explicada ( $R^2$ ) 91,84%.

Observa-se nas Tabelas 10 a 13 que os F calculados para a regressão são altamente significativos e as porcentagens de variação explicada ( $R^2$ ) pelos modelos foram muito boas, acima de 90%. Logo, é possível concluir que os modelos se ajustam bem aos dados experimentais. Nas Figuras 04, 05, 06 e 07, observam-se as superfícies de resposta para a remoção de cor, turbidez, DQO e NTK, respectivamente.



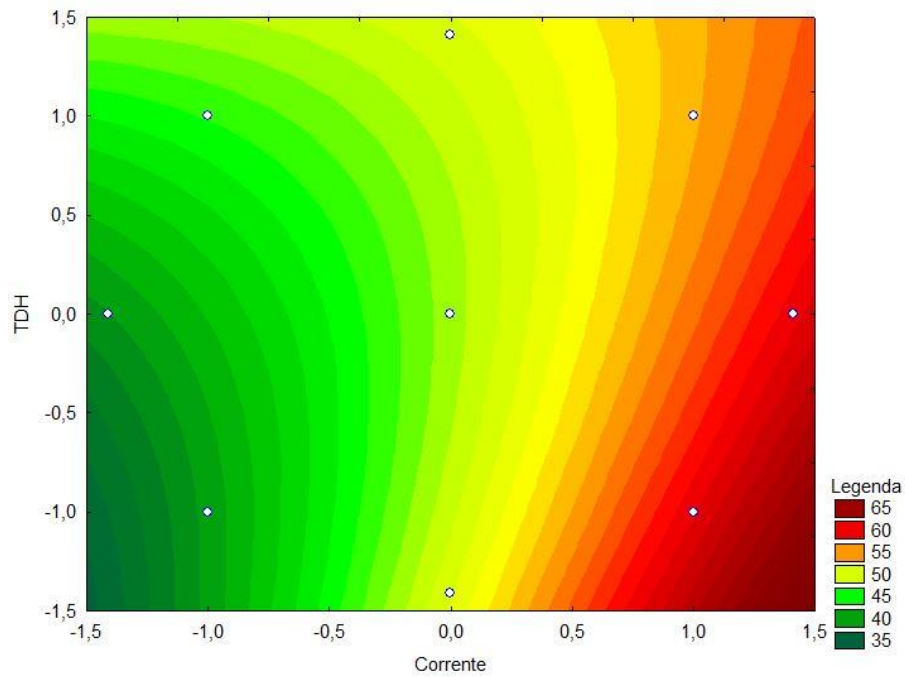
**Figura 4** Superfície de resposta para a remoção de cor.



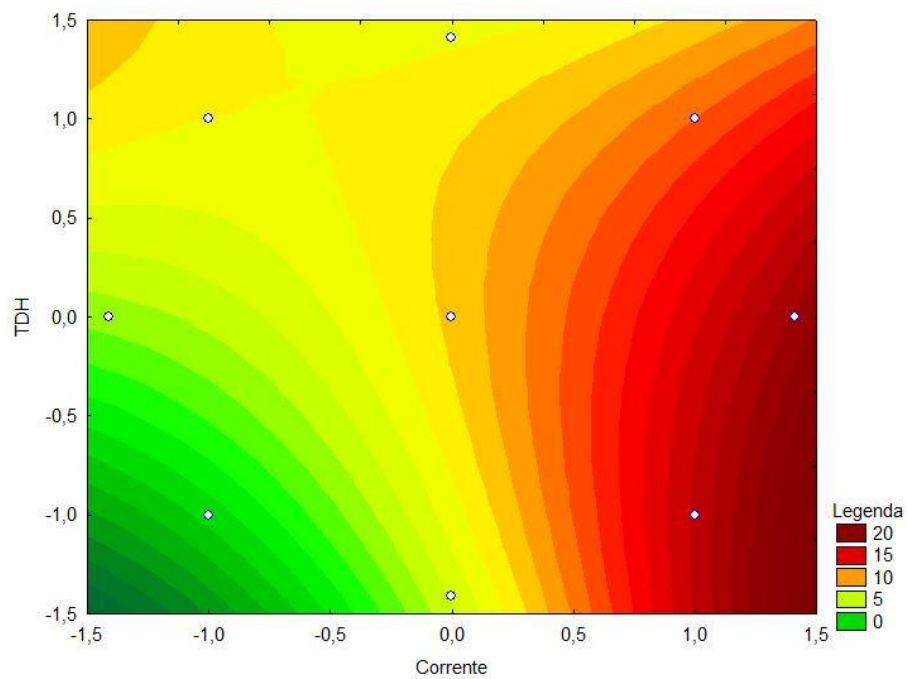
**Figura 5** Superfície de resposta para a remoção de turbidez.

Ao observar a Figura 4, percebe-se que a maior remoção de cor do efluente ocorre com uma corrente de aproximadamente 1,5 A e TDH de 20 minutos.

Na Figura 5, é possível observar que ocorre maior remoção de turbidez com aproximadamente 1,32 A e 30 minutos de TDH.



**Figura 6** Superfície de resposta para a remoção de DQO.



**Figura 7** Superfície de resposta para a remoção de NTK.

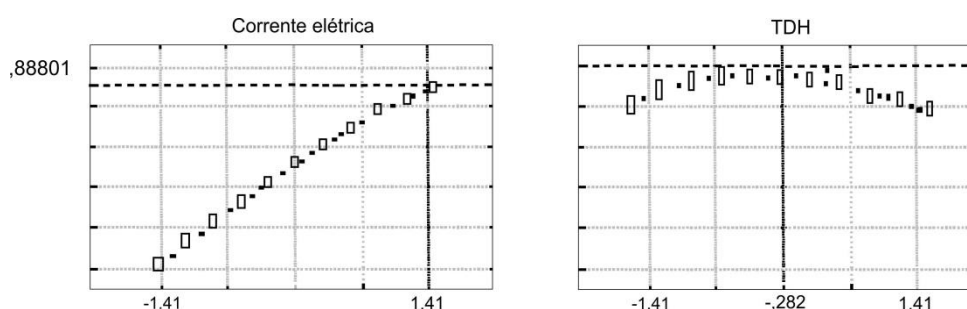
Para a remoção de DQO e NTK, as superfícies de resposta representadas nas Figuras 6 e 7 não apresentaram uma faixa aproximada para as melhores condições de remoção, como para as outras variáveis-resposta. Para maior remoção de DQO e NTK,



observa-se nos gráficos que o TDH pouco influencia e que valores elevados de corrente favorecem o tratamento.

#### 5.2.3.4 Desejabilidade global do sistema

Na Figura 8, pode-se observar a aplicação da metodologia de Derringer e Suich (1980) para a otimização do processo da eletrofloculação.



**Figura 8** Gráficos da desejabilidade.

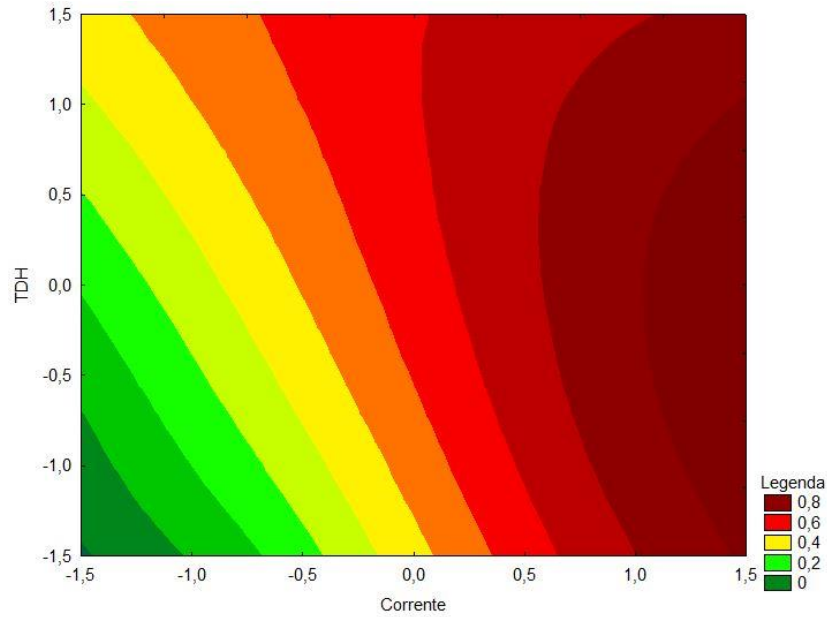
É possível verificar na Figura 8 que a desejabilidade global alcançada foi de 0,88801 e que a condição otimizada para a corrente elétrica é o valor codificado de 1,41, o qual corresponde a 1,5 A e uma densidade de corrente igual a  $16,67 \text{ mA cm}^{-2}$ . Para o TDH, o valor codificado é de -0,282, o que corresponde a 18 minutos.

Observa-se também que o fator crucial para a determinação do ponto ótimo é a corrente elétrica, pois apresenta inclinação mais pronunciada no gráfico. Essa inclinação é muito instrutiva, porque fornece uma ideia da margem de manobra que existe em torno das condições ótimas (NETO et al., 2010).

Também observa-se no gráfico da Figura 8 que a condição ótima apontada no valor máximo da corrente elétrica testada indica que a faixa poderia ser ampliada para novos testes, entretanto, esse aumento pode implicar o aumento dos custos do tratamento.

O gráfico da desejabilidade global em função do TDH mostra que este fator pode variar em uma faixa razoável sem prejudicar muito o valor de desejabilidade. Por outro lado, qualquer alteração no valor da corrente elétrica provocará uma queda brusca na desejabilidade. Dessa maneira, este fator deve ser mantido sob controle mais rigoroso.

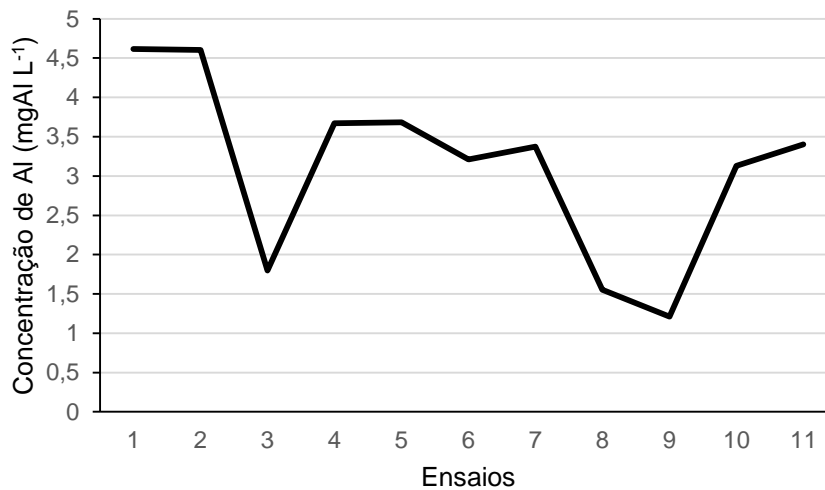
A Figura 9 apresenta a superfície de resposta para a desejabilidade e corrobora com as informações observadas na Figura 08.



**Figura 9** Superfície de resposta para a desejabilidade.

#### 5.2.3.5 Concentração de alumínio residual no efluente tratado

A Figura 10 e a Tabela 14 apresentam o gráfico com os valores encontrados de alumínio nos ensaios e a estatística descritiva, respectivamente.



**Figura 10** Valores da concentração de alumínio.

**Tabela 14** Estatística descritiva da variação de concentração de Al no efluente tratado.

	Média	Desvio padrão	Mínimo	Máximo
Alumínio (mg L <sup>-1</sup> )	3,11	1,14	1,21	4,61

Observa-se no gráfico da Figura 10 e na Tabela 14 que os valores de alumínio variaram de 1,21 a 4,61 e o ensaio que apresentou maior residual de alumínio foi ensaio 1 e o menor foi o ensaio 9. Brito et al. (2012) citam que é fato conhecido que se o alumínio oriundo dos eletrodos fosse liberado na solução, ocorreriam sérios problemas para a reutilização da água no processo.

A resolução CONAMA 430/11 não apresenta padrões de lançamento para o parâmetro alumínio. Entretanto, para níveis de comparação, a Portaria 2914/11 do Ministério da Saúde que rege sobre os padrões de potabilidade de água no Brasil cita que a água potável deve ser distribuída com concentração máxima de  $0,2 \text{ mg L}^{-1}$  de alumínio residual (BRASIL, 2011). A resolução CONAMA 357/05, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água, menciona que a concentração de alumínio na água de corpos de água doce classe III também é de  $0,2 \text{ mg L}^{-1}$  (BRASIL, 2005).

Arsand et al. (2013), ao buscarem a remoção de dexametasona de efluente provindo de hospital por eletrocoagulação utilizando eletrodos de alumínio, obtiveram valores de alumínio residual que variaram de 5,5 a  $8,5 \text{ mg L}^{-1}$ , valores acima do obtido no presente trabalho.

### **5.2.3.6 Custo operacional da eletrofloculação**

Admitiram-se apenas os valores de energia elétrica e consumo de alumínio para o cálculo do custo do processo de tratamento da eletrofloculação e utilizaram-se as Equações 07, 08 e 09.

O custo foi calculado apenas para a melhor condição encontrada para o tratamento, o qual foi de 18 minutos de tempo de detenção hidráulica e 1,5 A de corrente elétrica, o que corresponde a 18,5 volts para a ddp, considerando a condutividade elétrica do efluente. Assim, quando esses valores foram aplicados na Equação 07, obteve-se o valor de  $5,17 \text{ kWh m}^{-3}$  de consumo de energia elétrica e quando se utilizou a Equação 08 obteve-se o valor de  $0,0938 \text{ kg m}^{-3}$  de consumo de alumínio.

Para estimar o custo de energia elétrica e de alumínio, os valores em reais utilizados foram os disponibilizados pela companhia de energia elétrica do Paraná (COPEL) e pela Associação Brasileira do Alumínio. Segundo a COPEL (2016), o valor do kWh para a indústria é de R\$ 0,64543 e o quilograma do alumínio, segundo a ABAL (2015) é de R\$ 5,35.

Dessa maneira, de acordo com a Equação 09, o custo para tratar o efluente de frigorífico, nas condições otimizadas, foi de aproximadamente R\$  $3,84 \text{ m}^{-3}$ .

Asselin et al. (2008), ao tratarem águas residuárias de matadouro usando EF, obtiveram um custo operacional de R\$ 2,20 m<sup>-3</sup>. No entanto, os autores aplicaram 0,3 A para a corrente elétrica e consideraram o custo de eletricidade de R\$ 0,18 kWh<sup>-1</sup>.

Para a minimização dos custos com energia elétrica na eletrofloculação, alguns autores buscam utilizar fontes de energia renovável para a operação da EF e assim diminuir o custo. García-García et al. (2015) utilizaram células fotovoltaicas como fonte de energia para a eletrofloculação no tratamento de efluente proveniente de um parque industrial. Os autores alcançaram remoções de 80% para DQO, 97% para cor, 91% para turbidez e 48% para carbono orgânico total. Logo, tais dados comprovam a eficiência do sistema.

#### 5.2.4 Conclusão

A aplicação da técnica da eletrofloculação no tratamento de efluentes de matadouros e frigoríficos de suínos em um reator contínuo demonstrou ser eficiente no que tange à remoção de turbidez, cor, DQO obtendo-se 74,47 % de eficiência máxima para turbidez, 91,76 % para cor e 61,07 % para DQO. Ademais, o sistema não foi eficiente, já que houve 20% como remoção máxima de NTK.

As análises estatísticas mostraram que foi possível a obtenção de modelos matemáticos para a remoção dos parâmetros analisados e ao se calcular a função da desejabilidade, as condições otimizadas de tratamento foram de 18 minutos para o TDH, 1,5 A para a corrente elétrica e uma densidade de corrente igual a 16,67 mA cm<sup>-2</sup>.

Observou-se que a concentração de alumínio variou de 1,21 a 4,61 mg L<sup>-1</sup>, ao se analisar o alumínio residual no efluente tratado nos ensaios, o qual foi mais baixo do que o encontrado na literatura.

O custo do tratamento se apresentou elevado. A cada metro cúbico (m<sup>3</sup>) de efluente tratado por eletrofloculação, utilizaram-se 5,17 kWh de energia elétrica e 0,0938 kg de alumínio com custo de R\$ 3,84 m<sup>-3</sup>. Entretanto, o processo apresentou-se eficiente mesmo sem a necessidade de ajustes de pH e condutividade elétrica, o que pode acarretar maiores custos.

Todavia, para minimizar os custos com energia elétrica, a busca de fontes de energias renováveis pode ser uma alternativa para a viabilização da utilização da eletrofloculação.

### 5.2.5 Referências bibliográficas

ABAL – Associação Brasileira de Alumínio. Preços médios de alumínio pago pela indústria. Disponível em: <<http://www.abal.org.br/sustentabilidade/reciclagem/preco-da-sucata/>>. (Acesso em 2 de Fevereiro de 2015).

AHMADIAN, M.; YOUSEFI, N.; VAN GINKEL, S.W.; ZARE, M. R.; RAHIMI, S.; FATEHIZADEH, A. Kinetic study of slaughterhouse wastewater treatment by electrocoagulation using Fe electrodes. **Water Science & Technology**. v. 66 n.4, p. 754 – 760, 2012.

ARSAND, D. R.; KÜMMERER, K.; MARTINS, A. F. Removal of dexamethasone from aqueous solution and hospital wastewater by electrocoagulation. **Science of the Total Environment**. v. 443, p. 351 – 357, 2013.

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.

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

BAYRAMOGLU, M.; KOBYA, M.; EYVAZ, M.; SENTURK, E. Technical and economic analysis of electrocoagulation for the treatment of poultry slaughterhouse wastewater. **Separation and Purification Technology**. v. 51, p. 404 – 408. 2006.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. (2005) *Resolução nº 357 de 18 de março de 2005*. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>> (Acesso em 2 de Fevereiro de 2015).

BRASIL, Ministério da Saúde. (2011) Portaria nº 2914 de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Disponível em: <[http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914\\_12\\_12\\_2011.html](http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914_12_12_2011.html)> (Acesso em 2 de Fevereiro de 2015).

BRITO, J. F.; FERREIRA, L. O.; SILVA, J. P. Tratamento da água de purificação do biodiesel utilizando eletrofloculação. **Química Nova**. v. 35, n.4, p. 728 – 732, 2012.

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

CERQUEIRA, A. A.; MARQUES, M. R. C.; RUSSO, C. Avaliação do processo eletrolítico em corrente alternada no tratamento de água de produção. **Química Nova**. v. 34, n. 1, p. 59 – 63, 2011.

CHEBALLAH, K.; SAHMOUNE, A.; MESSAOUDI, K.; DROUCHE, N.; LOUNICI, H. Simultaneous removal of hexavalent chromium and COD from industrial wastewater by bipolar electrocoagulation. **Chemical Engineering and Processing: process intensification**. v. 96, p. 94 – 99, 2015.

COPEL – Companhia Paranaense de Energia Elétrica. Tarifa Convencional – subgrupo B3. Disponível em:  
<<http://www.copel.com/hpcopel/root/nivel2.jsp?endereco=%2Fhpcopel%2Froot%2Fpagcopel2.nsf%2F5d546c6fdeabc9a1032571000064b22e%2F8c04fbf11f00cc5703257488005939be>>  
(Acesso em 28 de Julho de 2016).

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

DERRINGER, G.; SUICH, R. Simultaneous optimization of several response variables. **Journal of Quality Technology**. v. 12, n. 4, p. 214 – 219, 1980.

GARCÍA-GARCÍA, A.; MARTÍNEZ-MIRANDA, V.; MARTÍNEZ-CIENFUEGOS, I. G.; ALMAZÁN-SÁNCHEZ, P. T.; CASTAÑEDA-JUÁREZ, M.; LINARES-HERNÁNDEZ, I. Industrial wastewater treatment by electrocoagulation–electrooxidation processes powered by solar cells. **Fuel**. v. 149, p. 46 – 54, 2015.

GATSIOS, E.; HAHLADAKIS, J. H.; GIDARAKOS, E. Optimization of electrocoagulation (EC) process for the purification of a real industrial wastewater from toxic metals. **Journal of Environmental Management**. v.154, p. 117 – 127, 2015.

GOBBI, L. C. A. **Tratamento de água oleosa por eletrofloculação**. Dissertação (Mestrado em Energia). 120 f. Programa de Pós-Graduação em Energia, Universidade Federal do Espírito Santo, UFES, São Mateus, 2013.

KHENNOUSSI, A.; CHAOUCH, M.; CHAHLAOUI, A. Treatment of the effluent from a red meat slaughterhouse by electrocoagulation flotation with iron electrodes. **Revue des Sciences de l'Eau**. v. 26, n. 2, p. 135 – 150, 2013.

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

NETO, B. B.; SCARMINIO, I. S.; BRUNS, R. E. **Como fazer experimentos**: pesquisa e desenvolvimento na ciência e na indústria. 4. ed. Porto Alegre: Bookman, 2010.

SARI, M. A.; CHELLAM, S. Mechanisms of boron removal from hydraulic fracturing wastewater by aluminum electrocoagulation. **Journal of Colloid and Interface Science**. v. 458, p. 103 – 111, 2015.

TAK, B.; TAK, B.; KIM, Y.; PARK, Y.; YOON, Y.; MIN, G. Optimization of color and COD removal from livestock wastewater by electrocoagulation process: Application of Box-Behnken desing (BBD). **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**. n. 28, p. 307 – 315, 2015.

TSIOPTSIAS, C.; PETRIDIS, D.; ATHANASAKIS, D.; LEMONIDIS, I.; DELIGIANNIS, A.; SAMARAS, P. Post-treatment of molasses wastewater by electrocoagulation and process

optimization through response surface analysis. **Journal of Environmental Management**. n.164, p. 104 – 113, 2015.

UN, U. T.; KANDEMIR, A.; ERGINEL, N.; OCAL, S. E. Continuous electrocoagulation of cheese whey wastewater: An application of Response Surface Methodology. **Journal of Environmental Management**. n.146, p. 245 – 250, 2014.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. DESA, UFMG: Belo Horizonte, 2005.

### 5.3 Artigo 3 - Otimização do tratamento de efluente de matadouro e frigorífico por combinação: eletrofloculação e coagulante à base de tanino

#### RESUMO

O objetivo desse trabalho foi avaliar a remoção da demanda química de oxigênio (DQO), turbidez, cor e nitrogênio total Kjeldahl (NTK) do efluente de um matadouro e frigorífico de suínos por combinação eletrofloculação/coagulação orgânica e otimizar as variáveis corrente elétrica, tempo de detenção hidráulica e concentração de coagulante à base de tanino em um reator batelada. O sistema de tratamento da eletrofloculação consistiu em um reator contínuo de bancada, o qual comportou os eletrodos de sacrifício de alumínio, o coagulante orgânico assim como o efluente a ser tratado. Os eletrodos foram conectados a uma fonte de corrente contínua. O delineamento experimental utilizado foi o DCCR. Para a cor, os valores de eficiência de remoção obtidos variaram de 93,45% a 97,82%, para a turbidez, os valores variaram de 85,53% a 98,37%, para a DQO, variaram de 57,89% a 64,73% e para o NTK, variaram de 11,48% a 65,57%. Foi possível a obtenção de modelos matemáticos para a remoção de cor e turbidez e ao se calcular a função da desejabilidade, as condições otimizadas de tratamento foram de 10 minutos para o TDH e 0,68 A para a corrente elétrica, que corresponde a uma densidade de corrente igual a  $13,6 \text{ mA cm}^{-2}$  e uma concentração de  $0,775 \text{ mL L}^{-1}$  para o coagulante à base de tanino. O alumínio residual variou de 0 a  $2,11 \text{ mg L}^{-1}$  e o custo do tratamento ficou em  $\text{R\$ } 3,49 \text{ m}^{-3}$ .

**PALAVRAS-CHAVE:** Eletrocoagulação, tanino, tratamento físico-químico, águas residuárias.

#### ABSTRACT

This study aimed at evaluating the removal of chemical oxygen demand (COD), turbidity, color and nitrogen Total Kjeldahl (NTK) of effluent from a swine slaughterhouse and a packing plant by combining electroflocculation/organic coagulation as well as optimizing variables such as electrical current, hydraulic retention time (HRT) and concentration of tannin-based coagulant in a batch reactor. The electroflocculation treatment system consisted of a continuous bench reactor, which supported aluminum sacrificial electrodes, the organic coagulant as well as the effluent to be treated. The electrodes were connected to a source of direct current. The experimental design was CCRD. For the color variable, the removal efficiency values ranged from 93.45% to 97.82%; for turbidity, they ranged from 85.53% to 98.37%; for COD, these answers ranged from 57.89 to 64%, 73% and for NTK, they ranged from 11.48% to 65.57%. It was possible to obtain mathematical models for removing color and turbidity and calculating the desirability function, while the best optimized conditions of treatment were of 10 minutes for HRT, 0.68 A for electric current corresponding to a current density equal to  $13.6 \text{ mA cm}^{-2}$  and a  $0,775 \text{ mL L}^{-1}$  concentration for tannin-based coagulant. Residual aluminum varied from 0 to  $2.11 \text{ mg L}^{-1}$  and the cost of treatment was  $\text{R\$ } 3.49 \text{ m}^{-3}$ .

**KEYWORDS:** Electrocoagulation, tannin, physical-chemical treatment, wastewater.



### 5.3.1 Introdução

O setor de processamento de carne produz grandes volumes de águas residuais devido ao abate de animais e limpeza das instalações de matadouros e fábricas de processamento de carne (BUSTILLO – LECOMPTE e MEHRVAR, 2015). A indústria de processamento de carne utiliza 24% da água doce total consumida pela indústria de alimentos e bebidas e até 29% de toda a demanda do setor agrícola em todo o Planeta (MEKONNEN e HOEKSTRA, 2012; GERBENS-LEENES et al, 2013).

Além dos grandes volumes de efluentes gerados, esses possuem elevado grau poluidor. Bayramoglu et al. (2006) citam que as águas residuárias provindas de frigoríficos consistem principalmente de vários compostos orgânicos incluindo óleos e graxas, carboidratos, proteínas, partículas suspensas, dentre outros. É de extrema importância que esses efluentes sejam devidamente tratados para que os impactos ambientais sejam minimizados. Dessa forma, o tratamento físico-químico se destaca na remoção de poluentes de efluentes. Logo, entre as técnicas de tratamentos físico-químicos, a eletrofloculação (EF) e a coagulação orgânica são opções interessantes.

A eletrofloculação é uma técnica eletrolítica que envolve a dissolução de um metal no ânodo com a formação simultânea de íons hidroxilas, e a geração de gás hidrogênio no cátodo, o qual pode ser recuperado para a utilização como fonte de energia ou um reagente para outras aplicações industriais (PHALAKORNKULE et al., 2010).

Os íons metálicos produzidos pela corrosão do Al ou Fe se comportam de forma similar com esses mesmos íons presentes nos coagulantes químicos. No entanto, as características dos agregados dos flocos gerados durante o processo de eletrocoagulação diferem drasticamente daquelas geradas por coagulação química. Assim, o lodo gerado em um processo de eletroflotação tende a conter menor umidade e é mais resistente ao cisalhamento e mais facilmente filtrável. Outras vantagens da electrocoagulação sobre a coagulação química são: a quantidade de produtos químicos necessários é inferior e a salinidade da água residual não aumenta. Além disso, as bolhas de gás gerado no cátodo podem contribuir para a flutuação dos flocos, que podem ser facilmente recuperados (VALERO et al., 2011).

Entretanto, pelo fato do uso de energia elétrica, o tratamento de efluentes por eletrofloculação pode se tornar custoso e inviabilizar a aplicação da técnica. Para minimizar tal fato é possível combinar outras técnicas de tratamento com a EF.

Nesse sentido, a utilização de coagulantes orgânicos combinados com a eletrofloculação pode ser uma opção interessante para atingir elevados valores remoções

de poluentes de efluentes de frigoríficos e matadouros e diminuir os custos com energia elétrica.

Os coagulantes orgânicos são novos agentes necessários para ultrapassar os inconvenientes que os produtos químicos tradicionais apresentam. Neste cenário, os taninos são apresentados como uma promissora fonte de novos agentes coagulantes. Taninos são compostos polifenólicos solúveis em água, principalmente de origem vegetal, com peso molecular com variação entre 500 e mil daltons (BELTRÁN-HEREDIA et al., 2011).

Os coagulantes orgânicos comerciais utilizados para o tratamento de efluentes geralmente são à base de tanino extraído de vegetais, como a *Acacia decurrens*, popularmente conhecida como Acácia Negra.

Vários são os autores que buscam a extração de taninos e a aplicação dos mesmos para a remoção de poluentes em águas residuárias. Sanchés-Martín et al. (2014) otimizaram a síntese do tanino extraído da *Schinopsis balansae* e testaram o coagulante na remoção de corantes e detergentes. Skoronski et al. (2014) estudaram a aplicação de tanino no tratamento de água para abastecimento, captada no Rio Tubarão.

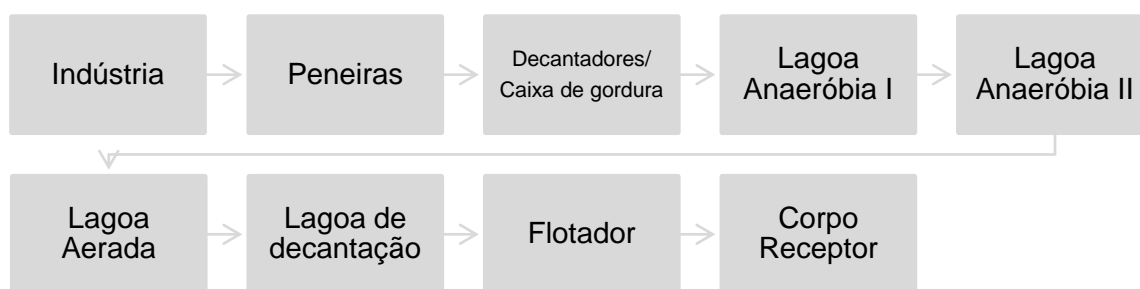
Dessa maneira, o objetivo desse trabalho foi avaliar a remoção da demanda química de oxigênio (DQO), turbidez, cor e nitrogênio total Kjeldahl (NTK) do efluente de um matadouro e frigorífico de suínos pela combinação eletrofloculação/coagulação orgânica e otimizar as variáveis corrente elétrica, tempo de detenção hidráulica e concentração de coagulante à base de tanino em um reator batelada, bem como o custo que envolve a eletrólise e o alumínio residual no efluente tratado.

### **5.3.2 Material e métodos**

#### **5.3.2.1 Efluente de frigorífico e matadouro de suínos**

O efluente utilizado no estudo provém de um matadouro e frigorífico de suínos localizado na região Oeste do Paraná. Essa indústria abate aproximadamente 6.500 animais e produz uma vazão de 5.200 m<sup>3</sup> de efluente por dia.

A Figura 1 apresenta o fluxograma da estação de tratamento de efluente da indústria.



**Figura 1** Fluxograma da estação de tratamento de efluente do frigorífico.

O efluente utilizado para os ensaios de eletrofloculação foi coletado em um único momento após a saída dos decantadores/caixa de gordura, armazenado em recipientes de plástico com volume de 5 litros e caracterizado, de acordo com os parâmetros apresentados na Tabela 1.

**Tabela 1** Análises físico-químicas para caracterização do efluente.

Parâmetros	Unidades	Métodos	Protocolo APHA (2005)
Demanda química de oxigênio	mg L <sup>-1</sup>	Colorimétrico	5220 D
Alumínio Total	mg L <sup>-1</sup>	Fotometria de chama	3111
pH	-	Potenciométrico	4500 – H <sup>+</sup> B
Condutividade	mS cm <sup>-1</sup>	Condutímetro	2510 B
Turbidez	UNT	Nefelométrico	2130 B
Cor	UC	Espectrometria	2120 B
Nitrogênio total Kjeldahl	mg L <sup>-1</sup>	Kjeldahl	4500 – N <sub>org</sub> B

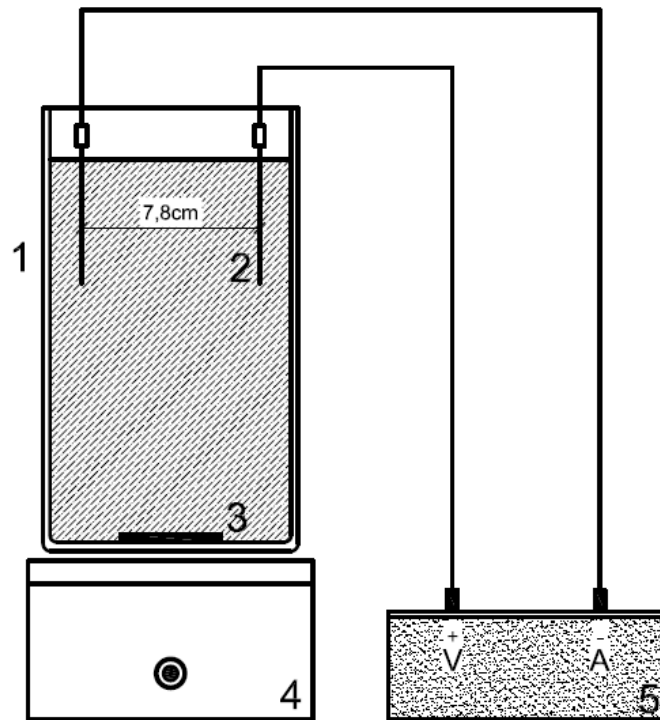
### 5.3.2.2 Sistema experimental em batelada

O sistema de tratamento da eletrofloculação consistiu em um reator batelada de bancada (copo de béquer de 1 litro e agitador magnético), o qual comportou os eletrodos de sacrifício de alumínio assim como o efluente a ser tratado e o coagulante orgânico. Por sua vez, os eletrodos foram conectados a uma fonte de corrente contínua de modo a viabilizar a eletrofloculação.

O coagulante utilizado foi um coagulante-polímero catiônico de baixo peso molecular de origem essencialmente vegetal à base de tanino, com densidade igual a 1,053 g cm<sup>-3</sup> e viscosidade de 50s.

Ao béquer eram adicionados 800 mL de efluente e mergulhados os eletrodos. O coagulante era adicionado com o auxílio de uma micropipeta no momento que se iniciava a eletrólise. Os eletrodos eram dispostos a uma distância de 7,8 cm entre si e cada placa possuía 10 cm de comprimento e 5 cm de largura totalizando uma área de 50 cm<sup>2</sup>.

A Figura 2 ilustra o sistema descrito.



**Figura 2** Módulo experimental para o tratamento de efluente por eletrofloculação.

Em que:

- 1: Reator eletroquímico;
- 2: Eletrodos de sacrifício;
- 3: Barra magnética;
- 4: Agitador magnético;
- 5: Fonte.

Buscaram-se as melhores condições para o tratamento do efluente pelo teste de diferentes valores para as variáveis corrente elétrica, tempo de detenção hidráulica (TDH) e concentração de coagulante orgânico à base de tanino.

### 5.3.2.3 Avaliação do sistema

Características como remoção de turbidez, cor, demanda química de oxigênio (DQO) e nitrogênio total Kjeldahl (NTK) foram consideradas para verificar a melhor eficiência do sistema de tratamento. Ademais, analisou-se a concentração de alumínio no efluente tratado já que houve preocupação com o residual de alumínio que os eletrodos poderiam transferir ao efluente.

### 5.3.2.4 Planejamento experimental

O delineamento utilizado foi o DCCR (delineamento composto central rotacional). Como foram trabalhadas três variáveis independentes (TDH, concentração do coagulante e corrente elétrica), realizou-se um fatorial completo  $2^3$ , incluindo-se 6 pontos axiais e 3 repetições no ponto central, totalizando 17 ensaios.

A Tabela 2 apresenta o número de ensaios com os valores codificados e reais, os quais foram definidos a partir de testes preliminares com o efluente. Esses testes também mostraram que não foi necessária a adição de agentes alcalinos e que o efluente possuía condutividade elétrica necessária para que ocorresse a eletrofloculação.

**Tabela 2** Número de ensaios com os valores codificados e reais.

Ensaio	TDH (min)	Coagulante (mL L <sup>-1</sup> )	Corrente elétrica (A)
1	-1 (7,02)	-1 (0,40125)	-1 (0,362)
2	1 (12,98)	-1 (0,40125)	-1 (0,362)
3	-1 (7,02)	1 (0,8475)	-1 (0,362)
4	1 (12,98)	1 (0,8475)	-1 (0,362)
5	-1 (7,02)	-1 (0,40125)	1 (0,838)
6	1 (12,98)	-1 (0,40125)	1 (0,838)
7	-1 (7,02)	1 (0,8475)	1 (0,838)
8	1 (12,98)	1 (0,8475)	1 (0,838)
9	-1,68 (5)	0 (0,625)	0 (0,6)
10	1,68 (15)	0 (0,625)	0 (0,6)
11	0 (10)	-1,68 (0,25)	0 (0,6)
12	0 (10)	1,68 (1,0)	0 (0,6)
13	0 (10)	0 (0,625)	-1,68 (0,2)
14	0 (10)	0 (0,625)	1,68 (1,0)
15	0 (10)	0 (0,625)	0 (0,6)
16	0 (10)	0 (0,625)	0 (0,6)
17	0 (10)	0 (0,625)	0 (0,6)

A partir dos resultados, foi possível o cálculo dos efeitos das variáveis, os respectivos erros e a análise de variância (ANOVA) para verificar a qualidade do ajuste do modelo obtido, o qual relacionou a variável-resposta às demais variáveis independentes testadas, assim como o efeito entre elas. A representação gráfica deste modelo constituiu um gráfico de superfície, que auxiliou na determinação da região ótima de operação do sistema.

A análise de regressão dos dados obtidos por DCCR permitiu o ajuste dos parâmetros de modelos quadráticos das variáveis-resposta em função dos fatores estudados e suas interações. A Equação 01 representa um modelo geral a ser obtido, em que os parâmetros  $\alpha$  foram ajustados mediante análise de regressão.

$$\text{Remoção de cor ou turbidez ou DQO ou NTK} = \alpha_1 + \alpha_2 x_1 + \alpha_3 x_2 + \alpha_4 x_3 + \alpha_5 x_1 \cdot x_2 + \alpha_6 x_1 \cdot x_3 + \alpha_7 x_2 \cdot x_3 + \alpha_8 x_1^2 + \alpha_9 x_2^2 + \alpha_{10} x_3^2 \quad (01)$$

Onde  $x_1$  é TDH,  $x_2$  é o volume do coagulante à base de tanino e  $x_3$  é a corrente elétrica.

Como o trabalho avaliou a remoção de cinco parâmetros, foi necessária a otimização simultânea das variáveis-resposta. Para isso, utilizou-se a função de desejabilidade, metodologia criada por Derringer e Suich (1980).

### 5.3.2.5 Custo operacional do tratamento

No processo de eletrofloculação, os principais custos envolvidos são o consumo dos eletrodos, consumo de energia elétrica, mão de obra para a operação, manutenção do sistema e disposição final do lodo gerado.

Como o presente trabalho foi realizado em escala de bancada, os consumos tanto dos eletrodos de alumínio bem como de energia elétrica e o custo do coagulante à base de tanino foram os dados considerados para se calcular o custo do processo.

Para se calcular o consumo de energia elétrica, considerou-se a equação 02.

$$C_e = \frac{U \times i \times t}{V} \quad (02)$$

Em que:

- $C_e$ : consumo de energia ( $\text{Wh m}^{-3}$ );
- $U$ : diferencial de potencial aplicado no sistema (V);
- $i$ : corrente elétrica aplicada (A);

- t: tempo de aplicação (h);
- V: volume de efluente tratado (m<sup>3</sup>).

A massa consumida do eletrodo ( $M_{cel}$ ) por volume, durante a EF, pode ser quantificada pela Equação 3.

$$M_{cel} = \frac{i \times t \times M}{(F \times n) V} \quad (03)$$

Em que:

- $M_{cel}$ : Massa consumida do eletrodo por volume (kg m<sup>-3</sup>);
- i: corrente elétrica aplicada (A);
- t: tempo de aplicação (s);
- M: massa molar do elemento predominante do eletrodo (26,98 g mol<sup>-1</sup>);
- F: constante de Faraday (96.485, 3329 s A mol<sup>-1</sup>);
- n: número de elétrons envolvidos na reação de oxidação do anodo (3);
- V: volume do efluente tratado (m<sup>3</sup>).

Para se calcular a quantidade de coagulante à base de tanino, foi considerada a Equação 04.

$$Q_{tan} = \frac{V_{tan}}{V} \quad (04)$$

Em que:

- $Q_{tan}$ : Quantidade de coagulante utilizado por volume de efluente tratado (L m<sup>-3</sup>);
- $V_{tan}$ : Volume de coagulante utilizado (L);
- V: volume do efluente tratado (m<sup>3</sup>).

Com os valores da massa do eletrodo, do consumo de energia elétrica e a quantidade de coagulante à base de tanino, foi possível calcular os custos de operação utilizando-se a Equação 05.

$$Co = \alpha Ce + \beta M_{cel} + \gamma Q_{tan} \quad (05)$$

Em que:

- Co: custo de operação (R\$ m<sup>-3</sup>);
- $\alpha$ : custo de energia elétrica (R\$ kWh<sup>-1</sup>);
- Ce: consumo de energia (kWh m<sup>-3</sup>);
- $\beta$ : custo mássico do alumínio (R\$ kg<sup>-1</sup>);
- M<sub>cel</sub>: Massa de alumínio consumida (kg m<sup>-3</sup>);
- $\gamma$ : custo do coagulante à base de tanino (R\$ L<sup>-1</sup>);
- Q<sub>tan</sub>: Quantidade de coagulante utilizado por volume de efluente tratado (L m<sup>-3</sup>).

### 5.3.3 Resultados e discussão

#### 5.3.3.1 Caracterização do efluente bruto

Na Tabela 3, é possível observar as características do efluente de matadouro e frigorífico de suínos utilizado para os testes.

**Tabela 3** Valores dos parâmetros de caracterização do efluente.

Parâmetros	Valor	Unidade
Demanda química de oxigênio	2234,4 ± 146,96	mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>
Alumínio Total	0,0 ± 0,0	mg Al L <sup>-1</sup>
pH	7,21 ± 0,0	-
Condutividade	2,93 ± 0,04	mS cm <sup>-1</sup>
Turbidez	725,5 ± 28,99	UNT
Cor	3620 ± 42,43	UC
Nitrogênio total Kjeldahl	85,4 ± 1,98	mgN L <sup>-1</sup>

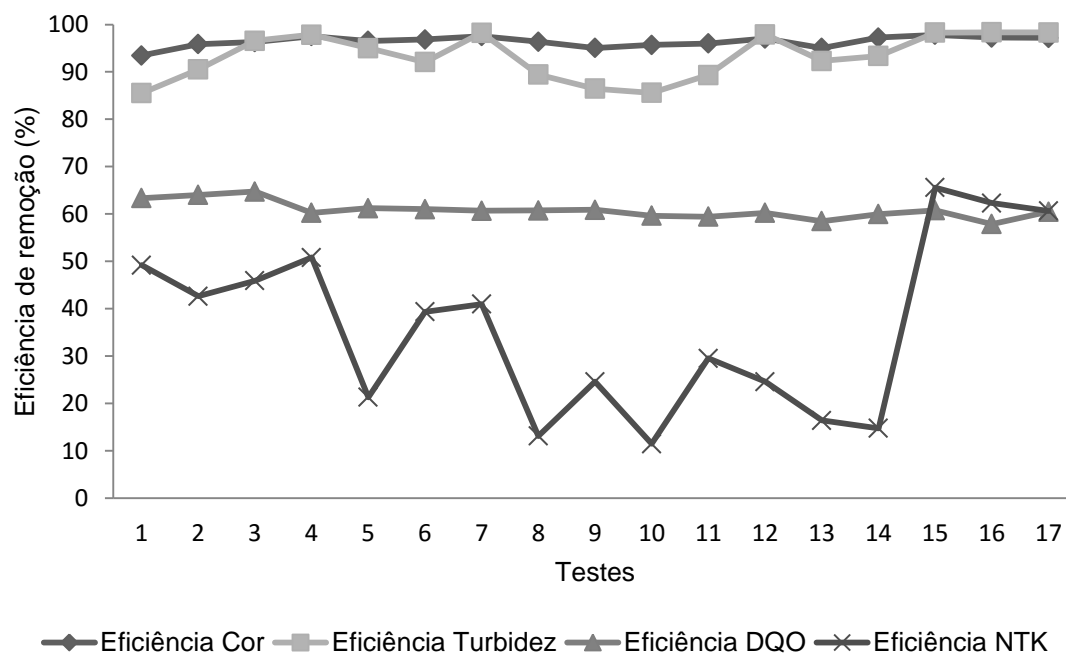
Bazrafshan et al. (2012), ao caracterizarem água residuária de frigorífico, encontraram valor de 5817 mg L<sup>-1</sup> para DQO, 7,31 de pH, 3247 mg L<sup>-1</sup> de sólidos suspensos totais, 9,14 mS cm<sup>-1</sup> e 137 mg L<sup>-1</sup> de NTK. E quando foram observados os valores encontrados nesse trabalho e de outros autores, percebeu-se que os efluentes provenientes de frigoríficos apresentam elevados teores de material orgânico entre outros poluentes.

Corroborando com os valores encontrados, Pacheco & Yamanaka (2006) citam que esses efluentes se caracterizam por apresentarem elevada carga orgânica devido à presença de sangue, gordura, esterco, conteúdo estomacal não digerido e conteúdo intestinal, elevado conteúdo de gordura, elevados conteúdos de nitrogênio, fósforo e sal.



### 5.3.3.2 Eficiência de remoção

A Figura 3 apresenta o gráfico com as porcentagens de remoção obtidas para cor, turbidez, DQO e NTK nos ensaios realizados.



**Figura 3** Eficiência de remoção dos parâmetros estudados.

Observa-se no gráfico da Figura 3 que as maiores remoções ocorreram para os parâmetros cor e turbidez, seguidas pela DQO e NTK.

A Tabela 4 apresenta a estatística descritiva das eficiências de remoção para os parâmetros analisados.

**Tabela 4** Estatística descritiva das eficiências de remoção de turbidez, cor, DQO e NTK.

	Média (%)	Desvio padrão	Mínimo (%)	Máximo (%)
Cor	96,40	1,14	93,45	97,82
Turbidez	93,26	4,77	85,53	98,37
DQO	60,81	1,79	57,89	64,73
NTK	36,07	18,07	11,48	65,57

Observa-se na Tabela 4 que, para a cor, a menor e a maior remoção ocorreram nos ensaios 1 (93,45%) e 15 (97,82%), respectivamente. Para a turbidez, a menor e a maior remoção ocorreram nos ensaios 1 (85,53%) e 16 (98,37%), respectivamente.

Para a DQO, a menor e a maior remoção ocorreram nos ensaios 16 (57,89%) e 3 (64, 73%), respectivamente e para o NTK, a menor remoção ocorreu no ensaio 10 (11,48%) e a maior remoção ocorreu no ensaio 15 (65,57%).

Bazrafshan et al. (2012), ao tratarem águas residuárias provenientes de frigoríficos com a combinação: coagulação química (cloreto de polialumínio) e eletrofloculação, obtiveram resultados com remoções de até 99,78% de DQO, 99,61% de DBO, 97,47% de sólidos suspensos totais e 94,89% de NTK. Essas remoções elevadas, comparadas ao presente trabalho, podem ser explicadas pelo elevado valor de ddp aplicado no tratamento que foi de 40 V.

### 5.3.3.3 Otimização do processo de eletrofloculação

A partir desses resultados, foi possível avaliar um modelo matemático para a remoção de cor, turbidez, DQO e NTK.

Nas Tabelas 5 a 8, que descrevem os coeficientes do modelo de regressão a partir da matriz codificada, os termos lineares estão associados à letra L e os termos quadráticos à letra Q. Foram considerados significativos os parâmetros com p – valores menores que 5%.

**Tabela 5** Coeficientes de regressão para a variável-resposta remoção de cor.

Fatores	Coeficiente de regressão	Erro Padrão	t(7)	p – valor	Estimativas por intervalo (95%)	
					Limite inferior	Limite superior
Média	97,3919	0,23815	408,95	0,000	96,82873	97,95499
x <sub>1</sub> (L)	0,5702	0,22380	2,55	0,038	0,04098	1,09940
x <sub>1</sub> (Q)	-1,2794	0,24655	-5,19	0,001	-1,86245	-0,69641
x <sub>2</sub> (L)	0,9866	0,22380	4,41	0,003	0,45739	1,51580
x <sub>2</sub> (Q)	-0,4671	0,24656	-1,89	0,100	-1,05008	0,11595
x <sub>3</sub> (L)	1,1536	0,22380	5,15	0,001	0,62437	1,68279
x <sub>3</sub> (Q)	-0,7313	0,24656	-2,97	0,021	-1,31435	-0,14831
x <sub>1</sub> x <sub>2</sub>	-0,6595	0,29228	-2,26	0,059	-1,35067	0,03161
x <sub>1</sub> x <sub>3</sub>	-1,1361	0,29228	-3,89	0,006	-1,82719	-0,44491
x <sub>2</sub> x <sub>3</sub>	-1,0048	0,29228	-3,44	0,011	-1,69597	-0,31369

Dessa maneira, percebe-se que, para a variável- resposta remoção de cor, os termos significativos foram TDH, (L) e (Q), coagulante (L), corrente (L) e (Q) e as interações entre TDH e corrente e coagulante e corrente. Destes termos, observa-se que o TDH (L), coagulante (L) e corrente (L) representam um efeito positivo ao modelo e os demais um efeito negativo.

**Tabela 6** Coeficientes de regressão para a variável-resposta remoção de turbidez.

Fatores	Coeficiente de regressão	Erro Padrão	t(7)	p – valor	Estimativas por intervalo (95%)	
					Limite inferior	Limite superior
Média	98,1469	1,1202	87,6	0,0000	95,4981	100,7956
x <sub>1</sub> (L)	-1,0142	1,0527	-0,92	0,3674	-3,5034	1,4750
x <sub>1</sub> (Q)	-7,4698	1,1597	-6,44	0,0003	-10,2121	-4,7274
x <sub>2</sub> (L)	4,8918	1,0527	4,64	0,0023	2,4026	7,3811
x <sub>2</sub> (Q)	-2,0807	1,1597	-1,79	0,1158	-4,8230	0,6616
x <sub>3</sub> (L)	0,8929	1,0527	0,84	0,4243	-1,5962	3,3822
x <sub>3</sub> (Q)	-2,6374	1,1597	-2,27	0,0571	-5,3798	0,1049
x <sub>1</sub> x <sub>2</sub>	-2,3949	1,3748	-1,74	0,1250	-5,6458	0,8560
x <sub>1</sub> x <sub>3</sub>	-4,5176	1,3748	-3,28	0,0134	-7,7684	-1,2667
x <sub>2</sub> x <sub>3</sub>	-4,4383	1,3748	-3,22	0,0145	-7,6892	-1,1874

Para a variável-resposta remoção de turbidez, os termos significativos foram o TDH (Q), coagulante (L) e as interações entre TDH e corrente e coagulante e corrente.

Destes termos, observa-se que o coagulante (L) representa um efeito positivo ao modelo e os demais um efeito negativo.

**Tabela 7** Coeficientes de regressão para a variável resposta remoção de DQO.

Fatores	Coeficiente de regressão	Erro Padrão	t(7)	p – valor	Estimativas por intervalo (95%)	
					Limite inferior	Limite superior
Média	59,5642	1,2607	47,25	0,0000	56,5831	62,5452
x <sub>1</sub> (L)	-0,8953	1,1848	-0,76	0,4745	-3,6968	1,9062
x <sub>1</sub> (Q)	1,3843	1,3052	1,06	0,3241	-1,7021	4,4706
x <sub>2</sub> (L)	-0,2711	1,1848	-0,23	0,8256	-3,0726	2,5304
x <sub>2</sub> (Q)	1,0741	1,3052	0,82	0,4377	-2,0122	4,1605
x <sub>3</sub> (L)	-0,9114	1,1848	-0,77	0,4669	-3,7129	1,8901
x <sub>3</sub> (Q)	0,6476	1,3052	0,49	0,6349	-2,4387	3,7339
x <sub>1</sub> x <sub>2</sub>	-1,2174	1,5473	-0,79	0,4572	-4,8761	2,4413
x <sub>1</sub> x <sub>3</sub>	0,9165	1,5473	0,59	0,5723	-2,7423	4,5752
x <sub>2</sub> x <sub>3</sub>	0,3967	1,5473	0,26	0,8050	-3,2620	4,0554

**Tabela 8** Coeficientes de regressão para a variável-resposta remoção de NTK.

Fatores	Coeficiente de regressão	Erro Padrão	t(7)	p – valor	Estimativas por intervalo (95%)	
					Limite inferior	Limite superior
Média	61,4833	9,7899	6,280	0,0004	38,3338	84,6328
x <sub>1</sub> (L)	-4,9115	9,2002	-0,533	0,6099	-26,6666	16,8436
x <sub>1</sub> (Q)	-22,6608	10,1357	-2,235	0,0604	-46,6279	1,3063
x <sub>2</sub> (L)	-1,4513	9,2002	-0,157	0,8791	-23,2065	20,3038
x <sub>2</sub> (Q)	-16,2716	10,1357	-1,605	0,1524	-40,2387	7,6955
x <sub>3</sub> (L)	-11,2167	9,2002	-1,219	0,2623	-32,9718	10,5384
x <sub>3</sub> (Q)	-24,4033	10,1357	-2,407	0,0469	-48,3704	-0,4361
x <sub>1</sub> x <sub>2</sub>	-8,6065	12,0153	-0,716	0,4970	-37,0184	19,8053
x <sub>1</sub> x <sub>3</sub>	-2,0492	12,0153	-0,170	0,8694	-30,4611	26,3627
x <sub>2</sub> x <sub>3</sub>	-2,8688	12,0153	-0,239	0,8181	-31,2807	25,5430

Observa-se que os modelos ajustados para as variáveis-resposta remoção de cor e turbidez ficam caracterizados pelas Equações 06 e 07. Para as variáveis-resposta remoção de DQO e NTK, não foi possível a obtenção de modelos ajustados.

$$\text{Remoção de cor} = 97,3919 + 0,2851x_1 - 0,6397x_1^2 + 0,4933x_2 - 0,2335x_2^2 + 0,5768x_3 - 0,3657x_3^2 - 0,3298 x_1 \cdot x_2 - 0,5680 x_1 \cdot x_3 - 0,5024 x_2 \cdot x_3 \quad (06)$$

$$\text{Remoção de turbidez} = 98,1469 - 0,5071x_1 - 3,7349x_1^2 + 2,4459x_2 - 1,0404x_2^2 + 0,4465x_3 - 1,3187x_3^2 - 1,1975 x_1 \cdot x_2 - 2,2588 x_1 \cdot x_3 - 2,2192x_2 \cdot x_3 \quad (07)$$

Apesar de alguns termos não serem significativos, todos foram mantidos nos modelos para que o erro seja minimizado.

Nas Tabelas 9, 10, 11 e 12, podem ser observadas as análises de variância (ANOVA) dos modelos das variáveis-resposta.

**Tabela 9** ANOVA para a remoção de cor.

Fonte de Variação	SQ	GL	MQ	Fcalculado	Ftabelado	p-valor
<b>Regressão</b>	21,157	9	2,351	13,758	3,677	0,0011
<b>Resíduos</b>	1,196	7	0,171			
<b>Total</b>		16				

% variação explicada (R<sup>2</sup>) 94,201%.

**Tabela 10** ANOVA para a remoção de turbidez.

Fonte de Variação	SQ	GL	MQ	Fcalculado	Ftabelado	p-valor
<b>Regressão</b>	368,088	9	40,899	10,819	3,677	0,0024
<b>Resíduos</b>	26,461	7	3,780			
<b>Total</b>		16				

% variação explicada ( $R^2$ ) 92,722%.

**Tabela 11** ANOVA para a remoção de DQO.

Fonte de Variação	SQ	GL	MQ	Fcalculado	Ftabelado	p-valor
<b>Regressão</b>	20,585	9	2,287	0,478	3,677	0,8506
<b>Resíduos</b>	33,517	7	4,788			
<b>Total</b>		16				

% variação explicada ( $R^2$ ) 34,375%.

**Tabela 12** ANOVA para a remoção de NTK.

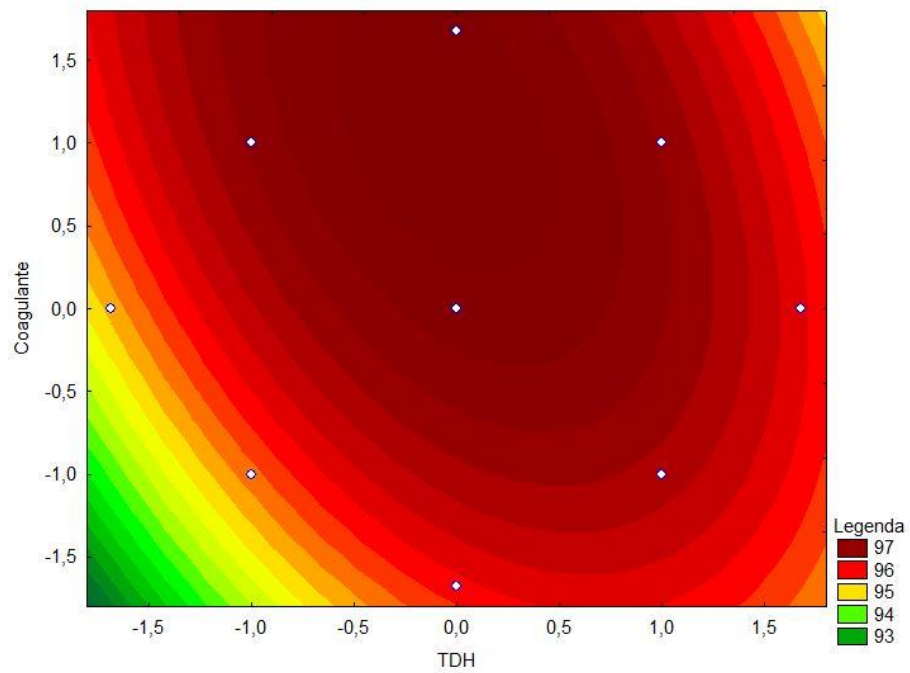
Fonte de Variação	SQ	GL	MQ	Fcalculado	Ftabelado	p-valor
<b>Regressão</b>	4552,836	9	505,871	1,752	3,677	0,236
<b>Resíduos</b>	2021,175	7	288,739			
<b>Total</b>		16				

% variação explicada ( $R^2$ ) 61,313%.

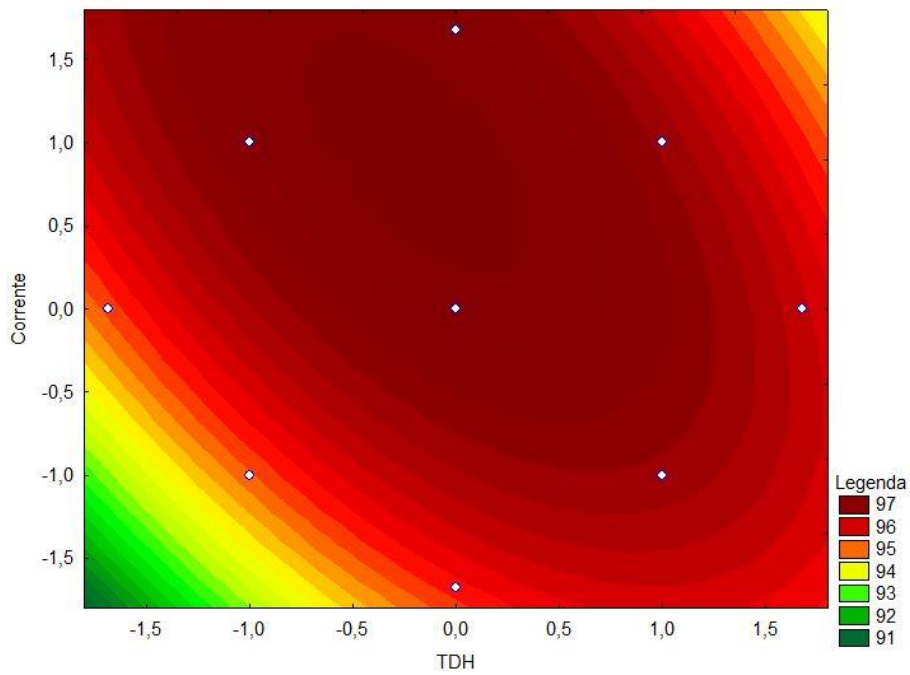
Observa-se nas Tabelas 9 e 10 que os F calculados para a regressão são altamente significativos e as porcentagens de variação explicada ( $R^2$ ) pelos modelos foram muito boas, acima de 90%. Portanto, conclui-se que os modelos para as variáveis-resposta cor e turbidez ajustam-se bem aos dados experimentais.

Já para as variáveis-resposta DQO e NTK, observa-se nas Tabelas 11 e 12 que os valores de F calculados não foram significativos e as porcentagens de variação explicada pelos modelos não foram boas, ou seja, os modelos para essas variáveis não se ajustam aos dados experimentais. Por esse fato, as superfícies de resposta para a remoção de DQO e NTK não estão apresentadas no presente trabalho.

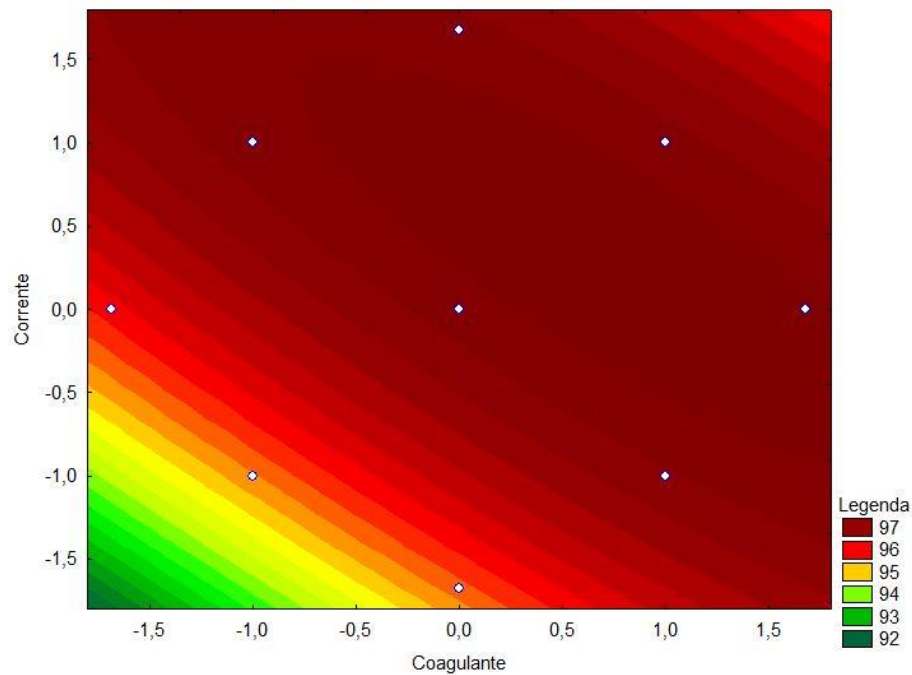
Nas Figuras 4, 5 e 6, observam-se as superfícies de resposta para a remoção de cor.



**Figura 4** Superfície de resposta para a remoção de cor (Coagulante x TDH).



**Figura 5** Superfície de resposta para a remoção de cor (Corrente x TDH).

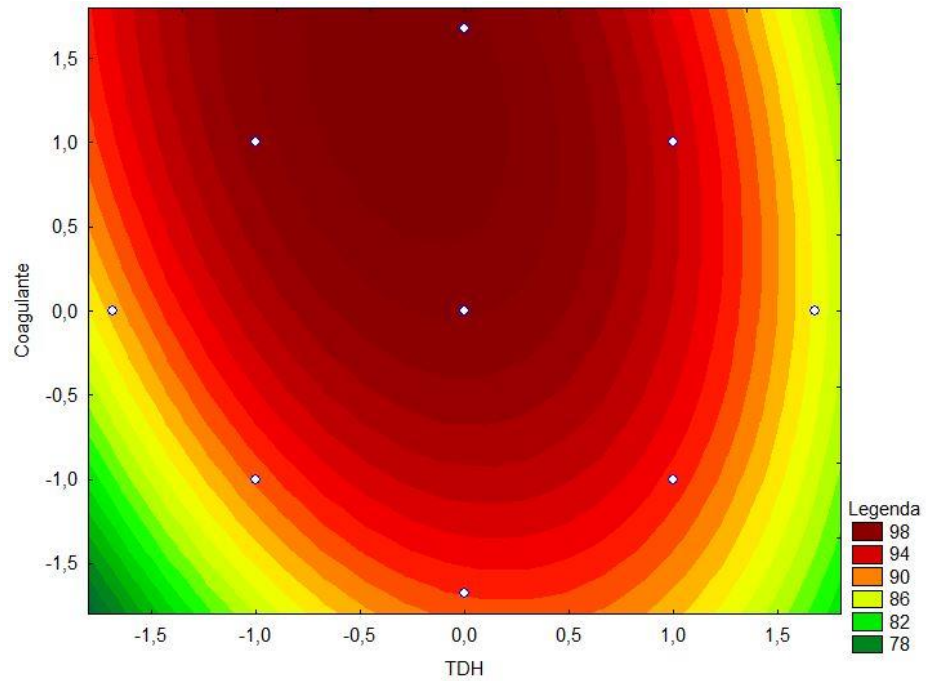


**Figura 6** Superfície de resposta para a remoção de cor (Corrente x Coagulante).

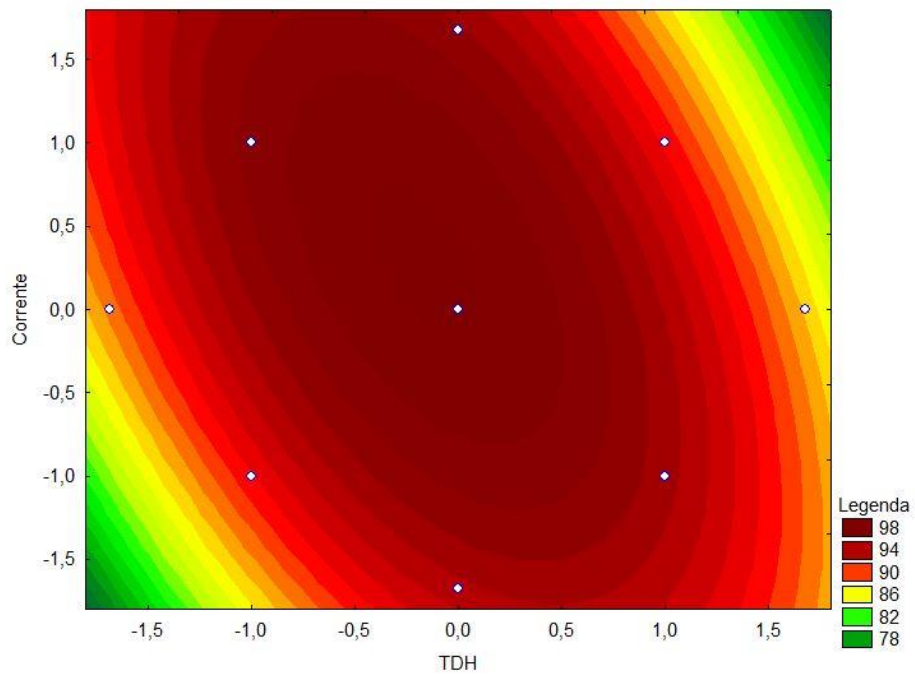
Ao serem observadas as Figuras 4, 5 e 6, percebe-se que as condições que apresentam maiores remoções de cor ocorrem aproximadamente no ponto central para o TDH, o valor codificado 1 para a concentração de coagulante e o valor codificado 0,5 para corrente elétrica, o qual corresponde a 10 minutos,  $0,8475 \text{ mL L}^{-1}$  e  $0,72 \text{ A}$ , respectivamente.

Entretanto, nota-se nos gráficos que o percentual de remoção é elevado em qualquer região (acima de 90%), o qual pode ampliar as faixas de aplicação de TDH, corrente e coagulante.

Nas Figuras 7, 8 e 9, observam-se as superfícies de resposta para a remoção de turbidez.

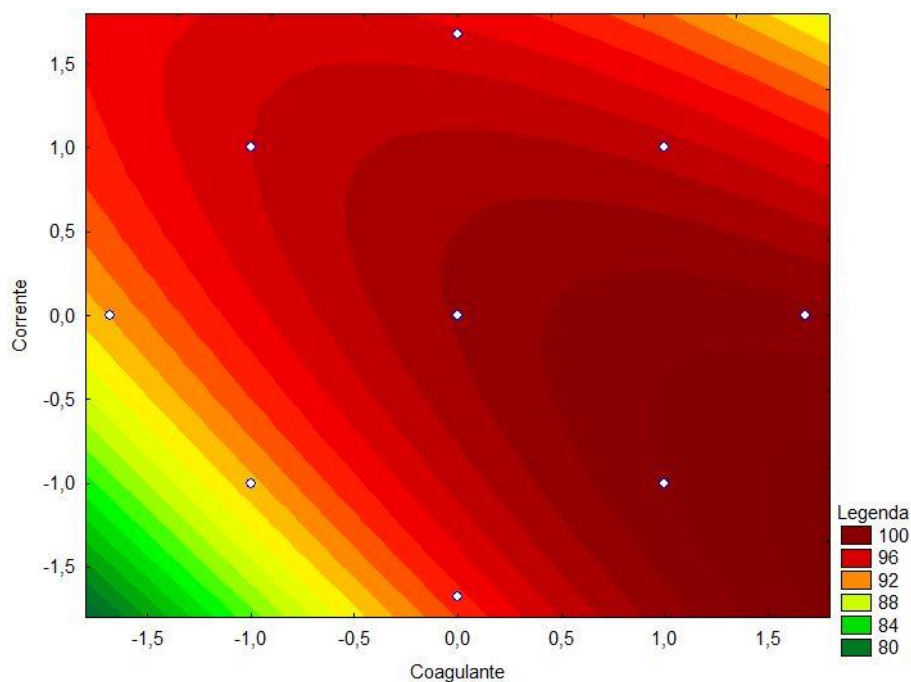


**Figura 7** Superfície de resposta para a remoção de turbidez (coagulante x TDH).



**Figura 8** Superfície de resposta para a remoção de turbidez (Corrente x TDH).





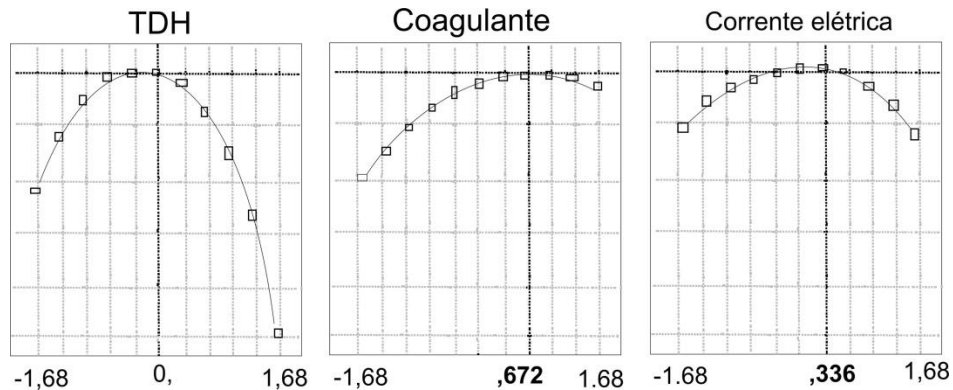
**Figura 9** Superfície de resposta para a remoção de turbidez (Corrente x Coagulante).

Nas Figuras 7, 8 e 9, é possível observar que a maior remoção de turbidez ocorre aproximadamente no ponto central para o TDH, o valor codificado 1 para a concentração de coagulante e uma ampla faixa para corrente elétrica.

Entretanto, assim como para a remoção de cor, nota-se nos gráficos que o percentual de remoção de turbidez é elevado em qualquer região, o qual pode ampliar as faixas de aplicação de TDH, corrente e coagulante.

#### 5.3.3.4 Desejabilidade global do sistema

Na Figura 10, pode-se observar a aplicação da metodologia de Derringer e Suich (1980) para a otimização do processo da eletrofloculação. Como apenas as variáveis-resposta remoção de cor e turbidez obtiveram modelos válidos, a desejabilidade foi construída com essas duas variáveis.



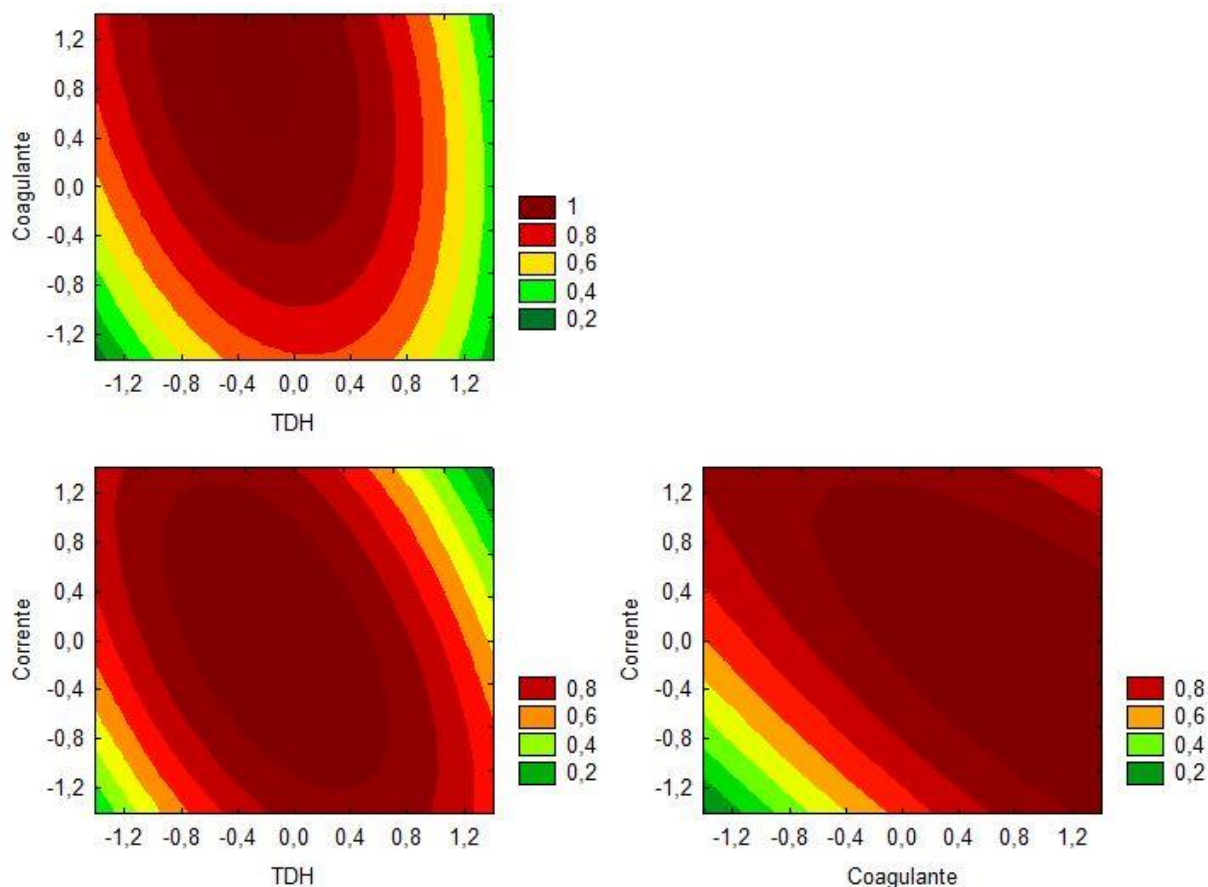
**Figura 10** Gráficos da desejabilidade.

É possível verificar na Figura 10 que a desejabilidade global alcançada foi de 0,98141 e que a condição otimizada para o TDH foi o valor codificado 0, o qual corresponde a 10 minutos. Para o coagulante à base de tanino, a condição otimizada foi de 0,672 para o valor codificado, o qual corresponde a 0,775 mL L<sup>-1</sup>. Para a corrente elétrica, a condição otimizada foi o valor codificado igual a 0,336, o qual corresponde a 0,68 A e uma densidade de corrente igual a 13,6 mA cm<sup>-2</sup>.

Observa-se também que o fator crucial para a determinação do ponto ótimo é o TDH seguido da concentração do coagulante, pois apresenta inclinações mais pronunciadas no gráfico. Tais inclinações são muito instrutivas porque fornecem uma ideia da margem de manobra que existe em torno das condições ótimas (NETO et al, 2010).

O gráfico da desejabilidade global em função da corrente elétrica mostra que este fator pode variar em uma faixa razoável sem prejudicar muito o valor de desejabilidade. Por outro lado, qualquer alteração no valor do TDH provocará uma queda brusca na desejabilidade. Dessa maneira, esse fator deve ser mantido sob controle mais rigoroso.

A Figura 11 apresenta as superfícies de resposta para a desejabilidade e corrobora com as informações observadas na Figura 10.



**Figura 11** Superfícies de resposta para a desejabilidade.

### 5.3.3.5 Concentração de alumínio residual no efluente tratado

A Tabela 13 apresenta os valores encontrados para o alumínio no efluente tratado.

**Tabela 13** Valores de alumínio residual.

Ensaio	Concentração (mg L <sup>-1</sup> )	Ensaio	Concentração (mg L <sup>-1</sup> )
1	0,12 (±0,16)	10	1,23 (±0,26)
2	0 (±0,0)	11	0,58 (±0,13)
3	0 (±0,0)	12	0,66 (±0,13)
4	0,03 (±0,04)	13	0 (±0,0)
5	1,87 (±1,15)	14	1,54 (±0,58)
6	2,71 (±0,84)	15	1,90 (±0,00)
7	2,59 (±1,56)	16	1,02 (±1,44)
8	2,62 (±1,04)	17	1,34 (±1,85)
9	0,91 (±1,06)	-	-

Observa-se na Tabela 13 que os valores de alumínio não ultrapassaram  $2,71 \text{ mg L}^{-1}$ , e são considerados baixos quando comparados com outros trabalhos que utilizam apenas eletrofloculação com eletrodos de alumínio no tratamento.

Arsand et al. (2013), ao buscarem a remoção de dexametasona de efluente proveniente de água residuária por eletrocoagulação utilizando eletrodos de alumínio, obtiveram valores de alumínio residual que variaram de  $5,5$  a  $8,5 \text{ mg L}^{-1}$ , ou seja, valores acima dos obtidos no presente trabalho.

Pelegrino (2011) cita que os coagulantes à base de taninos possuem a capacidade de adsorver metais dissolvidos em água que, ao se aglutinarem, precipitam e podem ser removidos. Esse fato pode justificar a baixa concentração de alumínio residual no efluente tratado.

### 5.3.3.6 Custo operacional do tratamento

O cálculo do custo do processo de tratamento é feito com base nos valores de energia elétrica, consumo de alumínio e coagulante orgânico, e para tanto, utilizaram-se as equações 02, 03, 04 e 05.

O custo foi calculado apenas para a melhor condição encontrada para o tratamento pela desejabilidade, o qual foi 10 minutos do tempo de detenção hidráulica,  $0,775 \text{ mL L}^{-1}$  para o coagulante orgânico e  $0,68 \text{ A}$  de corrente elétrica, o que corresponde a  $20,88 \text{ volts}$  para a ddp, considerando a condutividade elétrica do efluente.

Ao serem aplicados esses valores na Equação 02, obteve-se o valor de  $2,96 \text{ kWh m}^{-3}$  de consumo de energia elétrica e quando se utilizou a Equação 03, obteve-se o valor de  $0,0475 \text{ kg m}^{-3}$  do consumo de alumínio. Todavia, quando se utilizou a Equação 04, obteve-se um valor de  $0,775 \text{ L m}^{-3}$  de coagulante orgânico estudado para o tratamento.

A estimativa do custo de energia elétrica e de alumínio foi obtida a partir dos valores em reais utilizados e disponibilizados tanto pela companhia de energia elétrica do Paraná (COPEL) como pela Associação Brasileira do Alumínio. Segundo a COPEL (2016), o valor do kWh para a indústria é de R\$  $0,64543$  e o quilograma do alumínio, segundo a ABAL (2015), é de R\$  $5,35$ . Já o custo do coagulante é de R\$  $1,71$  por litro, conforme informações do fornecedor.

Dessa maneira, a partir da Equação 05, o custo para tratar o efluente de frigorífico, nas condições otimizadas, foi de aproximadamente R\$  $3,49 \text{ m}^{-3}$ .

Asselin et al. (2008), ao tratarem águas residuárias de matadouro usando EF, obtiveram um custo operacional de R\$ 2,20 m<sup>-3</sup>. No entanto, os autores usaram uma corrente elétrica de 0,3 A e consideraram o custo da eletricidade em R\$ 0,18 kWh<sup>-1</sup>.

Bayramoglu et al. (2006) trataram efluente de frigorífico utilizando a eletrofloculação e obtiveram um custo de US\$ 0,4 m<sup>-3</sup>, o que corresponde a aproximadamente R\$ 1,248 m<sup>-3</sup>. Parte dessa diferença de valores se deve à adição do coagulante.

### 5.3.4 Conclusão

A aplicação da técnica da eletrofloculação combinada com a coagulação orgânica no tratamento de efluentes de matadouros e frigoríficos de suínos em um reator batelada demonstrou ser eficiente no que tange à remoção de turbidez, cor, DQO e NTK. Assim, foram obtidos os seguintes resultados: 98,37 % de eficiência máxima para turbidez, 97,82 % para cor, 64,73 % para DQO e 65,57 % para NTK.

A partir das análises estatísticas, foi possível a obtenção de modelos matemáticos para os parâmetros de remoção de cor e turbidez e ao se calcular a função da desejabilidade, as condições otimizadas de tratamento foram de 10 minutos para o TDH, 0,774 mL L<sup>-1</sup> de concentração do coagulante à base de tanino, 0,68 A para a corrente elétrica e uma densidade de corrente igual a 13,6 mA cm<sup>-2</sup>.

Observou-se que a concentração não ultrapassou 2,11 mg L<sup>-1</sup> ao se analisar o alumínio residual no efluente tratado nos ensaios, o qual apresentou-se mais baixo do que o encontrado na literatura.

Por fim, para cada metro cúbico (m<sup>3</sup>) de efluente tratado por combinação, utilizaram-se 2,96 kWh de energia elétrica e 0,0475 kg de alumínio com custo de R\$ 3,49 m<sup>-3</sup>.

### 5.3.5 Referências bibliográficas

ARSAND, D. R.; KÜMMERER, K.; MARTINS, A. F. Removal of dexamethasone from aqueous solution and hospital wastewater by electrocoagulation. **Science of the Total Environment**. v. 443, p. 351 – 357, 2013.

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, n. 11, p. 1727-1733, 2008.

BAYRAMOGLU, M.; KOBYA, M.; EYVAZ, M.; SENTURK, E. Technical and economic analysis of electrocoagulation for the treatment of poultry slaughterhouse wastewater. **Separation and Purification Technology**. v. 51, p. 404-408. 2006.

- BAZRAFESHAN, E.; MOSTAFAPOUR, F. K.; FARZADKIA, M.; OWNAGH, K. A.; MAHVI, A, H. Slaughterhouse Wastewater Treatment by Combined Chemical Coagulation and Electrocoagulation Process. **Plos One**. v. 7, n. 6, p. 1 – 8. 2012.
- BELTRÁN-HEREDIA, J.; SÁNCHEZ-MARTÍN, J.; RODRÍGUEZ-SÁNCHEZ, M. T. Textile wastewater purification through natural coagulants. **Applied Water Science**. v. 1, p. 25 – 33. 2011.
- BUSTILLO-LECOMPTE, C. F.; MEHRVAR, M. Slaughterhouse wastewater characteristics, treatment, and management in the meat processing industry: A review on trends and advances. **Journal of Environmental Management**. v. 161, p. 287 – 302, 2015.
- DERRINGER, G.; SUICH, R. Simultaneous optimization of several response variables. **Journal of Quality Technology**. v. 12, n. 4, p. 214 – 219, 1980.
- GERBENS-LEENES, P. W.; MEKONNEN, M. M.; HOEKSTRA, A. Y. The water footprint of poultry, pork and beef: a comparative study in different countries and production systems. **Water Resources and Industry**. v. 1 e 2, p. 25 – 36, 2013.
- MEKONNEN, M.M.; HOEKSTRA, A. Y. A global assessment of the water footprint of farm animal products. **Ecosystems**. v. 15, n. 3, p. 401 – 415, 2012.
- NETO, B. B.; SCARMINIO, I. S.; BRUNS, R. E. **Como fazer experimentos: pesquisa e desenvolvimento na ciência e na indústria**. 4. ed. Porto Alegre: Bookman, 2010.
- PACHECO, J. W.; YAMANAKA, H. T. **Guia técnico ambiental de abates (bovino e suíno)**. São Paulo: CETESB, 2006.
- PELEGRINO, E. C. F. **Emprego de coagulante à base de tanino em sistema de pós-tratamento de efluente de reator UASB por flotação**. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento). 161 f. Programa de Pós-Graduação em Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, USP, São Carlos, 2011.
- PHALAKORNKULE, C.; SUKKASEM, P.; MUTCHIMSATTHA, C. Hydrogen recovery from the electrocoagulation treatment of dye-containing wastewater. **International Journal of Hydrogen Energy**. v. 35, n. 20, p. 10934 – 10943. 2010.
- SÁNCHEZ-MARTÍNS, J.; BELTRÁN-HEREDIA, J.; COCO-RIVERO, B. New lab-made coagulant based on Schinopsis balansae tannin extract: synthesis optimization and preliminary tests on refractory water pollutants. **Applied Water Science**. v. 4, p. 261 – 271. 2014.
- SKORONSKI, E.; NIERO, B.; FERNANDES, M.; ALVES, M. V.; TREVISAN, V. Estudo da aplicação de tanino no tratamento de água para abastecimento captada no rio Tubarão, na cidade de Tubarão, SC. **Ambiente & Água**. v. 9, n. 4, p. 679 – 687. 2014.
- VALERO, D; ORTIZ, J. O.; GARCÍA, V.; EXPÓSITO, E.; MONTIEL, V.; ALDAZ, A. Electrocoagulation of wastewater from almond industry. **Chemosphere**. v. 84, p. 1290 – 1295, 2011.

## 6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Observa-se um resumo dos principais resultados obtidos no presente trabalho (Tabelas 2 e 3).

**Tabela 2** Condições otimizadas nos três experimentos

Condições otimizadas	Batelada	Fluxo contínuo	Combinado
Corrente elétrica (A)	0,86	1,5	0,68
TDH (min)	30	18	10
Coagulante (mL L <sup>-1</sup> )	-	-	0,774
Custo (R\$ m <sup>-3</sup> )	7,90	3,84	3,49

**Tabela 3** Eficências máximas de remoção e alumínio residual nos três experimentos

	Batelada	Fluxo contínuo	Combinado
Remoção de cor (%)	98,93	91,76	97,82
Remoção de turbidez (%)	99,28	74,47	98,37
Remoção de DQO (%)	81,01	61,07	64,73
Remoção de NTK (%)	67,15	20,00	65,57
Remoção de PT (%)	99	-	-
Alumínio residual (mg L <sup>-1</sup> )	15,254 – 54,291	1,21 – 4,61	0 – 2,11

A partir dos dados apresentados nas Tabelas 2 e 3, foi possível observar que:

- A técnica de eletrofloculação apresentou-se como boa alternativa na remoção de poluentes dos efluentes provindos dos matadouros e frigoríficos de suínos;
- A combinação entre a eletrofloculação e a coagulação orgânica também se apresentou como boa alternativa na remoção de poluentes dos efluentes provindos dos matadouros e frigoríficos de suínos;
- O elevado custo e a alta concentração de alumínio residual no efluente tratado apresentaram-se como as maiores desvantagens da eletrofloculação;
- Com a adição do coagulante orgânico no processo da eletrofloculação, o consumo de energia elétrica e a concentração de alumínio residual diminuíram significativamente quando comparados ao tratamento utilizando apenas a eletrofloculação.