

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA

**APLICAÇÃO DO PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO
NO TRATAMENTO DE EFLUENTES DA INDÚSTRIA
TÊXTIL**

Autor: Paula Cristina de Souza

Orientador: Prof. Dr. Nehemias Curvelo Pereira

Tese de Doutorado submetida à Universidade Estadual de Maringá, como parte integrante dos requisitos necessários à obtenção do Grau de Doutor em Engenharia Química, área de Sistemas Particulados.

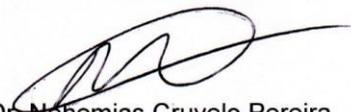
Maringá, Pr – Brasil

Junho 2016

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA

Esta é a versão final da Tese de Doutorado apresentada por Paula Cristina Souza perante a Comissão Julgadora do Curso de Doutorado em Engenharia Química em 23 de junho de 2016.

COMISSÃO JULGADORA



Prof. Dr. Nehemias Cruvelo Pereira
Orientador / Presidente



Prof. Dr. Carlos Eduardo Borba
Membro



Prof. Dr. Aparecido Nivaldo Módenes
Membro



Prof. Dr. Marcelo Fernandes Vieira
Membro



Prof. Dr. Sérgio Henrique Bernardo de Faria
Membro

Eletrocoagulação \x Química Efluentes industriais \x Descontaminação
Indústria de papel e celulose \x Tratamento de efluentes
Efluentes \x Indústria têxtil \x Coagulação/floculação

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
(Biblioteca Central - UEM, Maringá – PR, Brasil)

S729a Souza, Paula Cristina de
Aplicação do processo de eletrocoagulação no
tratamento de efluentes da indústria têxtil / Paula
Cristina de Souza. -- Maringá, PR, 2016.
163 f. : il. tabs. color

Orientador: Prof. Dr. Nehemias Curvelo Pereira.
Tese (doutorado) - Universidade Estadual de
Maringá, Centro de Tecnologia, Departamento de
Engenharia Química, Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Química, 2016.

1. Eletrocoagulação - Química - Indústria têxtil.
2. Efluentes industriais - Tratamento - Indústria
têxtil. 3. Indústria têxtil - Tratamento de
efluentes. 4. Efluentes - Indústria têxtil -
Coagulação/floculação. I. Pereira, Nehemias Curvelo,
orient. II. Universidade Estadual de Maringá. Centro
de Tecnologia. Departamento de Engenharia Química.
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química.
III. Título.

CDD 23.ed. 660.2842

MRP-003551

DEDICATÓRIA

A minha mãe Dona Maria Aparecida Rossetti de Souza, pela apoio incondicional, pela
coragem e fé.

Ao meu marido Eguimar Amorim Maciel de Souza, amor da minha vida, companheiro de
todas as horas, meu anjo.

Aos meus filhos Gabriela e Marco Antônio, meus tesouros, sentido da minha vida.

"Deus não escolhe os capacitados, capacita os escolhidos. Fazer
ou não fazer algo só depende de nossa vontade e perseverança!"

Albert Einstein

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, por ter sempre iluminado meu caminho, por ter colocado em minha vida anjos que ajudaram a remover cada pedra que surgiu durante a execução deste trabalho.

A minha família, alicerce da minha vida, agradeço pela paciência e apoio constante.

Ao meu estimado orientador professor Nehemias Curvelo Pereira, pela oportunidade, pela paciência, pelo incentivo, amizade, disponibilidade demonstrada durante a orientação deste trabalho.

Aos meus queridos alunos de iniciação científica e amigos: Paulo, Vanessa, Othon, Laís, Giovana, o meu muito obrigado pela importante ajuda no laboratório e por tornar esse período inesquecível.

À Universidade Tecnológica Federal do Paraná –Campus Campo Mourão, por disponibilizar seus laboratórios e equipamentos, principalmente aos professores: Cristina Kreutz, Gilson Junior Schiavon, Morgana Suszek Gonçalves e Nelson Consolin Filho, pela atenção, ajuda e sugestões dadas durante todos os momentos deste trabalho.

À todos os colegas discentes do programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, em particular Maraisa Lopes Menezes, Ana Paula Stroher, Diego Ricieri Manenti e Fabiano Bisinella Scheufele, amizade que surgiu durante esta caminhada, agradeço pela ajuda e apoio demonstrados durante o doutorado.

Aos departamentos de Engenharia Química da UNIOESTE pela disponibilização da sua estrutura.

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química da Universidade Estadual de Maringá e seu docentes, pela estrutura e ensinamentos disponibilizados durante este período.

APLICAÇÃO DO PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO NO TRATAMENTO DE EFLUENTES DA INDÚSTRIA TÊXTIL

AUTOR: PAULA CRISTINA DE SOUZA

ORIENTADORE: PROF. DR. NEHEMIAS CURVELO PEREIRA

Tese de Doutorado; Universidade Estadual de Maringá, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química – PEQ, Av. Colombo 5790, D – 90, CEP: 87020-900, Maringá – PR –Brasil, defendida em 23 de junho de 2016, 190 p.

RESUMO

Este trabalho teve como objetivo a avaliação, por meio de parâmetros físico-químicos, de métodos de tratamento de efluentes têxteis por eletrocoagulação, desenvolvendo um sistema integrado de tratamento do efluente, utilizando o processo de coagulação/floculação com o de eletrocoagulação, empregando o coagulante/floculante natural Tanino e os coagulantes químicos Sulfato de Alumínio e o Policloreto de Alumínio (PAC). Para tanto, foi realizada caracterização físico-química do efluente têxtil, de uma lavanderia industrial da região de Campo Mourão-PR estudando-se a eficiência de técnicas de coagulação/floculação e eletrocoagulação, a fim de reduzir as cargas poluidoras do efluente. Foram determinadas as melhores condições operacionais para o processo de coagulação/floculação, e realizado planejamento experimental assim como ensaio cinéticos, para determinar os parâmetros operacionais do reator de eletrocoagulação. Na sequência, buscando aumentar a eficiência de remoção dos poluentes estudados e reduzir a toxicidade do efluente tratado, foi desenvolvido um sistema integrado entre os processos de coagulação/floculação e eletrocoagulação. O efluente tratado por coagulação/floculação utilizando os três coagulante apresentou como boa alternativa para o tratamento do efluente têxtil em estudo, e os resultados ficaram dentro das recomendações estabelecidas pelo CONAMA, no entanto, observou que a DQO do efluente tratado não atingiu porcentagem de remoções alta. Para o tratamento do efluente por eletrocoagulação, verificou através do planejamento experimental que as melhores condições

de funcionamento do reator foram com o pH inicial 6,0, corrente de 3A e espaçamento do eletrodos de 20mm. Através dos ensaios cinéticos, verificou-se que o tempo de eletrolise de 60 minutos é suficiente para atingir as melhores eficiência de remoções do reator. Os resultados obtidos com o tratamento de eletrocoagulação também apresentou como uma boa alternativa de tratamento do efluente têxtil, no entanto apresentou grande concentração de alumínio e alta toxicidade no efluente tratado. Com objetivo de reduzir o tempo de eletrolise, aumentar a eficiência de remoção da DQO e reduzir a concentração de alumínio do efluente tratado, foi feita a integração dos processos de coagulação/floculação e eletrocoagulação. O processo integrado conseguiu aumentar a eficiência de remoção dos poluentes comparados com o processo de coagulação/floculação e reduzir as quantidades de metais e a toxicidade do efluente, que apresentavam-se altas nos processos utilizando apenas a eletrocoagulação.

Palavras- chave: *eletrocoagulação, coagulação/floculação, integração dos processos, efluente têxtil.*

APPLICATION OF THE PROCESS OF ELECTROCOAGULATION IN THE TREATMENT OF EFFLUENTS OF THE TEXTILE INDUSTRY

AUTHOR: PAULA CRISTINA DE SOUZA

TUTOR: PROFESSOR DOCTOR NEHEMIAS CURVELO PEREIRA

THESIS OF DOCTORATE; “UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ”,
PROGRAM OF POSTGRADUATION IN CHEMISTRY ENGINEERING –
PEQ. Av. Colombo 5790,D-90, zip code 87020-900 Maringá – Paraná – Brazil,
presented in June 2016, 190p.

ABSTRACT

This work had the objective of evaluation by physicochemical parameters of treatment methods of textile effluents by electrocoagulation, developing an integrated system of treatment of the effluent using the process of coagulation/flocculation with the electrocoagulation, using the natural cogulant/flocculant tannin and the chemical coagulants aluminium sulfate and aluminium polychloride. Therefore the physicochemical characterization of the textile effluent was accomplished in an industrial laundry in the region of Campo Mourão – Paraná studying the efficiency of coagulation/flocculation and electrocoagulation techniques to reduce the defile loads of the effluent. The best operating conditions were determined for the process of coagulation/flocculation and using laboratory-scale reactors, the operating parameters of the electrocoagulation process were optimized. In the sequence, an integrated system into the processes of coagulation/flocculation and electrocoagulation was developed. The main results of the process of electrocoagulation were obtained at a time of 30 minutes of electrolysis reaching the values of reduction of DQO of 50,66% (236,09 mg O₂.L⁻¹) for the effluent in natura and of 47,35 % (90,24mg O₂.L⁻¹) for the filtrated effluent. The experiments with the integrated processes were accomplished using the coagulation/flocculation in the best operating conditions, with the three studied coagulants, applied as pretreatment of the effluent and sequentially the electrocoagulation, also in the best operating conditions. In this case the PAC promoted the reduction of the real color of 68,11%, apparent color 82,62 %, turbidity 75,11%,

real turbidity 90,15%, DQO 52,73% (118,82mg O₂.L⁻¹) and DQO of the filtrated effluent 53,29% (70,73 mg O₂.L⁻¹). With the aluminium sulfate the values of percentage of the real color reached 75,77%, of the apparent color 77,65%, turbidity 52,42%, real turbidity 90,16%, DQO 78,89% (64,40 mg O₂.L⁻¹) and DQO of the filtrated 64,09% (54,38 mg O₂.L⁻¹). For the Tannin was observed a reduction of the real color of 84,84%, apparent color 65,10%, turbidity 52,42%, real turbidity 90,53%, DQO 65,88% (102,92 mg O₂.L⁻¹) and DQO of the filtrated 54,88% (74,48 mg O₂.L⁻¹). For the DQO occurred an increase in the efficiency of the integrated treatments, in relation to the electrocoagulation process. The process of coagulation/flocculation did not demonstrate reductions in the concentrations of metal, since the integrated processes demonstrated a reduction in the concentrations of calcium and sodium. The test of toxicity obtained for the specie *Lactuca sativa*, demonstrated that the effluent obtained from the electrocoagulation is the most lethal for the studied specie, the electrocoagulation highlights, mainly in the highest concentrations, for presenting the highest percentiles of relative growing inhibition of the root and radicle, proving therefore toxic effect of these effluents. For the color and the DQO the values obtained for the effluent treated by the integrated processes using the coagulation/flocculation as pretreatment of the electrocoagulation with the three coagulants, the results are within the legal limits for draining in the receiving bodies.

Keywords: electrocoagulation; coagulation/flocculation; integration of the processes; textile effluent.

ÍNDICE

LISTA DE FIGURAS	XIII
LISTA DE TABELAS	XVIII
NOMENCLATURA	ERRO! INDICADOR NÃO DEFINIDO.
CAPITULO I	1
1 INTRODUÇÃO	1
CAPITULO II	4
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
2.1. INDÚSTRIA TÊXTIL.....	4
2.1.1. Corantes Utilizados na Indústria Têxtil para Beneficiamento.....	9
2.2. EFLUENTE TÊXTIL	10
2.2.1. CARACTERÍSTICA DOS EFLUENTES TÊXTIL.....	10
2.3. LEGISLAÇÃO BRASILEIRA - PADRÕES DE LANÇAMENTO DE EFLUENTES LÍQUIDOS.	13
2.4. REUSO DE EFLUENTES TÊXTEIS.....	15
2.5. MÉTODOS DE TRATAMENTO DO EFLUENTE TÊXTIL.....	17
2.5.1. MECANISMOS DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO.....	18
2.5.2. COMPRESSÃO DA CAMADA DIFUSA.....	19
2.5.3. ADSORÇÃO E NEUTRALIZAÇÃO DE CARGA.....	19
2.5.4. VARREDURA.....	20
2.5.5. ADSORÇÃO E FORMAÇÃO DE PONTES.....	20
2.5.6. TIPOS DE COAGULANTES	21
2.6. PROCESSO ELETROLÍTICO	25
2.6.1. FUNDAMENTOS DO PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO.	27
C) REMOÇÃO DOS CONTAMINANTES.....	33
D) TENSÃO ELÉTRICA	34
E) CONDUTIVIDADE ELÉTRICA DO EFLUENTE.....	34
F) DENSIDADE DE CORRENTE	35
G) EFICIÊNCIA DA CORRENTE	35
2.6.2. LODO GERADO PELO PROCESSO DE EC	36
2.6.3. CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DO EFLUENTE E SEUS EFEITOS NO PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO.....	37
A) EFEITO NO PH DO EFLUENTE	37
B) TEMPERATURA DO EFLUENTE.....	38
C) TURBIDEZ DO EFLUENTE.....	38

D) CONCENTRAÇÃO DE ÓLEOS E GRAXAS.....	39
E) SÓLIDOS TOTAIS.....	39
F) DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO (DBO).....	40
G) DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO).....	40
2.7. PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL	41
2.8. PROCESSOS INTEGRADOS	43
2.9. CONCLUSÕES DA REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	44
CAPITULO III.....	47
3 MATERIAIS E MÉTODOS.....	47
3.1. COLETA E PRESERVAÇÃO DAS AMOSTRAS	47
3.2. TRATAMENTO DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO.	48
3.2.1. COAGULANTES	48
3.2.2. METODOLOGIA EXPERIMENTAL	49
3.2.3. INFLUÊNCIA DOS TEMPOS DE MISTURA NO PROCESSO DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO	50
3.3. TRATAMENTO COM ELETROCOAGULAÇÃO.....	51
3.3.1. REATOR DE ELETROCOAGULAÇÃO.....	51
3.3.2. PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL DA ELETROCOAGULAÇÃO	53
3.3.3. PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL E ANÁLISE ESTATÍSTICA	54
3.3.4. ANÁLISE CINÉTICA DOS PROCESSOS DE ELETROCOAGULAÇÃO.	57
3.4. SISTEMA COM COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO E ELETROCOAGULAÇÃO INTEGRADOS	58
3.5. DETERMINAÇÕES ANALÍTICAS.....	58
3.5.1. DETERMINAÇÃO DO PH	58
3.5.2. DETERMINAÇÃO DO CONDUTIVIDADE E TEMPERATURA.....	59
3.5.3. COR.....	59
3.5.4. DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO).....	59
3.5.5. TURBIDEZ.....	60
3.5.6. SÓLIDOS	60
3.5.7. DETERMINAÇÃO DA ABSORBÂNCIA	60
3.5.8. DETERMINAÇÃO DO CARBONO ORGÂNICO TOTAL (COT).....	61
3.5.9. DETERMINAÇÃO DE ALUMÍNIO.....	61
3.5.10. DETERMINAÇÃO DA TOXICIDADE DO EFLUENTE TRATADO.	61
3.5.11. DETERMINAÇÃO DA QUANTIDADE DE LODO	64
CAPITULO IV.....	65

4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	65
4.1.	CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE TÊXTIL NÃO TRATADO.....	65
4.2.	TRATAMENTO DO EFLUENTE TÊXTIL PELAS TÉCNICAS DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO.	66
4.2.1.	DETERMINAÇÃO DA DOSAGEM DOS COAGULANTES	66
4.2.2.	INFLUÊNCIA DO PH INICIAL PARA O TRATAMENTO DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO. 79	
4.2.3.	DETERMINAÇÃO DOS MELHORES TEMPOS DE MISTURA E SEDIMENTAÇÃO	85
4.2.4.	CONCLUSÕES PARCIAIS DO TRATAMENTO DO EFLUENTE TÊXTIL PELA TÉCNICA DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO.	89
4.3.	TRATAMENTO DO EFLUENTE TÊXTIL PELAS TÉCNICAS DE ELETROCOAGULAÇÃO (EC)..	90
4.3.1.	PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL E ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS RESULTADOS UTILIZANDO A METODOLOGIA DAS SUPERFÍCIES DE RESPOSTA.	90
4.3.2.	DEGRADAÇÃO DOS POLUENTES DO EFLUENTE TÊXTIL PELO PROCESSO DE EC.....	104
4.3.3.	VARIAÇÃO DA CORRENTE.....	112
4.3.4.	VARIAÇÃO DO PH.....	115
4.3.5.	DESGASTE DOS ELETRODOS.....	117
4.3.6.	DETERMINAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE ALUMÍNIO NO EFLUENTE TRATADO.	119
4.3.7.	DETERMINAÇÃO DA INFLUÊNCIA DA VELOCIDADE DE ROTAÇÃO DA DEGRADAÇÃO DE POLUENTES E NA GERAÇÃO DE LODO.	120
4.3.8.	CONCLUSÕES PARCIAIS DO TRATAMENTO DO EFLUENTE TÊXTIL PELA TÉCNICA DE ELETROCOAGULAÇÃO.....	123
4.4.	TRATAMENTO DO EFLUENTE TÊXTIL PELOS PROCESSOS INTEGRADO DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO E ELETROCOAGULAÇÃO.....	124
4.4.1.	DEGRADAÇÃO DA COR, TURBIDEZ E DQO UTILIZANDO PROCESSOS INTEGRADOS. 124	
4.4.2.	QUANTIFICAÇÃO DO LODO NOS PROCESSOS DE COAGULAÇÃO/ELETROCOAGULAÇÃO E ELETROCOAGULAÇÃO.	127
4.4.3.	AVALIAÇÃO DA DEGRADAÇÃO DE METAIS NOS PROCESSOS DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO E ELETROCOAGULAÇÃO.....	129
4.5.	ESTUDO DA TOXICIDADE DO EFLUENTE TRATADO.	138
	CAPITULO V	145
5	CONCLUSÕES.....	145
	CAPITULO VI.....	148
6	REFERÊNCIAS.....	148

ANEXOS 164

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Fluxograma das principais etapas de uma indústria têxtil para o beneficiamento de tecido.....	7
Figura 2 : Interações observadas durante a eletrocoagulação utilizando eletrodos de alumínio. (Adaptado de MOLLAH et al., 2004).....	28
Figura 3: Hidrólise do alumínio em função do pH (CRESPILHO & REZENDE, 2004).....	29
Figura 4: Esquemas referentes aos arranjos dos eletrodos (a) Reator em batelada com eletrodos monoplares conectados em série. (b) Diagrama elétrico do arranjo monopolar em série. (MOLLAH et al., 2004).	30
Figura 5: Esquemas referentes aos arranjos dos eletrodos (a) Reator em batelada com eletrodos monoplares conectados em paralelo. (b) Diagrama elétrico do arranjo monopolar em paralelo (MOLLAH et al., 2004).....	31
Figura 6: Esquemas de reator de eletroflotação em escala de bancada com eletrodos monoplares conectados em paralelo. (CRESPILHO & REZENDE, 2004).....	31
Figura 7: Esquemas de reator de eletroflotação em escala de bancada com eletrodos monoplares conectados em paralelo. (CRESPILHO & REZENDE, 2004).....	32
Figura 8: Metodologia utilizada nos experimentos de coagulação/floculação.....	50
Figura 9:Modulo experimental utilizado no processo de eletrocoagulação	52
Figura 10: Desenho esquemático do reator de eletrocoagulação.	53
Figura 11: Desenho esquemático do germinado de alface após a exposição.....	63
Figura 12.Efeito da dosagem de coagulante na remoção de cor, turbidez e DQO dos coagulante PAC.....	67
Figura 13 Teste de Tukey para os valores de remoção de DQO nas diferentes dosagens analisadas para o coagulante PAC.	68
Figura 14: Teste de Tukey para os valores de remoção de cor aparente e cor real, respectivamente, nas diferentes dosagens analisadas para o coagulante PAC.....	69
Figura 15: Efeito da dosagem de coagulante na remoção de cor, turbidez e DQO dos coagulante tanino.	71
Figura 16: Teste de Tukey para os valores de remoção de DQO nas diferentes dosagens analisadas para o coagulante tanino.	73
Figura 17: Teste de Tukey para os valores de remoção de cor aparente e cor real, respectivamente, nas diferentes dosagens analisadas para o coagulante tanino.	74

Figura 18: Efeito da dosagem de coagulante na remoção de cor, turbidez e DQO dos coagulante sulfato de alumínio.....	76
Figura 19: Teste de Tukey para os valores de remoção de DQO nas diferentes dosagens analisadas para o coagulante sulfato de alumínio.	77
Figura 20. Teste de Tukey para os valores de remoção de cor aparente e cor real, respectivamente, nas diferentes dosagens analisadas para o coagulante sulfato de alumínio.....	78
Figura 21: Efeito do pH inicial nas remoções de DQO, cor e turbidez para o processo de coagulação/floculação com coagulante PAC, dosagem 0,20 mL/L.	80
Figura 22: Efeito do pH inicial nas remoções de DQO, cor e turbidez, para o processo de coagulação/floculação com coagulante tanino, dosagem 80 mg/L.....	81
Figura 23. Efeito do pH inicial nas remoções de DQO para o processo de coagulação/floculação com coagulante sulfato de alumínio, dosagem 200 mg/L. ...	83
Figura 24: Evolução dos valores de pH para o processo de coagulação/floculação com coagulantes: PAC(dosagem 0,20 mL/L), tanino (dosagem 100 mg/L) e sulfato de alumínio (dosagem 300 mg/L).	84
Figura 25: Gráfico de Pareto para o modelo obtido no planejamento 3 3 completo da EC na redução (%) da DQO, com nível de significância de 95% ($p < 5\%$)	92
Figura 26: Gráfico de Pareto para o modelo obtido no planejamento 3 3 completo da EC na redução (%) da cor, com nível de significância de 95% ($p < 5\%$).....	94
Figura 27:Gráfico de Pareto para o modelo obtido no planejamento 3 3 completo da EC na redução (%) da cor, com nível de significância de 95% ($p < 0,05$)	96
Figura 28: Correlação entre valores observados e os valores previstos pelo modelo estatístico proposto.....	98
Figura 29: Superfícies de respostas dos resultados experimentais obtidos no planejamento experimental, com os dados da redução da DQO em função da intensidade de corrente e pH inicial.	99
Figura 30: Superfícies de respostas dos resultados experimentais obtidos no planejamento experimental, com os dados da redução da DQO em função do espaçamento de eletrodos e pH inicial.	99
Figura 31: Superfícies de respostas dos resultados experimentais obtidos no planejamento experimental, com os dados da redução da DQO em função do espaçamento de eletrodos e intensidade de corrente, fixo em pH6,0.	100

Figura 32: Superfícies de respostas dos resultados obtidos no planejamento experimental para a técnica de EC no tratamento do efluente têxtil, com os dados experimentais	101
Figura 33: Superfícies de respostas dos resultados obtidos no planejamento experimental para a técnica de EC no tratamento do efluente têxtil, fixando o espaçamento de eletrodos de 10mm.....	102
Figura 34: Gráficos da função desirability para as equações do modelo	103
Figura 35: Redução da DQO e COT do efluente têxtil em função do tempo de eletrolise pela técnica EC.	104
Figura 36: Redução da cor e turbidez do efluente têxtil em função do tempo de eletrólise pela técnica EC.	105
Figura 37: Variação da temperatura e da diferença de potencial no tratamento do efluente têxtil em função do tempo de eletrólise pela técnica EC.	108
Figura 38: Variação do pH e da diferença de potencial no tratamento do efluente têxtil em função do tempo de eletrólise pela técnica EC.	109
Figura 39: Variação da temperatura e da condutividade no tratamento do efluente têxtil em função do tempo de eletrólise pela técnica EC.	110
Figura 40: Relação entre a concentração de alumínio e a variação da temperatura do efluente têxtil em função do tempo de eletrolise pela técnica EC.	111
Figura 41: Redução da cor e turbidez do efluente têxtil em função da intensidade de corrente pela técnica EC.....	113
Figura 42: Redução da DQO do efluente têxtil em função da intensidade de corrente pela técnica EC.	113
Figura 43: Variação do pH e da temperatura durante o processo de EC em diferentes intensidade de corrente.....	114
Figura 44: Redução da cor e turbidez do efluente têxtil em função da variação do pH inicial pela técnica EC.....	115
Figura 45: Redução da cor e turbidez do efluente têxtil em função da variação do pH inicial pela técnica EC.....	116
Figura 46: Comparação do desgaste causado nas placas de alumínio durante os ensaios e o desgaste teórico estipulado pela lei de Faraday, nas condições dos ensaios.....	118
Figura 47: Comparação do desgaste causado individualmente nas placas de alumínio durante os ensaios	119
Figura 49: Determinação das quantidades de Na e Al do efluente tratado com eletrocoagulação nas fases: bruto, efluente líquido tratado e lodo.....	120

Figura 50:Reduções de cor, turbidez e DQO para diferentes velocidades de rotação.	122
Figura 51:Reduções de cor, turbidez e DQO para diferentes velocidades de rotação.	123
Figura 52:Reduções de cor, turbidez e DQO do efluente tratado com processo combinado de coagulação/floculação utilizando coagulante PAC e eletrocoagulação.	125
Figura 53:Reduções de cor, turbidez e DQO do efluente tratado com processo combinado de coagulação/floculação utilizando coagulante sulfato de alumínio e eletrocoagulação.	126
Figura 54:Reduções de cor, turbidez e DQO do efluente tratado com processo combinado de coagulação/floculação utilizando coagulante tanino e eletrocoagulação.	127
Figura 55: Determinação da quantidade de lodo em amostras de águas de efluente têxtil em função dos diferentes tratamentos submetidos.	128
Figura 56:Concentrações de metais resultante do sistema integrado utilizando o coagulante tanino como pré tratamento.	130
Figura 57:Concentrações de alumínio e sódio resultante do sistema integrado utilizando o coagulante tanino como pré tratamento.	131
Figura 58:Concentrações de metais resultante do sistema integrado utilizando o coagulante sulfato de alumínio como pré tratamento.	133
Figura 59: Concentrações de alumínio e sódio nas alíquotas resultante do sistema integrado utilizando o coagulante sulfato de alumínio como pré tratamento.	134
Figura 60: Concentrações de metais resultante do sistema integrado utilizando o coagulante PAC como pré tratamento.	135
Figura 61: Concentrações de alumínio e sódio nas alíquotas resultante do sistema integrado utilizando o coagulante PAC como pré tratamento.	136
Figura 62: Concentrações de alumínio para os diferentes tratamentos.	137
Figura 63: Concentrações de alumínio no lodo resultante dos efluente tratados	138
Figura 64: Germinação relativa ao controle negativo em função dos diferentes tratamentos do efluente têxtil.	139
Figura 65: Germinação absoluta nos diferentes tratamentos do efluente têxtil.	140
Figura 66: Porcentagem de crescimento da raiz relativo ao controle negativo em função dos diferentes tratamentos do efluente têxtil.	141
Figura 67: Porcentagem de crescimento da radícula relativo ao controle negativo em função dos diferentes tratamentos do efluente têxtil.	142
Figura 68:Porcentagem de inibição de crescimento relativo da raiz ao controle negativo em função dos diferentes tratamentos do efluente têxtil.	143

Figura 69: Porcentagem de inibição de crescimento das radículas ao controle negativo em função dos diferentes tratamentos do efluente têxtil.....	144
---	-----

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Consumo de água no setor têxtil	4
Tabela 2: Padrões para despejo de efluentes (CONAMA n.o 430/2011).	14
Tabela 3: Estudos relacionados utilização das técnicas de eletrocoagulação.	26
Tabela 4– Critérios de volume, preservação, acondicionamento e prazo de análise em amostras de efluente.(APHA,2012).	48
Tabela 5: Tempos de mistura rápida e lenta e tempo de sedimentação para cada ensaio	51
Tabela 6: Delineamento experimental estudadas utilizando os eletrodos de alumínio.	55
Tabela 7: Matriz do planejamento experimental 3(3) completo.	55
Tabela 8: Delineamento experimental e valores dos fatores: Espaçamento, Corrente e pH. ...	56
Tabela 9: Característica do Efluente Têxtil	65
Tabela 10: Valores das porcentagens de remoção de DQO nas diferentes dosagens analisadas para o coagulante PAC.	67
Tabela 11: Valores das porcentagens de remoção de cor aparente e real nas diferentes dosagens analisadas para o coagulante PAC.	68
Tabela 12: Valores absolutos do efluente têxtil tratado com o coagulante PAC.	70
Tabela 13: Valores das porcentagens de remoção de DQO nas diferentes dosagens analisadas para o coagulante tanino.	72
Tabela 14: Valores das porcentagens de remoção de cor aparente e real nas diferentes dosagens analisadas para o coagulante PAC.	73
Tabela 15: Valores absolutos do efluente têxtil tratado com o coagulante tanino.	75
Tabela 16: Valores das porcentagens de remoção de DQO nas diferentes dosagens analisadas para o coagulante tanino.	76
Tabela 17: Valores das porcentagens de remoção de cor aparente e real nas diferentes dosagens analisadas para o coagulante PAC.	77
Tabela 18: Valores absolutos do efluente têxtil tratado com o coagulante sulfato de alumínio.	79
Tabela 19: Valores das porcentagens de remoção de cor aparente e real nas diferentes dosagens analisadas para o coagulante PAC.	80
Tabela 20: Valores das porcentagens de remoção de cor aparente e real nas diferentes dosagens analisadas para o coagulante PAC.	82
Tabela 21: Valores das porcentagens de remoção de cor aparente e real nas diferentes dosagens analisadas para o coagulante PAC.	83

Tabela 22: Tempos de misturas, tempo de sedimentação e eficiência do percentual de remoção- coagulante PAC.....	86
Tabela 23 Tempos de misturas, tempo de sedimentação e eficiência do percentual de remoção- coagulante PAC.....	87
Tabela 24: Tempos de misturas, tempo de sedimentação e eficiência do percentual de remoção- coagulante PAC.....	88
Tabela 25: Condições experimentais e resultados em duplicatas de redução (%) da DQO, cor e turbidez do efluente têxtil tratado pela técnica de EC.....	90
Tabela 27: Valores do ajuste linear e da interação dos coeficientes previstos para a eficiência do tratamento do efluente têxtil por EC na redução (%) da DQO, com nível de significância de 95% ($p < 0,05$)	91
A Tabela 27 representa os valores do ajuste linear e da interação dos coeficientes previstos para a eficiência do tratamento do efluente têxtil por EC na redução, em percentagem, da DQO, com nível de significância de 95%	92
Tabela 29: Valores do ajuste linear e da interação dos coeficientes previstos para a eficiência do tratamento do efluente têxtil por EC na redução (%) da cor, com nível de significância de 95% ($p < 0,05$)	93
Tabela 30: Valores do ajuste linear e da interação dos coeficientes previstos para a eficiência do tratamento do efluente têxtil por EC na redução (%) da turbidez, com nível de significância de 95% ($p < 0,05$).	95
Tabela 31: Valores do ajuste linear e da interação dos coeficientes previstos para a eficiência do tratamento do efluente têxtil por EC na redução (%) da cor, com nível de significância de 95% ($p < 5%$)	97
Tabela 32: Valores absolutos do efluente têxtil após aplicação da EC para os parâmetros: DQO, COT, cor e turbidez.	106
Tabela 33: Resultado do teste de Tukey para valores de (a) DQO e (b) DQO (filtrado), em diferentes tempos.	107
Tabela 34: Valores do teste de Tukey para as reduções média dos parâmetros para diferentes corrente.....	114
Tabela 35: Valores do teste de Tukey para as media da remoções de poluentes para diferentes pH inicial.....	117
Tabela 36: Valores de concentração de metais para os processos de coagulação/floculação (Fase 1) e o sistema integrado utilizando tanino como pré-tratamento (Fase 2).....	132

Tabela 37: Valores de concentração de metais para os processos de coagulação/floculação (Fase 1) e o sistema integrado utilizando sulfato de alumínio como pre tratamento (Fase 2).	134
Tabela 38:Valores de concentração de metais para os processos de coagulação/floculação (Fase 1) e o sistema integrado utilizando PAC como pre tratamento (Fase 2).	136
Tabela 39: Valores de DL50 para alíquotas de efluentes submetidos ao processo de eletrocoagulação e processo integrado de coagulação/floculação e eletrocoagulação utilizando o coagulante tanino, para a espécie Lactuca sativa.	144

CAPITULO I

1 INTRODUÇÃO

A água é um bem natural cada dia mais escasso, e seu suprimento é considerado por especialistas um dos temas mais importantes do século XXI e, como tal, já está sendo encarado como recurso econômico mais valioso do futuro.

O setor industrial vem se conscientizando desta problemática, tanto que empresas consideradas grandes poluidoras como as de papel e celulose, têxtil e alimentícias tem demonstrado grande interesse em reduzir a poluição causada pelo seus processos industriais, não apenas na estação de tratamento, mas em cada etapa da cadeia produtiva.

Dentro do setor têxtil encontram-se as lavanderias industriais, que tem como principal função, realizar o tratamento dos tecidos por meio de operações de desengomagem, amaciamento, estampagem, tingimento, entre outros. Segundo Brito, 2013, existem cerca de 6.000 lavanderias no Brasil, as quais se encontram subdivididas de acordo com o setor em que atuam. Como cada setor tem sua própria especialidade ou produto a ser trabalhado, essas lavanderias seguem processos diferenciados. As lavanderias de *jeans*, comumente denominadas lavanderias industriais, abastecem prioritariamente o setor da moda. Atualmente, a maioria dessas lavanderias se encontra espalhada nos países em desenvolvimento e, em muitos casos, são ineficientes no que tange às questões ecológicas, econômicas e sociais, mesmo assim são responsáveis pelo quinto lugar em empregos diretos no país.

O efluente da indústria têxtil possui uma ampla variação na sua composição devido as característica de suas fibras e dos produtos químicos usados em diferentes processos. Existem mais de 100 mil corantes disponíveis no mercado com uma produção anual estimada de mais de $7 \cdot 10^5$ toneladas, sendo que 10 a 50% desses corantes são perdidos no efluente. (KHANDEGAR & SAROH, 2013). Caracterizando portanto, os despejos gerados neste setor com sendo fortemente colorido, devido à presença dos corantes que não se fixam na fibra durante o processo de tingimento. A poluição de corpos d'água com estes compostos provocam, além da poluição visual, alterações em ciclos biológicos afetando principalmente processos de fotossíntese. Além deste fato, estudos tem mostrado que algumas classes de corantes, podem ser cancerígenos e/ou mutagênicos. (KUNZ *et al.*, 2002).

O estudo de novas alternativas capazes de minimizar o volume empregado de água nos processos industriais e também a redução da sua toxicidade é dos principais obstáculos no combate à contaminação ambiental. Tem-se visto muitas pesquisas realizadas com o objetivo de reciclar água e produtos de alto valor agregado dos efluentes têxteis, pela aplicação de

processos que permitam separar a matéria poluente da água. Dentre as várias técnicas investigadas estão os processos de eletrocoagulação e os processos de coagulação/floculação entregando polímeros naturais como agente coagulante.

Os efluentes da indústria têxtil apresentam dois problemas principais, além de elevados valores de DQO possui compostos orgânicos como fenóis, corantes, tensoativos, etc, alguns deles muito tóxico. Para resolver este problema, algumas combinações de técnicas físico-químicas foram testados, como coagulação química, seguido por sedimentação e adsorção, processos de ozonização e de oxidação. Devido ao elevado capital e custos destes métodos de funcionamento, existe uma necessidade de pesquisar métodos mais eficiente e custo mais baixo, com consumos mínimos de químicos e de energia (STRÖHER *et al.*, 2013).

As técnicas de eletrocoagulação (EC) vem ao encontro as estas necessidades, comparado com floculação tradicional e coagulação. O processo tem sido utilizado por ser eficaz na remoção de DQO e descoloração, e tem a vantagem de eliminar as pequenas partículas coloidais, tornando-se uma alternativa simples e eficientes para a purificação de muitos tipos de águas e efluentes.

Neste contexto, o objetivo geral deste trabalho foi a avaliação de métodos de tratamento de efluentes têxteis com base na integração do processo de coagulação/floculação, utilizando o coagulante/floculante natural (Tanino) e os coagulantes químicos Sulfato de Alumínio e o Policloreto de Alumínio com a eletrocoagulação, por meio de parâmetros físico-químicos, buscando um alternativa de tratamento para o efluente têxtil que permita melhor eficiência na redução da DQO e também a redução na concentração de metais e da toxicidade deste efluente.

Para tanto, as seguintes etapas foram realizadas:

- ✓ Caracterização físico-químicos do efluente têxtil, de uma lavanderia industrial da região de Campo Mourão-PR;
- ✓ Avaliação a aplicação de coagulantes/floculantes naturais e químicos no tratamento de efluentes líquidos têxtil, encontrando as melhores condições operacionais para os processos;
- ✓ Avaliação a aplicação de eletrocoagulação no tratamento de efluente líquido da indústria têxtil utilizando eletrodos de alumínio, encontrando as melhores condições operacionais para o processo;
- ✓ Aplicação dos métodos de tratamento integrados em série, com base nas melhores condições operacionais de cada processo;
- ✓ Avaliação das reduções de compostos orgânicos, inorgânicos e toxicológicos dos processos convencionais e integrados.

Este trabalho foi desenvolvido utilizando um reator de escala laboratorial montado na Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Campus Campo Mourão (UTFPr –CM), os dados foram analisados no Departamento de Engenharia Química da Universidade Estadual de Maringá-UEM, Brasil e posteriormente e na UTFPr-CM.

A apresentação deste trabalho está composta por:

Capítulo 2 – Revisão da literatura: neste capítulo é apresentado um levantamento bibliográfico sobre os problemas ambientais da indústria têxtil, as responsabilidades legais do setor, bem como as técnicas e conceitos para o tratamento dos efluentes têxteis.

Capítulo 3 – Materiais e métodos: neste capítulo são apresentados os materiais e métodos, bem como os procedimentos experimentais e analíticos utilizados para desenvolver este projeto.

Capítulo 4 – Resultados e discussão: neste capítulo são apresentados e discutidos os resultados obtidos nos experimentos da degradação do efluente têxtil, utilizando processos de coagulação/floculação e eletrocoagulação em um reator de bancada, desenvolvido para o estudo.

Capítulo 5 – Conclusões: neste capítulo são apresentadas as principais conclusões com base nos resultados obtidos.

CAPITULO II

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Neste capítulo é apresentado um levantamento bibliográfico sobre os problemas ambientais da indústria têxtil, as responsabilidades legais do setor, bem como as técnicas e conceitos para o tratamento dos efluentes têxteis.

2.1. Indústria têxtil

O aumento da população mundial e o desenvolvimento de um modelo consumista, tem ocasionado um grande aumento no setor industrial de produtos de primeira necessidade. Dentre os segmentos industriais destaca-se o setor têxtil, responsável pela produção de tecidos e roupas, e também pela geração de grandes volumes de despejos altamente poluidores, com elevada carga orgânica, cor acentuada e diversos produtos tóxicos ao homem e ao meio ambiente.

A indústria têxtil ocupa o terceiro lugar na geração de empregos diretos no Brasil e é o sexto em faturamento. Segundo dados da Associação Brasileira da Indústria Têxtil e de Confecção (ABIT, 2013). O Brasil ocupa um dos maiores parques fabris do planeta, possuindo mais de 30 mil empresas que geram aproximadamente dois milhões de empregos. Em 2013, o faturamento do setor correspondeu a cerca de 4% do PIB total brasileiro. No Paraná, o segmento têxtil é formado mais de cinco mil indústrias formais, as quais empregam aproximadamente 90 mil trabalhadores diretos. Na microrregião de Maringá, estão instaladas cerca de duas mil confecções, além de malharias, tecelagens, estamparias, lavanderias, entre outros segmentos. (FIEP,2010).

Apesar da importância econômica indiscutível, este setor caracteriza-se pelo grande consumo de água em seu processo, como pode ser verificado no Tabela 1.

Tabela 1:Consumo de água no setor têxtil

Processo Produtivo	Volume (litros)
Preparação e fiação de fibras têxteis	10 a 100
Tecelagem sem tinturaria	10 a 30
Tecelagem com tinturaria	20 a 300
Acabamento em fios, tecidos e artefatos têxteis	60 a 200

Fonte: Sinditêxtil – Sindicato da Indústria de Fiação e Tecelagem em Geral, 2012

Com um potencial poluente bastante significativo o setor apresenta um elevado volume de efluentes com a presença de diversos contaminantes em concentrações variadas, os quais, além da cor, ainda possuem uma concentração elevada de matéria orgânica.

Segundo KHANDEGAR & SAROHA (2013), cerca de 700.000 toneladas de corantes têxteis são produzidas anualmente, das quais 12% dos corantes sintéticos são perdidos entre 30 processos de fabricação e tingimento, neste processo de 10 a 50% da cor resultante é disposta no meio ambiente conferindo cor aos efluentes têxteis. Aproximadamente 20% destes corantes perdidos acabam se transformando em águas residuais industriais.

A indústria têxtil é muito ampla e possui diversas etapas, que podem ser resumidas basicamente em Fiação, Tecelagem e Beneficiamento.

Fiação: A fiação trata da produção de fios, transformando a fibra crua em tecido não acabado a partir de um processo basicamente mecânico, por meio das quais as fibras são abertas, limpas e orientadas de tal modo que se prendam uma as outras por atrito. São predefinidos alguns parâmetros para que se chegue a uma espessura, de forma que se consiga obter a consistência necessária que suporte a força de torção que será aplicada. (ARAÚJO & CASTRO,1984), as características físicas das fibras são fatores determinantes do tipo de tecnologia a ser utilizada.

As fibras têxteis são classificadas em naturais, que são de origem animais (seda, lã), vegetais (algodão , juta, cânhamo, linho, rami, sisal) e mineral (amianto); e sintéticas, que por sua vez, dividem-se em polímeros naturais (raion viscose, raion acetato) e polímeros sintéticos (acrílico, elastano, poliamida, poliéster). Durante o processo de fiação de fibras naturais ou artificiais é adicionado aos fios alguns lubrificantes que tem a finalidade de melhorar o deslizamento e o contato entre metais e fibras nos teares, melhorar a aderência entre as fibras e evitar o efeito antiestático em fibras sintéticas. Essa aplicação de lubrificante é essencial para o bom andamento do processo de tecelagem ou malharia, porém na fase de beneficiamento (pré-tratamento, tingimento ou acabamento) do artigo esse lubrificante deve ser retirado por meio de uma purga para evitar a sua interferência nos processos posteriores (SALEM *et al.*, 2005).

Tecelagem: Designa-se, geralmente, por tecelagem o processo pelo qual se produzem tecidos (ARAÚJO & CASTRO,1984), há três tipos de tecelagem: a tecelagem de tecidos planos, a tecelagem de tecidos de malha e de tecidos não tecidos.

Os tecidos planos são amplamente utilizados na indústria do vestuário, na fabricação de calças sociais, jeans, jaquetas, casacos, ternos, artigos de decoração, cama e mesa, entre outros, é são obtido pelo entrelaçamento de conjuntos de fios no sentido longitudinal (chamados de

URDUME) e fios no sentido transversal (chamados de TRAMA), realizados por um equipamento chamado tear.

É necessário reforçar estes fios, submetendo-os à engomagem, antes de iniciar a tecelagem. A engomagem consiste na impregnação e revestimento dos fios de urdume com substâncias adesivas, com intuito de aumentar a resistência mecânica dos fios. É feita em equipamentos onde os fios são desenrolados e mergulhados em banho contendo a goma. Na saída os fios passam por rolos aquecidos para retirar o excesso de goma e serem secos. Embora a goma apresente uma DBO elevada, a quantidade expulsa é muito reduzida, comparada a carga e quantidade de efluentes gerados no beneficiamento.

a) Tecelagem de tecidos de malha

A tecelagem de tecido de malha baseia-se no entrelaçamento de fios em forma de laçadas, feitas por um conjunto de agulhas com um só fio que ocorre em forma de espiral. É frequente fazer a lubrificação ou parafinação dos fios para facilitar a tecelagem, assim reduzir o coeficiente de atrito e as tensões e quebras nos fios (ANDRADE FILHO & FRAZÃO, 1987).

b) Tecelagem de tecidos não tecidos

Conforme a norma NBR- 13370, tecidos não-tecido (TNT) são estrutura plana, flexível e porosa, constituída de véu ou manta de fibras, ou filamentos, orientados direcionalmente ou ao acaso, consolidados por processos: mecânico (fricção) e/ou químico (adesão) e/ou térmico (coesão) ou combinação destes.

Na fabricação dos TNTs podem ser utilizadas fibras naturais ou manufaturadas (químicas), filamentos contínuos ou formados in situ, ou seja, grupos de tecnologias especializadas, onde a produção da fibra, formação e consolidação do véu ocorrem geralmente ao mesmo tempo e no mesmo local (SALEM *et al.*, 2005).

O não-tecido também é conhecido como nonwoven (inglês), notejido (espanhol), tessuto nontessuto (italiano), nontissé (francês) e vliesstoffe (alemão).

c) Beneficiamento

Os processos de beneficiamentos têxteis caracterizam-se pela geração de uma grande quantidade de efluente, com composição variada, uma vez que os produtos e processos usados também variam constantemente.

O beneficiamento engloba as etapas de transformação do tecido quanto a sua aparência, resistência, toque, absorção de água e outras características (ARAÚJO & CASTRO, 1984). As principais etapas de trabalho para beneficiamento do tecido seguem na Figura 1.

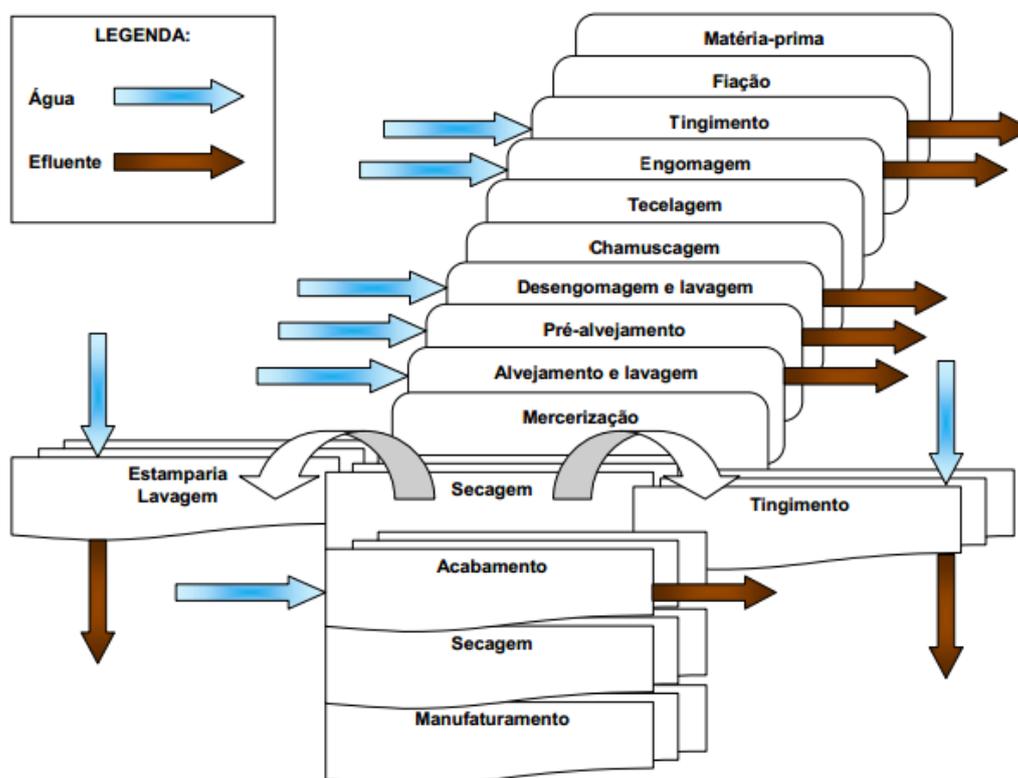


Figura 1: Fluxograma das principais etapas de uma indústria têxtil para o beneficiamento de tecido.

Fonte: Adaptado de (BRAILE & CAVALCANTI, 1993).

A desengomagem consiste na remoção, por meio da aplicação de produtos químicos, da goma aplicada ao tecido antes da tecelagem. O tecido é embebido em banho com enzimas, detergentes alcalinos quentes ou sabões, e emolientes, dissolvidos em água com a função de eliminar estas gomas. O vapor também auxilia no processo acelerando a oxidação, uma vez que remove os óleos orgânicos do algodão (BRAILE & CAVALCANTE, 1993; HASSEMER & SENS, 2002).

O pré-alveamento é um processo de branqueamento inicial da malha. Tem a função de limpeza das impurezas das mesmas, como retiradas de gorduras e outros componentes, ou compostos químicos.

O alveamento consiste no branqueamento do substrato têxtil, é uma operação necessária se o tecido acabado for branco ou tinto em cores claras. O hipoclorito de sódio e o peróxido de hidrogênio são alguns dos produtos químicos bastante agressivos e comumente usados nesta etapa. Os efluentes do alveamento normalmente possuem um alto conteúdo de sólidos com baixo ou moderado nível de DBO (PERES & ABRAHÃO, 1998).

O tingimento, propriamente dito, é o processo pelo qual são aplicados os corantes ao substrato têxtil, tem como objetivo colorir os substratos têxteis de forma homogênea e

permanente mediante a aplicação de corantes. A princípio, o mecanismo de tingimento pode ser dividido em três etapas em que ocorrem os seguintes mecanismos físico-químicos: Difusão do corante no banho em direção à superfície da fibra; Adsorção do corante nas camadas superficiais do substrato têxtil e difusão-fixação que consiste na difusão do corante adsorvido para o interior da fibra e na fixação nela por meio de ligações de hidrogênio, interações iônicas, forças de *Van der Waals* ou ligações covalentes, propriamente ditas. A adsorção e retenção do corante na fibra, e podem ser química, física ou ambas, dependendo da fibra e do corante. O grau de adsorção é função de vários fatores, tais como temperatura, pH, auxiliares químicos e tempo (SALEM, 2010).

A lavagem pode ser feita nas próprias máquinas que fazem o tingimento, para depois seguirem direto para as secadoras. Podem ser usadas lavadoras com fluxo contra-corrente, em que o tecido entra por um lado e a água limpa pelo outro (ponto de saída do tecido), de modo que o tecido na sua saída é enxaguado com água limpa, saindo livre de impurezas acumuladas na operação (BASTIAN, 2009).

A mercerização é um processo químico que proporciona ao material celulósico brilho acentuado, maior afinidade aos corantes, toque mais macio, maior resistência mecânica, maior absorção e encolhimento. É realizada exclusivamente em tecidos de algodão; consiste na imersão do tecido em solução de soda cáustica, seguido por uma lavagem ácida para neutralizar o pH (BRAILE & CAVALCANTE, 1993).

O amaciamento é o processo final na linha de produção úmida do beneficiamento. Ele pode ser executado em máquinas individuais para este fim, ou num último banho nas lavadoras. Também podem ser aplicadas gomas e resinas que são secadas sob temperaturas controladas, a fim de que o tecido receba o toque solicitado pelo cliente, o que é feito por meio de processos mecânicos ou químicos (ARAÚJO & CASTRO, 1984).

O processo de estamparia é utilizado no final da cadeia. Os produtos confeccionados, recebem a estampagem em algum ponto de sua extensão física, e os tecidos que receberão estampas em toda sua extensão, são usados rolos gravados que alcançam toda a peça. Das numerosas técnicas de estampar, a mais comum é a tela rotativa (rolos). São usados pigmentos em cerca de 75 a 85% do total das operações de estampagem e não são necessárias etapas de lavagem. Comparados com os corantes, os pigmentos são tipicamente insolúveis e não tem afinidade pelas fibras. Resinas ligantes são usadas para aderir os pigmentos aos substratos. Solventes são usados como veículos para transportar a mistura pigmento e resina para o material têxtil. Após a evaporação dos solventes permanece a camada de resina e pigmento fixa (SALEM *et al.*, 2005).

2.1.1. Corantes Utilizados na Indústria Têxtil para Beneficiamento.

Segundo Salem (2010), tingimento é uma modificação físico-química do substrato de forma que a luz refletida provoque uma percepção de cor. Os produtos que provocam esta modificação são chamados corantes. Os principais corantes que podem ser utilizados para o tingimento de fibras celulósicas estão apresentados a seguir:

- Corantes Reativos

São corantes que contém um grupo reativo capaz de formar ligação covalente com grupos hidroxilas das fibras celulósicas, com grupos amino, hidroxila e tióis das fibras proteicas e também com grupos amino das poliamidas. Existem vários tipos de corantes reativos, porém os principais pertencem aos grupos azo e antraquinona que são os grupos cromóforos e os grupos clorotriazinila e sulfatoetilsulfonila como grupos reativos.

- Corantes a Cuba

É uma classe de corantes baseada nos índigos, tioindigóides e antraquinóides. São aplicados praticamente insolúveis em água, porém durante o processo de tintura são reduzidos com ditonito (hidrossulfito de sódio), em solução alcalina, transformando-se em um composto solúvel (forma leuco). Posteriormente, a oxidação pelo ar, ou mais comumente, peróxido de hidrogênio, regenera a forma original do corante sobre a fibra, tornando-o insolúvel novamente.

- Corantes Diretos

Caracterizam como compostos solúveis em água, capazes de tingir fibras de celulose (algodão, viscose, etc.) através de interações de Van der Waals. A afinidade do corante é aumentada pelo uso de eletrólitos, pela planaridade na configuração da molécula do corante ou a dupla-ligação conjugada que aumenta a adsorção do corante sobre a fibra. Esta classe de corante é caracterizada principalmente por corantes contendo mais de um grupo azo (diazó, triazo, etc.) ou pré-transformados em complexos metálicos.

- Corantes Azóicos

É uma classe de compostos coloridos, insolúveis em água, que são sintetizados sobre a fibra durante o processo de tingimento. Nesse processo a fibra é impregnada com um composto solúvel em água, conhecido como agente de acoplamento (naftol) que apresenta alta afinidade por celulose. A adição de um sal diazônio (RN_2^+) provoca uma reação com o agente de acoplamento fixados na fibra e forma um corante insolúvel em água.

- Corantes de Enxofre

Caracterizam-se por compostos macromoleculares com pontes de polissulfetos (Sn-), os quais são altamente insolúveis em água. São aplicados após pré-redução em banho de ditionito de sódio que lhes confere a forma solúvel. São reoxidados subsequentemente sobre a fibra pelo contato com o ar. Estes compostos têm sido utilizados principalmente na tintura de fibras celulósicas, conferindo cores como: preto, verde oliva, azul marinho, marrom, apresentando boa fixação. Entretanto, o tingimento com estes corantes usualmente possui resíduos tóxicos.

2.2. Efluente Têxtil

A indústria têxtil é uma das maiores produtoras de efluentes líquidos. São necessários aproximadamente 80 litros de água para produzir 1 kg de tecido. Entretanto, há referência a valores da ordem de 150 litros, sendo que 80 % deste volume são descartados como efluente. A característica destes efluentes depende da tecnologia e dos processos industriais utilizados e também dos tipos de fibras e produtos químicos empregados (STRÖHER *et al.*, 2013).

O efluente gerado é um dos principais problemas das indústrias têxteis, principalmente devido à elevada DQO e coloração características da presença de corantes, pigmentos e produtos químicos auxiliares, que fazem com que o efluente têxtil necessite de um tratamento específico (MANENTI *et al.*, 2014).

A maior parcela do efluente gerado na indústria têxtil provém das fases de lavagem e tingimento, com contribuição menor das outras etapas. Entre os produtos que conferem elevada carga de poluentes têxteis aos efluentes, destacam-se: amido, proteínas, substâncias gordurosas, surfactantes, produtos auxiliares no tingimento e os corantes. Além desses produtos, a temperatura elevada e pH dos banhos também conferem alto potencial poluidor aos efluentes da indústria têxtil (AOUNI *et al.*, 2012).

O conhecimento da natureza de um efluente é essencial para o desenvolvimento do projeto e da operação de uma planta de tratamento. Além disso, deve estar de acordo com os limites permitidos pela legislação ambiental vigente.

2.2.1. Característica dos efluentes têxtil

A carga poluidora dos efluentes líquidos provenientes da indústria têxtil pode ser classificada da seguinte maneira:

a) Sólidos

Sólidos correspondem a toda matéria que permanece como resíduo, após evaporação, secagem ou calcinação da amostra a uma temperatura pré-estabelecida durante um tempo fixado. Em linhas gerais, as operações de secagem, calcinação e filtração são as que definem as diversas frações de sólidos presentes na água (sólidos totais, em suspensão, dissolvidos, fixos e voláteis). Os métodos empregados para a determinação de sólidos são gravimétricos (utilizando-se balança analítica ou de precisão), com exceção dos sólidos sedimentáveis, cujo método mais comum é o volumétrico (uso do cone Imhoff). Segundo APHA (2012) e RICHTER (2009), a definição das diversas frações são:

- Sólidos totais (ST): Resíduo que resta na cápsula após a evaporação em banho-maria de uma porção de amostra e sua posterior secagem em estufa a 103-105°C até peso constante. Também denominado resíduo total.
- Sólidos em suspensão (ou sólidos suspensos) (SS): É a porção dos sólidos totais que fica retida em um filtro que propicia a retenção de partículas de diâmetro maior ou igual a 1,2 µm. Também denominado resíduo não filtrável (RNF).
- Sólidos Voláteis (SV): é a porção dos sólidos (sólidos totais, suspensos ou dissolvidos) que se perde após a ignição ou calcinação da amostra a 550-600°C, durante uma hora para sólidos totais ou dissolvidos voláteis ou 15 minutos para sólidos em suspensão voláteis, em forno mufla. Também denominado resíduo volátil.
- Sólidos Fixos (SF): É a porção dos sólidos (totais, suspensos ou dissolvidos) que resta após a ignição ou calcinação a 550-600°C após uma hora (para sólidos totais ou dissolvidos fixos) ou 15 minutos (para sólidos em suspensão fixos) em forno-mufla. Também denominado resíduo fixo.
- Sólidos Sedimentáveis (SSed): É a porção dos sólidos em suspensão que se sedimenta sob a ação da gravidade durante um período de uma hora, a partir de um litro de amostra mantida em repouso em um cone Imhoff.

Segundo, STRÖHER (2013), os valores dos SS para efluentes têxtil podem variar muito dependendo de fatores como tipo de processo de beneficiamento aplicado, tipo de fibra, tipo de tecido, tipo de tratamento, etc. Em geral, estes valores encontram-se abaixo de 50 mL/l.

b) Metais pesados

Os efeitos dos metais em águas residuais podem ser benéficos, tóxicos ou simplesmente prejudicial à saúde dependendo da sua concentração (APHA, 2012). Os metais pesados existentes no efluente têxtil provêm, principalmente dos corantes, sendo que os corantes dispersos, de maneira geral, apresentam teores maiores de metais pesados do que os corantes reativos e diretos. Mas estes teores dependem da cor considerada. Segundo Manzoor *et al.*, (2006), os principais metais pesados ligados aos efluentes têxtil são o cobre (Cu), cromo (Cr), cobalto (Co) e níquel (Ni) em quantidades compreendidas entre 2 a 5%.

Além dos corantes, alguns produtos auxiliares também podem possuir contaminação por metais, como o sulfato de sódio, muito usado em tingimento reativos, que possui até 20 ppm de ferro e 0,03 ppm de zinco, como impureza. Segundo, STRÖHER (2013), o cádmio é praticamente ausente nos efluentes têxtil e o mercúrio pode estar presente em poucas quantidades (através de soda cáustica e ácido clorídrico produzidos por eletrodos de mercúrio); cromo, cobalto e cobre podem chegar aos efluentes, dependendo do processo de tingimento usado.

Todos os metais pesados podem ser quantificados em água através de fotometria de chama, por espectrofotometria de absorção ou emissão atômica e por meio de métodos clássicos da química analítica, como os colorimétricos. A escolha do método a ser usado depende do grau de precisão necessário, do número de amostras a serem processadas e, obviamente, da disponibilidade dos recursos materiais e humanos (BRAILE & CAVALCANTE, 1993).

c) Cor, Temperatura e pH

A temperatura exerce um papel fundamental quando se refere ao tratamento de efluentes e, conseqüentemente, a seu efeito na vida aquática. Segundo a resolução CONAMA no 430/2011 de 17/03/2005, ao ser lançado no curso d'água, o efluente deve estar a uma temperatura inferior a 40°C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C na zona de mistura.

Em países de clima quente, como é o caso do Brasil, normalmente não se requer aquecimento adicional do efluente ou do reator, o que é recomendável em países de clima frio. Isso deve-se ao fato de que um aumento súbito de temperatura pode resultar em uma alta taxa de mortalidade na vida aquática. Além disso, em temperaturas elevadas o processo torna-se instável, pois, como descrito em Braile & Cavalcanti (1993), estimula as atividades biológicas,

resultando em um maior consumo de oxigênio e fazendo com que a água passe a conter uma menor quantidade deste elemento.

O potencial hidrogeniônico (pH) é também um importante parâmetro de qualidade de despejos industriais. Este parâmetro está relacionado com a quantidade livre de íons hidrogênio em solução aquosa. A faixa de concentração adequada é muito estreita e crítica, segundo a resolução nº 357 de 17 de março de 2005, do CONAMA, esse parâmetro deve estar num valor entre 5 (cinco) e 9 (nove), pois com uma concentração inadequada de íons hidrogênio, os micro-organismos existentes nos despejos ficam impossibilitados de degradar a matéria orgânica ali presente, fazendo com que os rejeitos fiquem impossibilitados de serem tratados pelos métodos biológicos.

Os efluentes têxteis podem apresentar alterações intensas na coloração, na temperatura e no pH, dependendo dos colorantes, pigmentos e tratamentos usados. Quanto a temperatura, segundo dados da Companhia Pernambucanas de Recursos Hídricos (2001) os efluentes têxteis podem apresentar temperaturas acima de 40°C.

2.3. Legislação brasileira - padrões de lançamento de efluentes líquidos.

A legislação brasileira estabelece padrões de qualidade para água potável (Portaria 36/GM e Portaria 1.469 de 2000) e para águas superficiais (Resolução Conama n.º 357, de 17 de março de 2005, que revogou a Resolução Conama n.º 20/1986 e a Conama n.º 430/201, que completa e altera a Resolução CONAMA n.º 357/2005).

A Resolução CONAMA n.º 430/2011, trata da classificação das água doces, salobras e salinas do País e também regulamenta os procedimentos para o lançamento de efluentes nos corpos d'água e define as concentrações para lançamentos de algumas substâncias, o que pode ser observada na Tabela 2.

Tabela 2: Padrões para despejo de efluentes (CONAMA n.º 430/2011).

Parâmetro	Unidade	Padrão de lançamento
pH		5,0 – 9,0
Temperatura	°C	< 40,0 ¹
Dureza	mg L ⁻¹ CaCO ₃	-*
Materiais sedimentáveis ²	mL L ⁻¹	< 1
Materiais flutuantes	-	Ausência
Óleos e graxas: mineral	mg L ⁻¹	≤ 20
Óleos e graxas: vegetal ou animal	mg L ⁻¹	≤ 50
Coliformes fecais	NMP/100 mL	-
DBO ₅ ³	mg L ⁻¹	-
Amônia	mg L ⁻¹ N	20
Alumínio	mg L ⁻¹ Al	-
Arsênio total	mg L ⁻¹ As	0,5
Bário total	mg L ⁻¹ Ba	5,0
Cádmio total	mg L ⁻¹ Cd	0,2
Chumbo total	mg L ⁻¹ Pb	0,5
Cianeto total	mg L ⁻¹ Cn	0,2
Cobalto	mg L ⁻¹ Co	-
Cobre dissolvido	mg L ⁻¹ Cu	1,0
Cromo hexavalente	mg L ⁻¹ Cr ⁶⁺	0,1
Cromo trivalente	mg L ⁻¹ Cr ⁺³	1,0
Estanho total	mg L ⁻¹ Sn	4,0
Ferro dissolvido	mg L ⁻¹ Fe	15
Fósforo total	mg L ⁻¹ P	-
Fluoreto total	mg L ⁻¹ F	10
Manganês dissolvido	mg L ⁻¹ Mn	1,0
Mercúrio total	mg L ⁻¹ Hg	0,01
Molibdênio	mg L ⁻¹ Mo	-
Níquel total	mg L ⁻¹ Ni	2,0
Nitrogênio amoniacal total	mg L ⁻¹ N	20,0
Prata total	mg L ⁻¹ Ag	0,1
Selênio total	mg L ⁻¹ Se	0,3
Sulfeto	mg L ⁻¹ S	1,0
Zinco total	mg L ⁻¹ Zn	5,0
Benzeno	mg L ⁻¹	1,2
Clorofórmio	mg L ⁻¹	1,0
Dicloroetano	mg L ⁻¹	1,0
Estireno	mg L ⁻¹	0,07
Etilbenzeno	mg L ⁻¹	0,84
Fenóis totais	mg L ⁻¹ C ₆ H ₅ OH	0,5
Tetracloroeto de carbono	mg L ⁻¹	1,0
Tricloroetano	mg L ⁻¹	1,0
Tolueno	mg L ⁻¹	1,2
Xileno	mg L ⁻¹	1,6

2.1 (1) A elevação da temperatura no corpo receptor não deverá exceder a 3°C.

2.2 (2) Teste de 1 hora em “cone Imhoff”.

2.3 (3) DBO₅: remoção mínima de 60% de DBO sendo que este limite só poderá ser reduzido no caso de existência de estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento as metas do enquadramento do corpo receptor.

A Lei Federal nº. 9.433/97, que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, estabelece que seja cobrado o uso da água e o lançamento de efluentes em corpos hídricos em todo país, e essa Lei tem sido o principal motivador para que o uso da água dentro do processo têxtil esteja sendo avaliado como um componente a mais nas planilhas de custos das empresas e não apenas como um veículo no processo de tingimento de custo irrisório.

Em função das experiências acumuladas em várias estações de tratamento de efluentes líquidos de indústrias têxteis, indicam-se alguns parâmetros de qualidade de efluentes finais factíveis de alcance, quais sejam o de DQO de 200 mg/l, DBO_{5,20} de 93% (eficiência) e Cor de 75 mg/L PtCo (aparente) (CPRH, 2001).

2.4. Reuso de Efluentes Têxteis

Estudos realizados pela ANA (2002) obtiveram a demanda de água por tipo de atividade, indicando que, de maneira global, a maior demanda é da agricultura (51%), seguida pelo abastecimento urbano (23%) e pelas indústrias (26%). Avalia-se que a indústria têxtil consome 15% de toda a água industrial. A água é utilizada em todas as etapas de produção de tecido, principalmente nas fases de tinturaria, no pré-tratamento, limpeza e acabamento. Sendo o reuso de água uma opção inteligente no mercado mundial, a necessidade desta tecnologia, está no próprio conceito de sustentabilidade dos recursos naturais. (MIERZWA & HESPANHOL, 2005)

Pode-se entender o reuso como o aproveitamento do efluente após uma extensão do seu tratamento, com ou sem investimentos adicionais. (TELLES & COSTA, 2010). A reutilização da água, que acontece espontaneamente na natureza, pode ser aplicada na indústria, de maneira planejada, em diversos seguimentos industriais, e pode ser feito de maneira direta ou indireta, conforme descreve Mierzwa & Hespanhol, 2005

Segundo MANCUSO & SANTOS (2003), o reuso da água pode ocorrer de maneira direta ou indireta, por meio de ações planejadas ou não. De acordo com a Organização Mundial da Saúde (1973), tem-se:

- Reuso indireto: ocorre quando a água já utilizada, uma ou mais vezes para uso doméstico ou industrial, é descarregada nas águas superficiais ou subterrâneas e utilizada novamente a jusante, de forma diluída;
- Reuso direto: é o uso planejado e deliberado de esgoto tratado para certas finalidades como irrigação, uso industrial, recarga de aquíferos e água potável;

- Reciclagem interna: é o reuso da água internamente à instalação industriais, tendo como objetivo a economia de água e o controle da poluição.

No Brasil o reuso de água ainda não dispõe de normatização técnica específica, em geral são adotados padrões referenciais internacionais ou orientações técnicas produzidas por instituições privadas. Esta carência tem dificultado os trabalho dos profissionais e tem sido um dos principais fatores que inibem a prática do reuso de água no país (TELLES & COSTA, 2010). Os autores descrevem resumidamente as aplicações do reuso previstas na NBR (NBR 13969/97), em que o grau de tratamento para o uso múltiplo de esgoto tratado é definido, regra geral, pelo uso mais restrigente quanto a qualidade do esgoto tratado, podendo ser definidas as seguintes classificações e respectivos valores de parâmetros para o esgoto, conforme o reuso:

- Classe 1: lavagem de carros e outros usos que requerem o contato direto do usuário com a água, com possível aspiração de aerossóis pelo operador:
 - turbidez - inferior a 5;
 - coliforme fecal – inferior a 200 NMP/100 mL;
 - Sólidos dissolvidos totais inferiores a 200 mg/L;
 - pH entre 6,0 e 8,0;
 - cloro residual entre 0,5 mg/L e 1,5 mg/L.
- Classe 2: lavagem de pisos, calçadas e irrigação dos jardins, manutenção dos lagos e canais para fins paisagísticos, exceto chafarizes:
 - turbidez - inferior a 5;
 - coliforme fecal – inferior a 500 NMP/100 mL;
 - cloro residual entre 0,5 mg/L e 1,5 mg/L.
- Classe 3: reuso para descargas de vasos sanitários e enxágue das máquinas de lavar roupas (sendo necessário cloração):
 - turbidez - inferior a 10;
 - coliforme fecal – inferior a 500 NMP/100 mL;
 - cloro residual entre 0,5 mg/L e 1,5 mg/L.
- Classe 4: reuso em pomares, cereais, forragens, pastagens para gados e outros cultivos através de escoamento superficial ou por sistemas de irrigação pontual.
 - coliforme fecal – inferior a 5.000 NMP/100 mL;
 - oxigênio dissolvido acima de 2,0 mg/L.

Conforme a aplicação da água dentro da indústria têxtil, o seu grau de qualidade pode variar significativamente. Muitas aplicações exigem que uns maiores números de parâmetros sejam atendidos, de modo que sejam minimizados os riscos ao processo, produto ou sistema no qual a água será utilizada. A tomada de decisão para aceitação da água para uso na industrial têxtil, depende da determinação de parâmetros físico-químicos considerados relevantes à qualidade requerida da água (MIERZWA & HESPANHOL, 2005).

Segundo Salem (2010), para a indústria têxtil, a água utilizada para o pré-tratamento deverá ser límpida. O autor apresenta os principais problemas causados pela impureza presente no reuso da água, entre eles destaca-se a presença de cloro (que no processo de tingimento poderá causar má reprodutibilidade uma vez que alguns corantes são sensíveis ao cloro); sulfato de alumínio (a presença pode causar precipitação de corantes); sedimentos suspensos (que causam manchas de filtração em tingimentos por circulação); matéria orgânica em suspensão (podem causar manchas de filtração) e pH ácido ou alcalino (conforme a classe de corantes causa problemas de igualização, esgotamento e fixação).

2.5. Métodos de Tratamento do Efluente Têxtil

As indústrias têxteis produzem efluentes com altas cargas poluidoras. As variações dos produtos e processos utilizados tornam o efluente complexo, dificultando o tratamento. A legislação governamental tem cobrado deste setor métodos de tratamento mais eficazes. Geralmente, a remoção de corantes destes efluentes são feitos basicamente por meio de processos físico-químicas. Tais métodos são muitas vezes dispendiosos e, embora os corantes sejam removidos, a acumulação da lama concentrada transfere um problema de eliminação. Existe uma necessidade de tratamentos alternativos que permitem uma remoção de corantes em grandes volumes e que sejam de baixo custo (ROBINSON, 2001).

Na literatura encontram-se inúmeros trabalhos que abordam tratamentos alternativos de efluentes têxteis, na sua maioria, trata-se de estudos com efluentes provenientes de tingimentos de fibras celulósicas, ou seja, com corantes reativos, diretos ou a cuba.

O aumento da complexidade para o tratamento de efluentes têxteis tem levado a busca constante de novas metodologias, têm-se empregado vários métodos de remoção de corantes e outros produtos químicos presentes no efluente têxtil. Os processos físico-químicos como a coagulação, floculação, precipitação, oxidação (por cloro, com ozônio ou peróxido de hidrogênio), tecnologias de membrana (ultrafiltração, microfiltração e nanofiltração), e processos biológicos convencionais. A diversidade destes métodos relaciona-se com as

variações das características dos efluentes provenientes da indústria têxtil, que resultam do uso de diferentes matérias primas e da tecnologia de produção (MANENTI, *et al.*, 2014),.

No entanto, ainda não foi encontrada uma tecnologia combinada e eficaz, que permita a eliminação total da coloração presente nas águas residuárias, assim como a redução da DQO e ainda possibilite a reutilização desta água em processos de lavagem. O tratamento biológico convencional são demorados, precisam de grande área operacional e não são eficazes para efluentes, contendo elementos tóxicos. Técnicas de oxidação avançada resultar em alto custo de tratamento e são geralmente utilizados para obter alta pureza grau água. A técnica de coagulação química, além de ser considerado um processo lento, gera grande quantidade de lamas. Eletrocoagulação tem atraído recentemente a atenção como uma técnica potencial para o tratamento de efluentes industriais, devido à sua versatilidade e compatibilidade ambiental (KHANDEGAR & SAROHA, 2013)

2.5.1. Mecanismos de Coagulação/Floculação

A coagulação e a floculação são processos físico-químicos usados para agregarem colóides e partículas dissolvidas em flocos maiores, podendo ser facilmente sedimentados por gravidade e posteriormente removidos. O processo é realizado para separação de sólidos em suspensão, sempre que a taxa de subsidência for muito baixa para promover a clarificação efetiva da água. (MIERZWA & HESPANHOL, 2005)

O mecanismo de coagulação/floculação é sensível a vários fatores, tais como: tipo e dosagem de coagulante, pH do efluente, natureza das substâncias produtoras de cor e turbidez, entre outros. O tipo e a dosagem ideal da quantidade de coagulante são definidos em função principalmente da viabilidade econômica e características do efluente. Por esse motivo, testes de coagulação são extensivamente usados para determinar as dosagens químicas ótimas no tratamento. Esse teste de laboratório simula o processo de coagulação/floculação em jarros e pode ser conduzido numa variedade de condições. (MERZOUK *et al.*, 2011)

De acordo com Braile & Cavalcante, (1993) os principais mecanismos que atuam na coagulação são: compressão da camada difusa; adsorção e neutralização; varredura; e adsorção e formação de pontes. Para Di Bernardo & Dantas (2005), atualmente a coagulação é considerada como um resultado individual ou combinado de quatro mecanismos diferentes: compressão da camada dupla elétrica, adsorção e neutralização, varredura, adsorção e formação de pontes.

2.5.2. Compressão da Camada Difusa

À medida que a partículas coloidais manifestam sua carga primária, passam a atrair íons de carga contrária, formando um campo eletrostático ao redor do núcleo da partícula, e com sinal contrário ao da carga primária (contra-íon). Quanto mais próximo o contra-íon estiver da superfície da partícula, maior a força de atração, formando assim, a primeira camada de contra-íons que, segundo a teoria da dupla camada de Stern, chama-se camada compacta. Os íons mais afastados são atraídos com uma força reduzida, e a camada que se inicia após o final da camada compacta e se estende até o meio neutro, onde a força de atração pela partícula é praticamente zero, chama-se camada difusa. É esse fenômeno que faz com que, quando se colocam duas partículas coloidais de mesmo sinal próximas entre si, ocorra a interação entre os campos eletrostáticos que se formam ao redor de cada uma, resultando em forças de repulsão que impedem a coagulação (CRESPILHO & REZENDE, 2004).

Os principais aspectos relacionados a este mecanismo de coagulação são: i) para haver a coagulação, a quantidade de eletrólitos é praticamente independente da concentração de colóides na água; ii) para qualquer quantidade adicionada de eletrólitos, é impossível causar a reestabilização das partículas coloidais, ou seja, a reversão da sua carga, que passa a ser positiva (DI BERNARDO & DANTAS, 2005).

2.5.3. Adsorção e Neutralização de Carga

Na desestabilização dos colóides ocorrem interações coagulante-colóide, coagulante-solvente e colóide-solvente. Para Di Bernardo & Dantas (2005) o mecanismo de adsorção e neutralização de cargas deve ser utilizado quando após a coagulação ocorra a filtração direta, fazendo com que as partículas desestabilizadas fiquem retidas no interior do meio filtrante.

Existem três diferenças principais relacionados com o mecanismo de compressão da camada difusa e o de adsorção e neutralização de carga: a desestabilização dos colóides ocorre com dosagens bem inferiores; a relação estequiométrica entre a concentração dos colóides e a quantidade necessária de espécies desestabilizantes por adsorção; é possível a reversão de carga superficial das partículas coloidais pela superdosagem de espécies absorvíveis.

2.5.4. Varredura

Quando adicionado uma quantidade suficiente de sal de um metal a uma solução, eles podem combinar-se com os hidróxidos disponíveis no meio formando precipitados de hidróxidos metálicos, como os hidróxidos de alumínio, de ferro, entre outros, que se precipitam. Os hidróxidos metálicos são bastante solúveis e precipitam-se de forma polimerizada, formando moléculas de peso molecular elevado e insolúveis. Ao se precipitarem estes complexos insolúveis polinucleares, que geralmente possuem carga positiva, adsorvem e neutralizam carga, ou simplesmente aprisionam partículas coloidais que se sedimentam conjuntamente. Este mecanismo, denominado floculação por varredura, é um dos mais atuantes em diversos casos de tratamento de águas naturais, superando até mesmo a neutralização de carga (BRAILE & CAVALCANTE, 1993).

Segundo Julio (2009), o mecanismo da varredura é utilizado para tecnologias convencionais, ou de ciclo completo, com as seguintes etapas de tratamento: coagulação, floculação, decantação/flotação e filtração. Segundo o autor, os flocos formados no mecanismo de coagulação por varredura deverão apresentar massa específica suficiente para permitir sua deposição nos decantadores ou apresentar tamanho e resistência apropriados para aderência das microbolhas no processo de flotação.

O mecanismo de varredura vem sendo bastante utilizado em estações de tratamento de água, com floculação e sedimentação e posterior filtração. Segundo Di Bernardo & Dantas (2005) os flocos formados são maiores do que aqueles formados quando se utiliza do mecanismo de adsorção e neutralização, resultando, assim, em velocidades de sedimentação maiores.

2.5.5. Adsorção e Formação de Pontes

Segundo Vianna (1992), este mecanismo envolve a utilização de compostos orgânicos (polímeros) sintéticos ou naturais, os quais podem apresentar sítios ionizáveis ao longo de sua cadeia, servindo de ponte entre a superfície à qual estão aderidos e outras partículas, podendo ser classificados como catiônicos (possuem sítios ionizáveis positivos), aniônicos (possuem sítios ionizáveis negativos), não iônicos (não possuem sítios ionizáveis) e anfotéricos (possuem sítios ionizáveis positivos e negativos). Este comportamento dos polímeros como coagulante

pode ser explicado baseando-se na sua adsorção à superfície das partículas coloidais, seguida pela redução de carga ou pelo entrelaçamento das partículas na cadeia do polímero.

É possível ainda a desestabilização de colóides (com cargas negativas) tanto como polímeros catiônicos como aniônicos. Desta maneira, tanto o mecanismo da compressão da camada difusa como o de adsorção e neutralização de cargas, não podem caracterizar o mecanismo de adsorção e formação de pontes (DI BERNARDO & DANTAS, 2005).

2.5.6. Tipos de coagulantes

Os coagulantes são divididos em inorgânicos e orgânicos. Os inorgânicos, de sais de alumínio e ferro, são os mais empregados, como por exemplo, cloreto férrico, sulfato de alumínio, sulfato férrico e PAC (policloreto de alumínio). Entretanto, sais de alumínio e ferro são ambientalmente indesejáveis, pois os lodos produzidos podem disponibilizar íons solúveis que comprometem a saúde humana. Portanto, se faz necessário a busca de coagulantes mais compatíveis.

Os coagulantes de origem orgânica, naturais ou sintéticos, constituídos de grandes cadeias moleculares, são dotados de sítios com cargas positivas ou negativas. Os coagulantes orgânicos mais difundidos são o tanino (processo de lixiviação da casca da Acácia negra), *moringa oleífera* e quitosana. Em geral os estudos são aplicados no tratamento de água para fins potáveis, existindo uma lacuna sobre o conhecimento acerca da aplicação de biopolímeros, principalmente de origem vegetal, no tratamento de efluentes industriais (MORETI *et al.*, 2013).

a) Coagulantes inorgânicos

Dentre os vários coagulantes de origem química, os mais utilizados no tratamento de água e esgoto são os sais de alumínio e ferro, principalmente por serem de baixo custo.

Contudo, pesquisas têm apontado algumas desvantagens, tais como problemas de saúde causados pelo alumínio residual em águas tratadas, produção de grande volume de lodo, consumo da alcalinidade do meio, acarretando custos adicionais com produtos químicos utilizados na correção do pH, principalmente no tratamento de água (VAZ, 2010).

Segundo CPRH (2001) foi verificado que na coagulação o efeito deste processo depende da valência do íon carregado de carga elétrica contrária à carga das partículas coloidais, ou seja, quanto maior a valência do íon maior será a sua capacidade de coagulação, o que justifica o uso

de íons de alta valência (Fe^{+3} e Al^{+3}) como agentes de coagulação dos sistemas coloidais, nos quais a água é a fase contínua.

- Sulfato de Alumínio

Os sais de alumínio são amplamente utilizados em todo o mundo como agente coagulante, devido à excelente formação do floco, seu baixo custo, e facilidade de transporte e de manuseio.

A coagulação com este coagulante é geralmente efetiva na faixa de pH entre 5,0 a 8,0. Os flocos resultantes da coagulação com sulfato de alumínio são essencialmente de natureza inorgânica, portanto, o lodo não entra em decomposição biológica, isto é, não é biodegradável, dificultando sua disposição final. Além disso, segundo Vaz (2010), o coagulante sulfato de alumínio apresenta um lodo gelatinoso e volumoso.

Utilizando-se, normalmente, o sulfato de alumínio como coagulante, em água que possui cor alta e turbidez baixa, o pH de coagulação ideal encontra-se na faixa próxima de 4,0 a 7,8 (MERZOUK *et al.*, 2011). Foram encontrados o valor de pH 7,0 como ideal nos estudos de Ledó, *et al.*, (2009) e Campos *et al.*, (2005).

- Policloreto de Alumínio (PAC)

O Policloreto de Alumínio (PAC), é um complexo poli-nuclear de íons de alumínio polimerizados, um tipo de polímero inorgânico de peso molecular medido em várias centenas de unidades. Ele é geralmente formulado como: $\text{Al}_n(\text{OH})_m\text{Cl}_{3n-m}$, combinado com pequenas quantidades de outros compostos. A relação $m/3n$ representa a basicidade deste produto, e devido a esta característica o PAC libera durante a hidrólise, em igualdade de dosagem em íons metálicos, uma quantidade de ácido consideravelmente menor do que a liberada pelo Cloreto de Alumínio e pelos coagulantes tradicionais como o Sulfato de Alumínio, Cloreto Férrico e Sulfato Ferroso. Isso provoca uma menor variação do pH do meio tratado e um menor consumo de neutralizante para ajustar o pH do meio tratado ao seu valor original. As principais especificações do Policloreto de Alumínio Líquido utilizado são: densidade $\rho_{\text{Bé}} = 31,2 - 1,2742\text{g/cm}^3 - 44,8\% - 352\text{g/L}$. (Silva *et al.*, 2012)

b) Coagulantes orgânicos

As impurezas presentes na água, ou no efluente, apresentam cargas negativas, impedindo a aproximação entre elas, portanto, se faz necessário alterar a força iônica do meio líquido. No tratamento de água, isso é feito através da adição de sais de alumínio, de ferro e polímeros naturais ou sintéticos (polieletrólitos) nas águas ou efluente a serem tratados, em quantidades adequadas (dosagem ideal), caracterizando o fenômeno da coagulação/floculação (LENHARI, 2011).

Segundo Vaz *et al.*, (2010), o lodo gerado pelos coagulantes orgânicos não possui sais de alumínio e ferro incorporado, portanto, é biodegradável o que possibilita sua compostagem e disposição final. Outras vantagens destes coagulantes são a redução da quantidade de lodo e a sua maior amenidade à desidratação. Ao contrário do lodo gelatinoso e volumoso oriundo do uso do sulfato de alumínio.

O uso de uma matéria prima renovável, tal como os taninos vegetais, apresentam uma menor contribuição de ânions sulfatos ao lodo final, menor geração de massa de lodo, e obtenção de um lodo orgânico com maior facilidade de eliminação (STRÖHER *et al.*, 2013). Alguns biopolímeros estão sendo investigados mais intensamente que outros, como é o caso da *Moringa oleifera* (STRÖHER *et al.*, 2013; COUTO JUNIOR, 2003; PRASAD, 2009) e da Quitosana (FREIRE & FREITAS, 2010).

Por outro lado, a presença de um polieletrólito orgânico, natural ou sintético na água, pode aumentar o teor de matéria orgânica ou inorgânica e causar problemas, como o aparecimento de sabores desagradáveis e substâncias mal cheirosas, caso essa matéria orgânica, não seja eliminada durante as fases da coagulação/floculação, sedimentação e desinfecção (KUNZ, 2002).

- *Moringa oleifera* Lam

A *Moringa oleifera* é uma planta tropical pertencente à família Moringaceae (NISHI *et al.*, 2011), com 14 espécies conhecidas. A *Moringa oleifera* é nativa da Índia, mas agora é encontrada em diversos países da Ásia, África e América Latina (SANTANA *et al.*, 2007). No Brasil, a *Moringa oleifera* Lam é conhecida no Estado do Maranhão desde 1950 (COUTO JR, 2013). Atualmente, a cultura da moringa vem sendo difundida em todo o semi-árido nordestino, devido a sua utilização no tratamento de água para uso doméstico.

Segundo Vaz (2011), sementes de *Moringa oleifera* atuam na remoção de cor e turbidez de água para fins potáveis, sendo um processo antigo já encontrado na Índia em torno de 4000 anos atrás, mas o estudo sistemático deste processo só agora vem recebendo maior atenção.

Vários estudos empregando a semente de *Moringa oleifera* como coagulante demonstram, além das propriedades coagulantes efetivas, que elas não são tóxicas a humanos e animais (NDABIGENGESERE *et al.*, 1995; MUYIBI & EVISON, 1995), sendo bastante eficientes no condicionamento do lodo (MUYIBI & EVISON, 1995).

Quando comparada com os demais coagulantes químicos a *Moringa oleifera* apresenta grandes vantagens das quais: não requer ajustes de pH e alcalinidade, não causa problemas de corrosão, de baixo custo, não altera o pH da água e produz baixo volume de lodo (VAZ, 2011). O agente ativo da *Moringa oleifera Lam* na coagulação é uma proteína catiônica dimérica. A capacidade de coagular/flocular colóides em águas naturais que apresentam cor e turbidez é atribuída a uma proteína floculante isolada. Dentre as vantagens da utilização da *Moringa oleifera* no tratamento de água, destaca-se: não há alteração no pH e na condutividade após o tratamento; não se tem alterações de sabor; não se tem problemas de corrosão; é um coagulante não tóxico e o lodo formado no tratamento é biodegradável. No entanto verificou-se aumento no teor de carbono total da água tratada com este coagulante, isso se deve a incorporação da matéria orgânica adicional originária das sementes e que acompanha o agente coagulante efetivo. Essa incorporação de matéria orgânica podem causar problemas de cor, odor e sabor, conforme a dose adicionada do coagulante (LÉDO,2009).

Quando se utiliza sementes de *Moringa oleifera Lam* no tratamento de água, além da remoção de cor e turbidez, também ocorre grande remoção de bactérias, acima de 90% (COUTO JR,2013).

- Quitosana

A quitosana é a forma desacetilada da quitina, polímero linear encontrado no exoesqueleto de insetos, conchas de crustáceos e parede celular de fungos, logo a quitosana é um produto natural, de baixo custo, renovável e biodegradável, de grande importância econômica e ambiental (FREIRE, 2010).

Segundo Lucena (2013) a quitosana apresenta dependência com o pH, requer modificações químicas para aumentar suas performances e possuem baixa afinidade para corantes básicos.

- Tanino

O tanino é um coagulante vegetal efetivo em uma ampla faixa de pH. O seu uso elimina o uso de alcalinizantes (como soda ou cal), não acrescenta metais ao processo e proporciona uma redução no volume de lodo a ser descartado. Ainda, devido à sua composição orgânica, pode ser biologicamente degradado ou eliminado termicamente (COUTO JR,2013).

A indústria nacional tem investido na pesquisa e desenvolvimento de produtos floculantes orgânicos biodegradáveis de origem vegetal. Alguns floculantes orgânicos biodegradáveis de origem vegetal, a base de tanino, são industrializados e comercializados para a clarificação de água com resultados comprovadamente eficientes tanto como floculante primário tanto como auxiliar de floculação (STRÖHER, 2013).

2.6. Processo eletrolítico

Segundo Crespilho & Rezende (2004) vários são os nomes associados ao processo eletrolítico. A eletrofloculação é também chamada de eletrocoagulação. Trata-se de um processo eletroquímico com base na geração de bolhas de gás (geralmente, O₂ ou H₂), via eletrólise das moléculas de água, independente do material utilizado, estas bolhas são responsáveis pelo transporte das partículas coaguladas até a superfície e, com isto, substituem os aditivos floculantes, eliminando todos os resíduos poluidores do processo. Há a formação de uma camada de espuma, cuja espessura aumenta com o decorrer do tratamento, que é chamada de sobrenadante, ou seja, a eletrofloculação é a combinação dos processos de eletrocoagulação e eletroflotação. A eletrocoagulação acontece quando o ânodo de sacrifício sofre a oxidação liberando íons metálicos e o cátodo sofre a redução, ocorrendo à formação de íons hidroxilas, através da hidrólise da água. Os íons metálicos combinam-se com os íons hidroxila, formando os compostos hidróxidos metálicos, que favorecem a formação de flocos por desestabilização dos contaminantes ou partículas suspensas. Os flocos formados podem ser separados do líquido por sedimentação ou flotação dependendo da densidade do flocos.

A eletrocoagulação não operara de forma equivalente a coagulação química, em que a adição de coagulante é um evento discreto sendo o equilíbrio determinado pela dosagem do coagulante adicionado e ao pH, na eletrocoagulação a adição do coagulante é uma função da densidade de corrente e do tempo de eletrólise, na qual os gradientes de concentração do coagulante variam continuamente com a oxidação dos eletrodos. A densidade de corrente determina além da dosagem de coagulante, a taxa de produção de bolhas geradas nos cátodos..

outra diferença relevante ocorre quando a adição de sais de alumínio acidificada o meio, enquanto que o alumínio adicionado por meio de eletrocoagulação não traz consigo quaisquer ânions do sal associado, tendo como resultado a estabilização do pH na faixa alcalina (HOLT *et al.*, 2002).

Segundo Zodi *et al.*, (2009), que aplicou eletrocoagulação no tratamento de efluente da indústria têxtil, os flocos formados pela eletrocoagulação são grandes comparados aos produzidos pela coagulação química. Os flocos originais da eletrocoagulação apresentam baixo teor de água ligada, são mais estáveis e favoráveis à separação.

A tecnologia de tratamento físico-químico pelo processo eletrolítico é uma alternativa promissora para o atendimento à legislação ambiental. Esta alternativa possibilita ampliar a capacidade de tratamento dos sistemas físico-químicos tradicionais, pois utiliza os mesmos fundamentos básicos de coagulação-floculação e adicionalmente disponibiliza elementos que potencializam o método pela geração de oxigênio e hidrogênio nas reações de eletrólise, formando um fluxo ascendente de micro-bolhas que interagem com todo efluente presente no interior do reator eletrolítico, sendo este, submetido intensamente às reações de oxidação e redução, facilitando a floculação e a flotação da carga poluidora existente, aumentando a eficiência do processo de tratamento (CERQUEIRA & MARQUES, 2011).

Nos últimos anos, diversos estudos têm apresentado bons resultados quanto a eficiência da eletrocoagulação (EC) aplicado nos processos de remoção de partículas sólidas dispersas nas águas e efluentes. Além da remoção de DQO, ela promove a quebra de emulsões de óleo e água e a remoção de metais.

A eletrocoagulação vem ressurgindo como uma alternativa bastante promissora no tratamento de efluentes provenientes de diversos setores da cadeia produtiva, tais como esgoto, água subterrânea, metal pesado, radioativo, alimentos, petroquímica, têxtil, restaurante, lavanderias e indústria de papel e celulose. (MOHAMMAD *et al.*, 2009).

No Tabela 3 são sumarizados alguns estudos realizados aplicando-se a técnica de eletrocoagulação e os principais resultados obtidos.

Tabela 3: Estudos relacionados utilização das técnicas de eletrocoagulação.

Autor (ano)	Objetivo/Efluente tratado	Eletrodos utilizados	Resultados Obtidos
Kobyá <i>et al.</i> , 2006	Redução de COT e turbidez de efluente proveniente de fabricação de peças automotivas	Eletrodos de alumínio e ferro	Remoções de COT e turbidez de 93% e 60% respectivamente, apresentou melhores resultados com o

			alumínio comparado ao ferro.
Morales <i>et al.</i> , (2013)	Remoção da cor, turbidez e DQO de efluente industrial de tingimento com o corante índigo carmim.	Eletrodo de alumínio	Remoção de 22 % , 21 % e 9 % de cor, turbidez e DQO, respectivamente
Modi & Varandani (2013)	Redução de cor e DQO de água residuária têxtil	Eletrodos de aço	Remoções de 96% de cor e 51% de remoção de DQO.
Rodrigues <i>et al.</i> , (2014)	Redução de DQO, cor e turbidez de efluente oriundo de uma estação de tratamento esgoto industrial (água de esgoto de 142 indústrias).	Eletrodo de ferro	Reduções de DQO de 42 %, 89 % de cor e turbidez de 95%
Mahesh <i>et al.</i> , (2014)	Remoção de cor, sólidos e matéria orgânica de águas residuais oriunda do beneficiamento do café	Eletrodo de alumínio	Remoção de 97 % para a cor, 60% de sólidos e 64% para remoção de matéria orgânica
Srikantha H <i>et al.</i> , (2014)	Remoção de cor, sólidos e remoção de matéria orgânica de águas residuárias oriunda do beneficiamento do café	Eletrodo de alumínio	Remoção de 97 % de cor, 60% de sólidos e 64% para remoção de matéria orgânica.
Manenti, <i>et al.</i> , (2014)	Redução de carbono orgânico dissolvido, demanda química de oxigênio (DQO) e biodegradabilidade índice de efluente têxtil.	Eletrodo de ferro	Remoção de 36% da DQO

Os processos de eletrocoagulação mesmo aplicado à diferentes efluentes e utilizando diferentes eletrodos apresentam valores de redução de DQO na faixa máxima de 60%, em muitos trabalhos encontrados na literatura, conforme verificado também na Tabela 3.

Os eletrodos mais utilizados são os de ferro e alumínio, isso se deve a facilidade de obtenção e ao baixo custo deste material. Os valores de redução de cor e turbidez apresentam resultados de remoção mais eficiente, principalmente em estudos que empregam o eletrodos de alumínio e aço. Segundo Crespilho & Rezende (2004), os eletrodos de ferro podem apresentar uma coloração amarelada ou esverdeada em razão da presença de Fe^{+2} e Fe^{+3} remanescente. Os compostos de Fe^{+2} podem apresentar solubilidade elevada em circunstâncias ácidas ou neutras e podem ser oxidados facilmente a Fe^{+3} pelo oxigênio dissolvido na água, afetando os resultados de remoção de cor dos efluentes tratados.

2.6.1. Fundamentos do processo de eletrocoagulação.

O avanço das pesquisas dos processos eletroquímicos ocorrido na década de 1980 e o desenvolvimento da legislação relativa às descargas de água contaminadas no ambiente natural, fez aumentar o interesse pela EC para o tratamento de água ressedarias (MOLLAH *et al.*, 2001).

Dispositivos de eletrocoagulação simples são compostos por eletrodos que possuem polaridades diferentes, alguns ânodo e outros cátodo. Quando uma voltagem é aplicada, o ânodo é oxidado e o cátodo reduzido, fazendo com que ocorra a geração eletroquímica do agente coagulante. O material de carga positiva pode reagir com as cargas negativas da solução, ocorrendo a hidrólise da solução, liberando o hidróxido, um dos maiores responsáveis pelo tratamento do efluente. A Figura 2 mostra a representação esquemática de um dispositivo de eletrocoagulação utilizando eletrodos de alumínio.

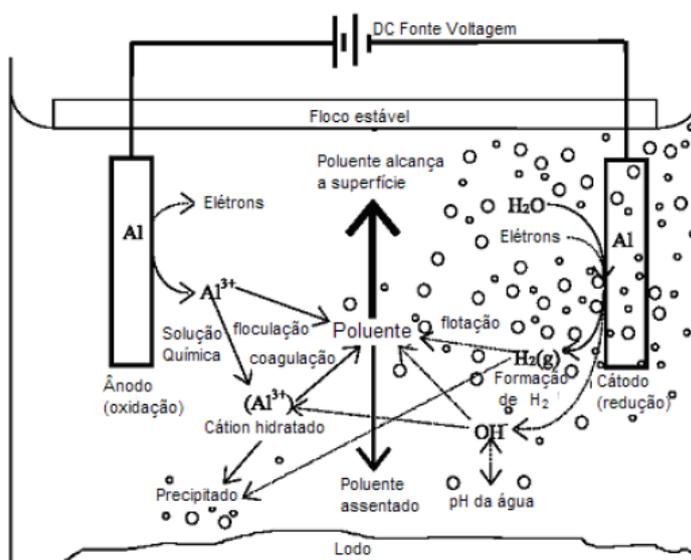


Figura 2 : Interações observadas durante a eletrocoagulação utilizando eletrodos de alumínio. (Adaptado de MOLLAH *et al.*, 2004).

A EC foi primeiramente proposta por Elmore, em 1904, para a flotação de minerais valiosos. A EC é um processo simples que consiste na flotação de partículas de interesse para a superfície de um efluente líquido por meio de microbolhas geradas pela eletrólise da própria solução aquosa (MANSOUR *et al.*, 2007).

Segundo MOLLAH *et al.*, (2001), o mecanismo da eletrocoagulação é altamente dependente da química do meio aquoso, especialmente a condutividade. Além disso, outras características, tais como pH, tamanho da partícula e concentrações dos constituintes influenciam também o processo. Conseqüentemente, a seleção apropriada dos materiais é muito importante, e os mais comuns são o alumínio e o ferro, pois são baratos, eficazes e prontamente

disponíveis. Assim, ambos são geralmente utilizados em estudos eletroquímicos. Eletrocoagulação de efluentes usando eletrodos de alumínio tem sido relatada por muitos autores. Neste caso, o alumínio carregado positivamente pode reagir com partículas de carga negativas. Entretanto é de grande interesse, nessa etapa do processo, que a hidrólise resulte em hidróxido de alumínio ($\text{Al}(\text{OH})_3$), uma vez que este composto será o maior responsável por remover as impurezas do efluente. Na reação vários complexos de alumínio podem ser formados. A presença desses complexos em solução aquosa confere uma característica gelatinosa ao meio. Na Figura 3, que acima de pH 7, complexos solúveis podem ser formados (CRESPILHO & REZENDE, 2004).

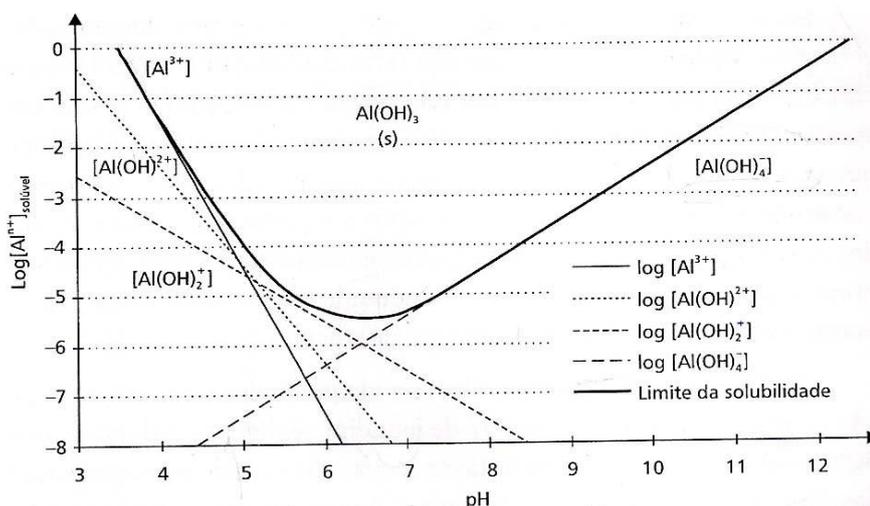


Figura 3: Hidrólise do alumínio em função do pH (CRESPILHO & REZENDE, 2004).

a) Reator

O reator de eletrocoagulação pode ser em modo batelada ou contínuo. No modo batelada, o reator funciona com volume de efluente fixo por ciclo de tratamento e assim, as condições dentro do reator mudam em função do tempo, tanto os níveis de coagulantes como os níveis de contaminantes. No modo contínuo a alimentação contínua do efluente no reator de EC leva às condições de estado estacionário, sendo a quantidade de coagulante um requisito essencialmente fixo. O reator em modo batelada tem sido considerado um sistema mais simples e de mais baixo custo para a realização da EC (HOLT *et al.*, 2002).

Para se obter as melhores condições operacionais de um reator de bancada faz-se necessários além de estudos, levantando as variáveis pertinentes ao funcionamento do reator, como também a caracterização do efluente, sabendo que esta caracterização do efluente é um pré-requisito para um tratamento estratégico aceitável para efluentes industriais.

Os reatores basicamente consistem de placas metálicas usando conexões elétrica em paralelo e ligados a uma fonte de corrente elétrica contínua. As placas metálicas são conhecidas como eletrodos de sacrifício, que podem ser constituídos de um mesmo material ou podem ser de materiais diferentes (MOLLAH *et al.*, 2001).

Os eletrodos podem ser confeccionados por vários, que são selecionados para aperfeiçoar o tratamento por EC. Os dois metais mais utilizados são o ferro e o alumínio em virtude do seu preço e de sua disponibilidade, além de sua forma iônica que apresenta um valência elevada (AKBAL *et al.*, 2011).

Dentre as várias geometrias possíveis para a configuração dos eletrodos, as mais utilizadas são: monoplares e bipolares.

- Arranjo monopolar: Uma melhora no desempenho pode ser alcançada utilizando-se células de eletrocoagulação com eletrodos monoplares com conexões em série como em paralelo.

Segundo Mollah *et al.*, (2004), no arranjo em série, cuja resistência é maior do que no arranjo em paralelo, é necessária uma maior diferença de potencial para uma mesma corrente fluir em todos os eletrodos.

No arranjo em paralelo, a corrente elétrica é dividida entre as placas e o conjunto dos eletrodos de sacrifício se conecta internamente com cada um, sem que haja contato com eletrodos de fora.

O arranjo de eletrodos monoplares com células em série é eletricamente similar a uma célula única com muitos eletrodos e interconexões. Para esse tipo de reator é requerido o uso de eletrodos com grandes áreas superficiais.

A Figura 4 apresenta, de forma esquemática, o arranjo monopolar em série.

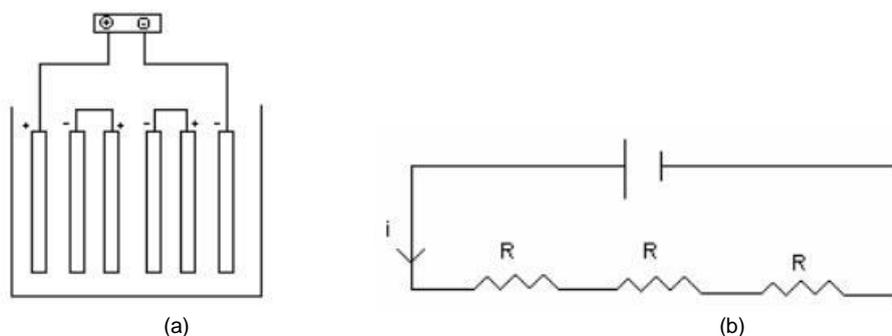


Figura 4: Esquemas referentes aos arranjos dos eletrodos (a) Reator em batelada com eletrodos monoplares conectados em série. (b) Diagrama elétrico do arranjo monopolar em série. (MOLLAH *et al.*, 2004).

Segundo MOLLAH *et al.*, (2004) e Crespilho & Rezende (2004), no arranjo em série, existe uma resistência maior do que no arranjo em paralelo, por isso, é necessária uma maior diferença de potencial para uma mesma corrente fluir em todos os eletrodos. A Figura 5 apresenta arranjo esquemático de um monopolar em paralelo.



Figura 5: Esquemas referentes aos arranjos dos eletrodos (a) Reator em batelada com eletrodos monopolares conectados em paralelo. (b) Diagrama elétrico do arranjo monopolar em paralelo (MOLLAH *et al.*, 2004).

No arranjo em paralelo, a corrente elétrica é dividida entre as placas, e o conjunto dos eletrodos de sacrifício se conecta internamente com cada um, sem que haja contato com eletrodos de fora. Conforme pode ser observado na Figura 6.

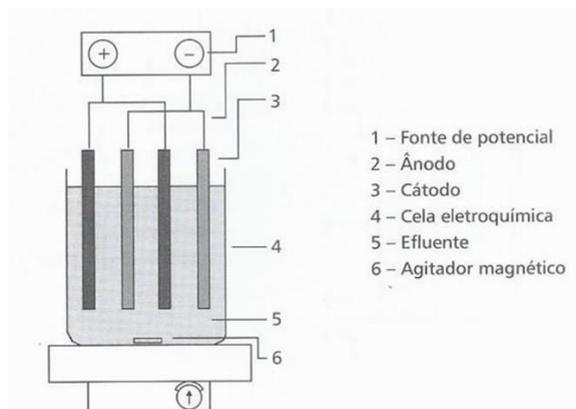


Figura 6: Esquemas de reator de eletroflotação em escala de bancada com eletrodos monopolares conectados em paralelo. (CRESPILHO & REZENDE, 2004).

- Arranjo bipolar: No reator bipolar, temos os eletrodos de sacrifício colocados entre os dois eletrodos em paralelo (chamados de placas condutoras), sendo que só os dois eletrodos monopolares são conectados à fonte de energia elétrica, sem interconexão elétrica entre os eletrodos de sacrifício. Quando a corrente elétrica atravessa os dois eletrodos, os lados neutros da placa adquirem carga oposta à do eletrodo monopolar (CRESPILHO & REZENDE, 2004). A eletroflotação pode também ser realizada em fluxo contínuo. A Figura 07 mostra um reator desse tipo utilizado para remoção de íons fluoreto de efluente industrial, funcionando em fluxo contínuo.

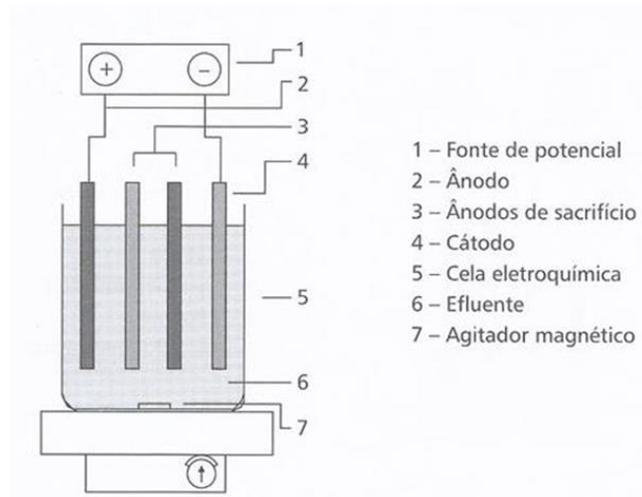


Figura 7: Esquemas de reator de eletroflotação em escala de bancada com eletrodos monopolares conectados em paralelo. (CRESPILHO & REZENDE, 2004).

b) Eletrodos

- Desgaste dos Eletrodos

A eletrofloculação está ligada à Primeira Lei de Faraday, e a massa do eletrodo consumida está diretamente relacionada com a corrente aplicada e é definida matematicamente pela Equação 01. (CRESPILHO & REZENDE, 2004).

$$m_{el} = \frac{i.t.M}{F.z} \quad (01)$$

Sendo:

m_{el} = quantidade máxima do eletrodo consumida, em gramas;

i = corrente aplicada, em A;

t = tempo de aplicação da corrente, em s;

M = massa molar do elemento predominante no eletrodo, em g/mol;

z = número de elétrons envolvidos na reação de oxidação do elemento do anodo;

F = constante de Faraday, 96.500 C/mol;

Se o modelo incluir p eletrodos de eletrólise, e é alimentado por uma vazão (Q), então, a razão entre a massa do metal e vazão é:

$$C = \frac{m(p-1)}{Q_e} \quad (02)$$

Sendo:

C = razão entre a massa do metal dissolvido e a vazão de alimentação, em Kg.h.m⁻³;

Q_e = vazão de alimentação do reator, em m³.h⁻¹;

p = número de eletrodos;

m = quantidade teórica de metais dissolvidos, em kg;

- Distância entre os eletrodos

Segundo Nadjib (2012), a eficiência do processo de eletrocoagulação em relação a distância entre os eletrodos depende, entre outros fatores, das condições hidrodinâmicas do processo, das conexões dos eletrodos e da composição do efluente.

Como a solução possui resistividade à passagem de corrente elétrica, tem-se que quanto maior for a distância entre os eletrodos, maior deverá ser a ddp (diferença de potencial) aplicada. Portanto, de acordo com as características do efluente, a distância entre os eletrodos pode variar para melhor eficiência do processo. Segundo, distâncias maiores poderão ser impostas quando a condutividade do efluente for relativamente elevada, caso contrário, a distância deverá ser a menor possível para que não ocorra aumento exagerado do potencial (CRESPILHO & REZENDE, 2004).

Quando o espaçamento entre os eletrodos aumenta, menor é a atração aplicada por estes aos hidróxidos de alumínio gerados. Portanto as interações entre os coagulantes e os contaminantes presentes no efluente tornam-se mais fracas e, o movimento destes no reator de EC torna-se mais lento. Estes fenômenos tendem a diminuir a eficiência de remoção da EC (AOUDJ *et al.*, 2010).

Enquanto em alguns trabalhos como os de Nanseri-Njiki *et al.*, (2009) e Daneshvar *et al.*, (2007), a menor distância prejudicou a remoção dos poluentes, explicada pelo fato de ter causado uma elevada atração eletrostática e assim a degradação dos flocos pela colisão de um com outro, em outros trabalhos a menor distância favoreceu o processo de EC, como os de Modirshahla *et al.*, (2007) e Mondal *et al.*, (2013).

c) Remoção dos Contaminantes

Quando se fala em remoção dos contaminantes comparam-se os valores final e inicial do parâmetro analisado na Equação 05 (MERZOUK *et al.*, 2011):.

$$\eta = 100. \frac{C_i - C_f}{C_i} \quad (05)$$

Sendo:

η = eficiência de remoção, em %;

C_i = concentração inicial, em mg/L;

C_f = concentração final, em mg/L.

d) Tensão Elétrica

Cerqueira & Marques, (2011), verificou em seus estudos que valores de tensão superiores a 10 V promoviam um aglomerado denso e homogêneo de bolhas, sugerindo que sob estas condições haveria uma quantidade suficiente de gases disponíveis para o arraste eficiente dos contaminantes, fato que não se verificou com o valor de 5V, pois neste ponto, a eficiência de remoção do zinco foi de apenas 30% . Chen, 2004 verificaram também que a tensão é dependente da densidade de corrente, da condutividade do efluente, do espaçamento entre os eletrodos e do estado da superfície deles e uma forma de calcular seu valor necessário para que uma determinada corrente elétrica passe pela solução pode ser feita pela Equação 06. (KOBYA *et al.*, 2006).

$$U = \frac{\delta \cdot d}{K} \quad (06)$$

Sendo:

U = tensão aplicada, V;

δ = densidade de corrente, A/m²;

d = distância entre os eletrodos, m;

k = condutividade do eletrólito, S/m.

e) Condutividade Elétrica do Efluente

Condutividade elétrica do efluente afeta a eficiência da corrente, a tensão da célula e o consumo de energia elétrica (DANESHVAR *et al.*, 2007). Esta condutividade elétrica pode ser aumentada, adicionando ao sistema de tratamento compostos de sais.

Portanto, a condutividade do efluente é de suma importância para uma boa otimização do processo, geralmente quando a condutividade é alta remove-se grandes quantidades de contaminantes, porém como indicado no trabalho Daneshvar *et al.*, (2007), alto valor de condutividade associado ao pequeno distanciamento entre os eletrodos minimiza o consumo de energia, porém, não interfere na eficiência de remoção dos contaminantes.

A condutividade na eletroflotação é o termômetro de averiguação do tratamento, se a condutividade está baixa o tratamento fica comprometido, por isso em alguns casos adiciona-se cloreto de sódio ou de potássio para o aumento da mesma. Quando a condutividade está alta o tratamento torna-se eficaz em tempo de tratamento, ou seja, o efluente é tratado em menos tempo.

f) Densidade de Corrente

A corrente elétrica na EC é o que vai determinar a quantidade de metal que será oxidada no anodo. Uma corrente elevada pode significar perda de potência, pois parte dela se dissipará como energia térmica (calor) para a solução, e uma manutenção maior nos dos eletrodos.

A densidade de corrente controla a taxa de produção do agente coagulante, das bolhas geradas e o tamanho delas. A Equação 07 fornece a densidade de corrente.

$$\delta = \frac{i}{A_{anodo}} \quad (07)$$

Sendo:

δ = densidade de corrente, A/m²;

i = corrente elétrica, A;

A_{anodo} = área total dos anodos, m².

g) Eficiência da Corrente

A corrente utilizada na EC vai determinar a quantidade de metal (Al, por exemplo) que será oxidada no ânodo. A massa equivalente obtida via eletroquímica para o alumínio é de 335,6 mg A⁻¹ h⁻¹. Alguns cuidados devem ser tomados ao escolher o valor da corrente elétrica a ser aplicada. Elevadas correntes podem significar perda de potência, pois parte dela dissipará como energia térmica pela solução. Para reatores que operam por um longo período sem manutenção,

a densidade de corrente sugerida está em torno de 20 a 25 A m⁻². O uso de densidades mais elevadas requer manutenção dos eletrodos (CRESPILHO & REZENDE, 2004).

Mouedhen *et al.*, (2008) avaliou o processo de eletrocoagulação utilizando eletrodos de alumínio sob diferentes condições operacionais, tais como a composição de soluções baseadas Na₂SO₄, pH e densidade de corrente. Foi investigada a sua influência sobre fenômenos eletrodo de polarização, a evolução do pH durante a eletrólise e a quantidade de Al liberado (coagulante). Para isso, foram realizados testes potenciodinâmica e eletrólises utilizando diferentes configurações de células eletroquímicas. Verificou-se, principalmente, que o aumento da densidade de corrente reduz notavelmente a duração do tratamento, sem indução de um forte aumento da carga, foram utilizados no trabalho água residuária sintética contendo íons metálicos pesados e o tratamento apresentou eficiência de remoção de 98%.

2.6.2. Lodo gerado pelo processo de EC

No processo de eletrocoagulação (EC) a produção de lodo é proporcional às características do efluente a ser tratado, aos sólidos sedimentáveis presentes, concentração de coagulante gerada e a matéria desestabilizada pela coagulação, sendo proporcional também a densidade de corrente aplicada e ao tempo de eletrólise (KOBAYA *et al.*, 2006).

Durante o processo de eletroflotação, uma espuma chamada sobrenadante se forma na superfície do efluente, essa espuma contém todos os contaminantes levados pelas bolhas para a superfície que formam os gases. No decorrer do tratamento o sobrenadante aumenta gradativamente, com um aumento considerável de espessura, é através do sobrenadante que podemos observar a presença dos gases formados e flotados. Durante o tratamento algumas partículas (geralmente metais pesados) não conseguem flotar com o auxílio das bolhas e decantam. Progressivamente, a região externa da camada vai se adensando tanto pelo escape dos gases que se formaram inicialmente e transportaram as partículas como também pela ação do seu próprio peso. Assim, esta camada dificulta a liberação das novas quantidades de gases formados na eletrólise e a mesma deve ser retirada. Fisicamente, constata-se ser bastante rígida e consistente a estrutura formada pelas impurezas arrastadas pelos gases da eletrólise. (CRESPILHO & REZENDE, 2004).

Segundo Chen (2004) e Mouedhen *et al.*, (2008) a eletrocoagulação é capaz de realizar a coagulação simultaneamente à flotação. Com isso, menores volumes de lodo são gerados no processo em relação aos tratamentos físico-químicos largamente utilizados e que necessitam de adições de produtos químicos para promover a coagulação.

2.6.3. Características físicas do efluente e seus efeitos no processo de eletrocoagulação.

a) Efeito no pH do Efluente

O conhecimento do potencial hidrogênio iônico de uma água permite o monitoramento do poder de corrosão, da quantidade de reagentes necessários à coagulação, do processo de desinfecção, que tem a finalidade de reduzir o nível dos microorganismos. A medida de pH é uma das medidas mais importantes e é frequentemente utilizada nos testes químicos da água. Praticamente em todas as fases de fornecimento de água e tratamento de águas residuárias dependem do pH da água, como por exemplo: neutralização, abrandamento precipitação, coagulação, desinfecção e controle de corrosão (MACÊDO, 2001).

Quando a condutividade é alta, o efeito do pH não é significativo. O efeito do pH da água ou efluente na eletrocoagulação está refletido pela eficiência da corrente, bem como a solubilidade de hidróxidos metálicos. Chen (2004) observou que a potência consumida é mais alta a pH neutro, do que em condições ácidas ou alcalinas devido à variação da condutividade.

Segundo Crespilho & Rezende, 2004, uma das maiores vantagens da eletrocoagulação (EC) é sua capacidade de neutralizar o pH do efluente, caso esteja abaixo de 7. Para efluentes ácidos, a EC tende a subir o valor da pH em decorrência da redução de hidrogênio no catodo.

Vários autores observaram que o pH do efluente ao reator de eletroflotação é um importante fator operacional que influencia na performance do processo eletroquímico. Destacando-se Meneses *et al.*, (2012), que observou que ocorre um aumento do pH do efluente durante o processo de eletrocoagulação/flotação e que o pH do efluente após o tratamento está relacionado ao pH inicial e ao tempo de tratamento. Vários autores atribuíram esse aumento do pH à evolução do hidrogênio no catodo. Mouedhen *et al.*, (2008), estudaram o processo de eletrocoagulação utilizando eletrodos de alumínio e verificaram que quando o pH inicial é ácido o valor do pH final aumenta, já quando o pH inicial é alcalino, o pH final diminui. Os autores ainda verificaram neste processo de eletrocoagulação que em soluções altamente ácidas (pH 2) ou alcalinas (pH 12), o pH permanece inalterado. De acordo com Chen (2004) o aumento de pH pode ter ocorrido a partir de outros mecanismos, como a transferência de CO₂, pois o CO₂ é super saturado em eletrólito aquoso ácido e pode ser liberado do meio devido à agitação causada pelas bolhas de H₂, causando então o aumento do pH.

b) Temperatura do efluente.

De acordo com Daneshvar *et al.*, (2007), o aumento da temperatura da solução contribui para melhorar a eficiência de remoção, visto que com o aumento da temperatura temos um aumento da movimentação dos íons produzidos, o que facilita a colisão deles com o coagulante formado.

Poucas pesquisas têm sido realizadas para estudar o efeito da temperatura no processo de EC. O que se sabe é que alguns trabalhos realizados na Rússia revelam que a eficiência da EC com eletrodos de alumínio aumenta com a temperatura até 60°C. Acima deste valor, a eficiência diminui. A condutividade também aumenta com a temperatura, diminuindo o consumo de energia elétrica (CRESPILHO & REZENDE, 2004).

Segundo Katal & Pahlavanzadeh (2011), o aumento da temperatura durante o processo de eletrocoagulação tem um efeito negativo na remoção de cor, devido ao aumento da solubilidade do alumínio. De acordo com AQUINO NETO *et al.*, 2011, o aumento da temperatura da solução no período de aplicação da eletroflotação é ocasionado pelo efeito Joule, expresso por Q (kWhm⁻³) e definido matematicamente pela Equação 08:

$$Q = C_p \cdot \Delta T \quad (08)$$

Em que:

C_p = capacidade calorífica da solução, supõe-se que seja igual à da água 4,18 Jm⁻³K⁻¹.

ΔT = diferença entre as temperaturas final e inicial do efluente.

c) Turbidez do efluente

A turbidez representa o grau de interferência da passagem da luz através da água, conferindo uma aparência turva à mesma. A avaliação da claridade da água é muito importante tanto na produção de produtos destinados ao consumo humano como em muitas operações de manufaturamentos (APHA,2012). A turbidez na água é causada pela presença de sólidos suspensos e matéria coloidal tais como: plâncton, organismos microscópicos, matéria orgânica e inorgânica finalmente dividida (METCALF & EDDY,1979).

Segundo DI Bernardo & Dantas (2005) a turbidez é originada pela presença de materiais insolúveis no meio aquoso, que não traz inconvenientes sanitários diretos, mas é esteticamente desagradável na água potável e os sólidos em suspensão podem servir de abrigo para micro

organismos patogênicos. As partículas que contribuem para a turbidez são aquelas cujos diâmetros variam de 10-3 μ m a 10-1 μ m (coloides) e de 10-1 μ m a 103 μ m (sólidos suspensos). Grande parte dos micro-organismos patogênicos desenvolvem-se na presença dessas partículas e por isso, a eliminação dessas partículas torna-se necessária, sendo assim, classificada de acordo com o seu tamanho.

d) Concentração de Óleos e Graxas

Segundo Crespilho & Rezende (2004) essa é uma das maiores vantagens da Eletroflotação: A remoção de óleos e graxas. Esse fato ocorre em razão da facilidade de coagulação e flotação das moléculas de óleos e graxas. Como consequência da interação dessas moléculas com o hidróxido de alumínio forma-se coloides cuja densidade é bem menor que a da água, e este se deslocam naturalmente para a superfície da câmara de separação. Isso foi comprovado por Meneses *et al.*, (2012), que concluiu em seu trabalho que o processo de eletrocoagulação foi capaz de reduzir 99% da quantidade inicial do teor de óleos e graxas de efluentes do biodiesel.

e) Sólidos Totais

A determinação da concentração de sólidos totais envolve todos os compostos particulados e dissolvidos, como metais, sais inorgânicos, óleos e graxas e matéria orgânica presente no efluente. Essa determinação é muito importante, pois, com uma metodologia simples, fornece boas informações sobre a quantidade de resíduos presentes nos efluentes (CRESPILHO & REZENDE, 2004).

A determinação da concentração de sólidos totais envolve todos os compostos particulados e dissolvidos, todas as substâncias orgânicas e inorgânicas contidas num líquido sob formas moleculares, ionizadas ou micro-granulares, como metais, sais inorgânicos, óleos e graxas e matéria orgânica presente no efluente. Este é um dos parâmetros que determina a qualidade da água, com uma metodologia simples, fornecendo boas informações sobre a quantidade de resíduos presentes nos efluentes, avaliando o peso total dos constituintes minerais presentes na água por unidade de volume. É possível fazer o acompanhamento do tratamento biológico de uma água residuária em suas várias etapas e eficiência através do controle dos teores de Sólidos Totais Fixos (STF) e Sólidos Totais Voláteis (STV) (CRESPILHO & REZENDE, 2004).

f) Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

A estabilização ou decomposição biológica da matéria orgânica lançada ou presente na água envolve o consumo de oxigênio (molecular) dissolvido na água, nos processos metabólicos desses organismos biológicos aeróbios. Em função disso, a redução da taxa de oxigênio dissolvido em um recurso hídrico pode indicar atividade bacteriana decompondo matéria orgânica, do proposto surge o conceito de DBO, definida como quantidade de oxigênio molecular necessária a estabilização da matéria orgânica carbonada decomposta aerobiamente por via biológica, ou seja, a DBO é a medida das necessidade respiratória de uma população microbiológica (MACÊDO, 2001).

A DBO é um dos parâmetros mais importantes na mediação da poluição orgânica e na quantidade de material orgânico para efeito de dimensionamento de reatores biológicos. Como a oxidação completa da matéria orgânica demora de 21 a 28 dias, padronizou-se o teste da DBO em 5 dias a 20°C (DBO padrão) (APHA, 2012).

Hossain *et al.*, (2013), tratou efluentes têxteis pelo processo de eletrocoagulação investigando a redução da DBO, utilizando eletrodos de ferro e diferentes parâmetros de trabalho, tais como o pH, densidade de corrente e o tempo de operação. Os resultados mostram que a remoção de DBO máximo ocorreu no pH neutro e no tempo de funcionamento 30 min.

g) Demanda Química de Oxigênio (DQO)

É a quantidade de oxigênio necessária para oxidar quimicamente a matéria orgânica. No teste de DQO, além da matéria orgânica biodegradável, também é oxidada a matéria orgânica não biodegradável e outros componentes inorgânicos (sulfetos) (APHA, 2012).

A DQO também é usada na quantificação de matéria orgânica, principalmente quando nas águas residuárias contêm substâncias tóxicas. Uma das grandes vantagens em relação a DBO, é o tempo de realização da análise de 2 a 3 horas.

Vários autores investigaram a redução de DQO pelo processo de eletrocoagulação (KOBAYA *et al.*, (2006), Gonzales *et al.*, (2010), Akyol (2012), Morales *et al.*, (2013), Modi & Varandani (2013), Chaudhary *et al.*, (2013), Kliugaite *et al.*, (2013), Karichappan *et al.*, (2013), Rodrigues *et al.*, (2014), Manenti, *et al.*, (2014), e observaram que, para vários tipos

de efluentes, a eletrocoagulação apresenta uma eficiência considerável na remoção de DQO e que esta eficiência aumenta à medida que ocorre um aumento da densidade de corrente aplicada.

2.7. Planejamento experimental

A atividade estatística mais importante é o planejamento dos experimentos em que os dados devem ser obtidos. A eficiência de um bom planejamento consiste em projetar um experimento de forma que ele seja capaz de fornecer exatamente o tipo de informação que se procura (MANENTI *et al.*, 2014).

Qualquer área de pesquisa sempre se esta interessado em saber quais variáveis são importantes em algum estudo que se esteja realizando. Através do planejamento, podem-se determinar as variáveis que exercem maior influência no desempenho de um determinado processo, tendo como resultado: (a) redução da variação do processo e melhor concordância entre os valores nominais obtidos e os valores pretendidos; (b) redução do tempo de processo; (c) redução do custo operacional; e (d) melhoria no rendimento do processo. Portanto, o que se busca no planejamento experimental é obter um modelo matemático representativo, em termos dos parâmetros principais, que descrevem dentro de certo nível de confiança certos fenômenos, utilizando o mínimo possível de experimentos (CALADO & MONTGOMERY, 2003).

No processo de EC, vários fatores como pH inicial, densidade de corrente e tempo de eletrólise influenciam na eficiência de remoção de contaminantes. Normalmente busca-se a otimização desses fatores com o intuito de aumentar as porcentagens de remoção realizada através da variação de um único fator, mantendo todos os outros fatores fixados em condições específicas. Este método consome muito tempo e requer um grande número de ensaios (ZODI *et al.*, 2010).

O planejamento experimental envolve uma série de técnicas estatísticas com o objetivo de determinar as variáveis que exercem maior influência no desempenho de determinado processo. Como resultado tem-se redução do tempo e do custo operacional, da variação de processo e, por consequência, a melhoria no rendimento do processo que está sendo estudado. Dentro as técnicas utilizadas para o planejamento dos experimentos, o planejamento fatorial completo é amplamente aplicado quando se tem duas ou mais variáveis de entrada. Este método permite a combinação de todas as variáveis em todos os níveis, possibilitando a previsão da interação entre as variáveis. O planejamento fatorial 3k utiliza k variáveis de entrada analisadas em 3 níveis. Esse procedimento fornece o menor número de experimentos com os quais as k variáveis de entrada podem ser estudadas em um planejamento fatorial completo. Basicamente,

estes experimentos são compostos de um ponto central, que será executado com réplicas e dará uma estimativa interna do erro puro e de pontos axiais, que irão determinar os termos quadráticos.

Segundo Montgomery e Runger (2003), deve-se verificar a validade do modelo matemático obtido através dos resultados experimentais, antes de ser usado. Considerando-se que as conclusões obtidas dos resultados experimentais baseiam-se em técnicas estatísticas, é importante assegurar que as hipóteses dessas técnicas sejam satisfeitas. Por exemplo, para verificar se um fator tem efeito significativo utiliza-se a análise de variância (ANOVA). Esta técnica tem como hipótese que os termos relacionados aos erros são normal e independentemente distribuídos com média zero e variância constante (MONTGOMERY, 2001).

A Análise de Variância (ANOVA), é uma metodologia estatística que avalia a significância das diversas variáveis de entrada e suas interações, é uma das mais utilizadas. O resultado de uma ANOVA fornecerá o valor estatístico de F, que será comparado com o F tabelado. Se F calculado for maior que F tabelado, ou valor $p < 0,005$, significa que os resultados são estatisticamente significativos, com 95% de confiança no teste, sendo p a probabilidade de erro (CALADO E MONTGOMERY, 2003; MONTGOMERY, 2005).

No planejamento composto central, quatro diferentes modelos podem ser testados sequencialmente: (a) Somente termos lineares dos efeitos principais; (b) Termos lineares e quadráticos dos efeitos principais; (c) Termos lineares dos efeitos principais e interações de segunda ordem; e (d) Termos lineares e quadráticos dos efeitos principais e interações de segunda ordem (CALADO & MONTGOMERY, 2003).

Planejamentos fatoriais são úteis para medir a influências de uma ou mais variáveis na resposta global de um processo, prevendo assim uma interação entre os fatores (MANENTI *et al.*, 2015). O planejamento fatorial é uma técnica bastante utilizada quando se tem duas ou mais variáveis ou parâmetros independentes (fatores). Além de permite uma combinação de todas as variáveis em todos os níveis, obtendo-se, assim, análise de uma variável, sujeita a todas as combinações das demais (BARROS NETO *et al.*, 2007).

A metodologia da superfície de resposta consiste em um conjunto de técnicas estatísticas e matemáticas, que visam melhorar e otimizar processo. Ela também apresenta grandes aplicações em planejamentos, desenvolvimento e formulação de novos produtos, e melhoria dos projetos de produtos existentes (MYERS & MONTGOMERY, 1995).

Zodi *et al.*, (2010), empregou análise de superfície de resposta para determinar o funcionamento ótimo do processo de eletrocoagulação, nas condições: variação do pH, a

densidade de corrente elétrica e o tempo de eletrólise. O processo de eletrocoagulação foi realizado em um sistema utilizando eletrodos de alumínio, idênticos, com dimensões de 20 cm de comprimento, 10 cm de largura e 5 cm de espessura, com recirculação de água. Concluiu a aplicabilidade da superfície de resposta como metodologia para a otimização do processo, sendo as condições ótimas do processo a intensidade de corrente de 80 A m^{-1} , pH: 7,0 e tempo de eletrolise de 70 min.

2.8. Processos Integrados

A integração de processos consiste em adotar tratamentos de naturezas distintas, que reduzam os níveis de contaminantes presentes nos efluentes industriais, com a finalidade de proporcionar de forma eficiente seu descarte e/ou reuso de insumos e águas.

Os efeitos toxicológicos de um efluente são causados pela ação sinérgica de poluentes orgânicos e inorgânico. Estudo nos últimos anos investigam processos integrados com a finalidade da redução da poluição industrial com menor custo operacional. Segundo Manenti, *et al.*, (2014), a integração mais investigada atualmente é a dos processos de oxidação avançado com os biológicos. Os autores em seu estudo investigaram a integração dos processos de foto-Fenton com a eletrocoagulação. Isoladamente, os processos apresentaram elevada eficiência na redução de parâmetros ambientais, e difícil trabalhabilidade em relação as questões ecotoxicológicas. De forma integrada tornam-se atraentes no tratamento de efluentes têxteis, devido a eficiência do processo foto-Fenton na remoção de poluentes orgânicos e recalcitrantes e a elevada eficiência do processo de EC na remoção de poluentes inorgânicos e eventuais metais.

É importante salientar que nos trabalhos destinados a desenvolver procedimentos de remediação de efluentes faz-se necessário contar com uma rigorosa avaliação de diferentes parâmetros. O desaparecimento de espécies químicas consideradas poluentes nem sempre é um critério seguro de avaliação, pois muitos trabalhos relatam o aparecimento de intermediários mais tóxicos que os compostos originais (YEBER *et al.*, 1998; WANG & KUTAL, 2001).

Segundo Parra *et al.*, (2002), aproximadamente 60% dos custos operacionais dos processos de tratamento que utilizam a eletricidade é devida ao consumo energético. Portanto, a não total mineralização dos compostos poluentes para posterior integração pode ocasionar na redução deste custos operacionais. Outro fator a ser considerado é o potencial de geração de resíduos sólidos, já que estes elevam consideravelmente os custos do tratamento pelos valores envolvidos na disposição final destes.

Keerthi *et al.*, (2013) investigou a performance dos processos de eletrocoagulação, biológicas e microfiltração, ou seja, biorreator de membrana híbrida (HMBR) para a remoção de DQO e cor em efluentes de curtume e os efeitos de variação de densidade de corrente e pH para otimização do processo de eletrocoagulação. Foram feitas a integração dos processos e comparadas às performances. A incorporação de eletrocoagulação aumentou a sua eficiência de tratamento, fluxo de permeado e, ocorreu redução no processo de incrustação, mostrando-se menos 11% quando comparado com a incrustação, demonstrando um refinamento do processo.

Tchamango *et al.*, (2010), analisou a eficiência de um tratamento eletrolítico: eletrocoagulação, aplicado a produtos efluentes lácteos artificial: derivado de soluções de leite em pó. Utilizou eletrodos de alumínio. Comparou os resultados da eletrocoagulação com o processo de coagulação química com sulfato de alumínio. As variáveis analisadas foram: DQO; Turbidez e Fosforo e Nitrato.

Morales *et al.*, (2013) pesquisou a remoção de corante índigo carmim utilizado em processos industriais de tingimento através de processos de técnicas de ozônio e eletrocoagulação. Conclui que os processos associados resultou em melhor remoção de cor , DQO e eficiências de turbidez quando comparada com os resultados obtidos com os tratamentos individuais

A integração de processos visando a redução da poluição industrial, não se restringe apenas à combinação dos processos de tratamento ao final do processo, mas num estudo completo de caracterização química e biológica em toda a geração dos efluentes dentro do processo industrial (HANCOCK, 1999).

2.9. Conclusões da Revisão Bibliográfica

A indústria têxtil possui uma das mais altas cargas poluidoras em seu efluente, devido às variações em seus processos, tornando seus efluentes um composto complexo, sendo a tinturaria e o acabamento as etapas mais contaminantes. Os efluentes têxteis apresentam grande quantidade de compostos orgânicos e inorgânicos, apresentando, entre outros problemas intensa coloração, alta toxicidade e presença de metais pesados.

Atrelado a estudos para reutilizar o uso de efluentes, vêm sendo realizada uma busca por novas tecnologias e a combinação das já existentes, visando diminuir o desperdício de água e a emissão de poluentes no meio ambiente, além da redução de custo no setor. Estes tem se tornado uma importante resposta à legislação, que obriga as indústrias a aumentarem a

eficiência de seus sistemas de tratamento de efluentes a fim de se adequarem aos padrões exigidos.

Por essa razão, tem sido proposto tecnologias alternativas e sistemas de tratamentos prévios ou posteriores, de naturezas distintas, visando melhorar a eficiência global do sistema, promovendo a transformação química dos poluentes em substâncias biologicamente degradáveis ou facilmente elimináveis, possibilitando de forma mais eficiente o descarte ou reuso deste efluente.

Os efluentes de lavanderias industriais normalmente são tratados por meio de processo físico-químico composto por coagulação/floculação, onde é comum o uso de estações compactas devido à localização da maioria das lavanderias em centros urbanos, onde há pouca disponibilidade de área.

Atualmente, os floculantes químicos mais empregados no tratamento destes efluentes são sais de ferro e alumínio. O sulfato de alumínio, em particular, vem sendo utilizado a mais de 100 anos em todo o mundo e em diferentes conceitos de sistema de tratamento, visando à remoção de materiais particulados, coloidais e substâncias orgânicas por coagulação química. Contudo, o uso extensivo do sulfato de alumínio tem sido discutido devido à presença de alumínio remanescente na água tratada e no lodo gerado ao final do processo, muitas vezes em concentrações bastante elevadas, o que dificulta a disposição do mesmo no solo devido a contaminação e o acúmulo deste metal.

O Policloreto de Alumínio (PAC), também vem sendo amplamente utilizado, devido à sua comprovada eficiência e o seu baixo custo. Contudo, pesquisas têm apontado algumas desvantagens, tais como problemas de saúde, causado pelo alumínio residual em águas tratadas, produção de grande volume de lodo, consumo da alcalinidade do meio, acarretando custos adicionais com produtos químicos utilizados na correção do pH da água tratada.

Uma opção alternativa aos coagulantes químicos são os coagulantes naturais, que apresentam várias vantagens por serem biodegradáveis e não-tóxicos, e ainda produzem lodo em menor quantidade e com menores teores de metais. Nessa classe temos o tanino, que é um coagulante vegetal efetivo em uma ampla faixa de pH, não acrescenta metais ao processo e proporciona uma redução no volume de lodo a ser descartado. Ainda, devido a sua composição orgânica, pode ser biologicamente degradado ou eliminado termicamente (Da Silva, 1999).

No entanto, a elevada toxicidade do efluente têxtil, tem mostrado que os processos convencionais de tratamento deste efluente são comumente ineficazes para sua degradação. Por essa razão, se faz necessário buscar e desenvolver tecnologias alternativas e sistemas eficientes

baseados em processos como a adsorção, separação por membranas, eletroquímicos, entre outros, a fim de degradar os poluentes oriundos deste efluente.

Em comparação com os processos de coagulação/floculação convencional, a eletrocoagulação é mais eficaz na desestabilização de pequenas partículas coloidais, promovendo a coagulação e flotação simultaneamente (Chen, 2004). Os equipamentos de eletrocoagulação (EC) compactos e de fácil operação, atendendo nesse campo a necessidade da maioria das lavanderias industriais, onde o espaço físico é limitado.

Os resultados apresentados na literatura para os processos de tratamento de efluentes têxtil por coagulação/ floculação e eletrocoagulação apresentam valores de até 60% de redução de DQO, sendo os resultados com a eletrocoagulação melhores do que os obtidos com a coagulação/floculação, no entanto, a concentração de metais e a alta toxicidade dos efluentes tratados por eletrocoagulação, apresentam difícil trabalhabilidade.

Processos integrados tem sido adotados em tratamentos de naturezas distintas, com objetivo de reduzir os níveis de contaminantes presentes nos efluentes industriais, promovendo de forma eficiente o descarte ou reuso deste efluente.

A integração mais investigada é a de técnicas emergentes, como a eletroquímica e oxidação avançada com tratamentos biológicos (Vilar *et al.*, 2011; Módenes *et al.*, 2012; Keerthi *et al.*, (2013); Morales *et al.*, (2013); Manenti *et al.*, 2014).

A integração dos processos de coagulação/floculação e eletrocoagulação, visa tanto o aumento da eficiência global dos processos quanto a redução dos efeitos de toxicidade e metais presentes no efluente tratado. De maneira geral, qualquer alternativa orientada a facilitar a aplicação de outros processo é bastante atraente, já que pode-se esperar a eficiência do processo de coagulação/floculação na redução da coloração do efluentes e a elevada eficiência do processo de EC na remoção de poluentes inorgânicos.

Para avaliar as condições de compatibilidade para a integração de processos, é necessária a avaliação das amostras após os tratamentos verificando a redução e/ou transformação de subprodutos que possam inibir alguns processos, ausências residuais, além de ensaios de toxicidade (MANENTI *et al.*, 2015). Portanto, a integração de processos de tratamento, não se limita apenas à combinação dos processos de tratamento ao final do processo, mas em um estudo completo de caracterização química e biológica em toda a geração dos efluentes dentro do processo industrial.

CAPITULO III

3 MATERIAIS E MÉTODOS

Neste capítulo são apresentados a metodologia e os procedimentos experimentais utilizados na pesquisa, compreendendo os testes e ensaios de laboratório realizados com o efluente.

A parte experimental desse trabalho foi realizada no Laboratório de saneamento da Universidade Tecnológica Federal do Paraná- Campus Campo Mourão e no Laboratório de Processos e Separação (LPS) do Departamento de Engenharia Química da Universidade Estadual de Maringá (UEM).

3.1. Coleta e preservação das amostras

O efluente têxtil utilizado neste trabalho provém de uma lavanderia industrial localizada no município de Campo Mourão, noroeste do estado do Paraná. A empresa possui uma capacidade de lavagem de aproximadamente 7000 kg de tecidos por dia e utiliza no processo cerca de 100m³/dia de água. Para reduzir o consumo de água a empresa trata e reutiliza a água servida em dois dos três enxagues usuais do processo de lavagem.

O efluente final contém poluentes orgânicos e inorgânicos além de uma coloração escura, necessitando de tratamento para despejo final em corpo receptor segundo a norma ambiental CONAMA nº 430/2011. O corpo receptor deste efluente, é o Rio do Campo, cujo afluente da margem esquerda é o Rio Mourão o qual deságua Rio Ivaí, sendo que suas águas passam nos limítrofes de fundo da propriedade.

A coleta dos efluentes utilizados neste estudo foi realizada no tanque de equalização da lavanderia industrial. Após a coleta as amostras foram caracterizadas em relação à coloração específica (PtCo APHA e Absorbância), pH, turbidez, sólidos e demanda química de oxigênio (DQO). Em seguida foram refrigeradas a 4°C com a finalidade de manter suas características físico-químicas ao longo dos experimentos por meio dos critérios descritos na Tabela 4.

O efluente obtido no processo é composto principalmente pelo corante reativo azul 5G, massa molar 840,1 g/gmol, amplamente empregado no tingimento de peças de índigo blue, apresenta excelente comportamento tintório e boa penetração (TEXPAL,2005). É composto por um grupo cromóforo do tipo azo, responsável pela cor, e por um grupo sulfonato, responsável pela solubilidade e caráter aniônico do corante (KIMURA *et al.*, 2000) e pertence a classe de

corantes reativos bifuncionais, uma vez que possui grupos reativos, vinilsulfona e monoclorotriazina (KOPRIVANAC *et al.*, 2005)

Tabela 4– Critérios de volume, preservação, acondicionamento e prazo de análise em amostras de efluente.(APHA,2012).

Parâmetro	Tipo de frasco	Volume Mínimo de Amostras (mL)	Preservação	Tempo máximo recomendado para o início da análise.
pH	Polietileno	50	Não requer (análise imediata)	0,25 horas
Condutividade	Polietileno	500	Refrigeração 4 +/- 2 °C.	48 horas
DQO	Polietileno	100	Adição de H2SO4 até pH<2	7 dias
Sólidos Totais	Polietileno	200	Refrigeração 4 +/- 2 °C	7 dias
Turbidez	Polietileno	100	Refrigeração 4 +/- 2 °C	48 horas
Cor	Polietileno	1000	Refrigeração 4 +/- 2 °C	48 horas
Metais e outros elementos	Polietileno	100	Adição de HNO3 até pH<2	6 meses

Fonte: APHA, 2012.

A determinação dos parâmetros: DQO, cor, turbidez, sólidos totais (ST) e sólidos suspensos (SS), sólidos dissolvidos (SD), sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos fixos (SSF) e sólidos suspensos voláteis (SSV), foram feitos em duplicatas aplicando os métodos estabelecidos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012), sendo reportado resultados com as unidades, mg O₂. L⁻¹, PtCo-APHA, FAU, e mg.L⁻¹, respectivamente.

3.2. Tratamento de Coagulação/Floculação.

3.2.1. Coagulantes

As faixas de concentração para o estudo de cada coagulante foram determinadas a partir dos estudos de STROHER (2013) e COUTO JR (2013).

Foram utilizados 3 coagulantes: Sulfato de Alumínio na forma sólida (Cinetica®), o tanino vegetal (Tanfloc®) na forma sólida, fornecido pela empresa TANAC S/A, e o policloreto de alumínio (PAC) na forma líquida, concentrado comercial, cedido pela SANEPAR.

A partir de ensaios prévios, foram verificadas as faixas de concentrações nas quais houve as maiores remoções. O efluente foi utilizado sem tratamento prévio e sem correção de pH nesta etapa. Foram utilizados as seguintes dosagens:

- O coagulante policloreto de alumínio (PAC), dosagens de: 0,1; 0,2; 0,3; 0,4; 0,5 e 0,6 mL.L⁻¹.
- O coagulante Sulfato de Alumínio, nas dosagens de: 200; 300; 400; 500; 600; 700; 800 e 900 mg.L⁻¹.
- O coagulante tanino, nas dosagens de: 80; 90; 100; 110; 120; 130; 140 e 150 mg.L⁻¹.

3.2.2. Metodologia Experimental

Os experimentos de coagulação/floculação foram realizados em equipamento *jar-test* simples, Milan – Modelo JT 101/6, com regulador de rotação das hastes misturadoras, equipado com 6 taças de 600 mL. Para cada ensaio, 500 mL de efluente foram colocados em béqueres de prova, e adicionados as alíquotas de coagulante/floculante estudada. A mistura foi agitada à taxa e durante o tempo fixado para cada experimento. Os ensaios ocorreram em temperatura ambiente.

A adição dos coagulantes/floculantes ocorre durante a mistura rápida (tempo de mistura rápida – TMR), em rotação de 95 rpm, com duração de 5 minutos, tempo necessária para desestabilizar a suspensão. Seguiu-se a agitação lenta (tempo de mistura lenta – TML) durante 30 minutos, com rotação de 35 rpm, para facilitar a formação de flocos, evitando o aumento da velocidade pois poderia romper os flocos existentes. Após a mistura lenta as amostras permaneceram 30 minutos em repouso (tempo de sedimentação – SED), definindo este tempo como o fim da sedimentação. Todos os ensaios foram feitos em duplicatas. A metodologia experimental da coagulação/floculação está apresentada na Figura 8 e foi baseada nos trabalhos de Ströher (2013) e Couto Jr (2013).



Figura 8: Metodologia utilizada nos experimentos de coagulação/floculação

Após o ensaio de coagulação/floculação/sedimentação foram retiradas amostras do sobrenadante abaixo da superfície. Estas amostras foram submetidas às análises de cor, turbidez e DQO, a fim de avaliar a eficiência de remoção e consequentemente a melhor dosagem do coagulante para o tratamento. Foram analisadas a DQO, cor aparente, turbidez, condutividade e absorvância a 450nm, as amostras foram filtradas utilizando um filtros de membrana de 0,45µm e determinada a cor real. Com base nos resultados obtidos, para cada coagulante foram determinada a melhor concentração para o tratamento do efluente. As porcentagens de remoções (Y) foram definidos conforme Equação 09.

$$Y(\%) = \frac{C_i - C}{C_i} \times 100 \quad (09)$$

Em que C_i é a concentração do efluente real, e C do tratado. Para comparação múltipla das médias de cor, turbidez e DQO das amostras de cada ensaio, foram aplicados o teste de Tukey HSD ao nível de 5 % de significância. A análise estatística dos resultados foi realizada utilizando do *software* livre ACTION (Licença Pública Geral GNU)

Definida a melhor concentração, o experimento foi repetido nas mesmas condições de TMR, TML e SED, variando valor de pH inicial do efluente entre 3 e 8, baseada nos trabalhos de Ströher (2013) e Couto Jr (2013), utilizando adições de H_2SO_4 ou NaCl. O sobrenadante das amostras foram submetidas às análises de cor, turbidez e DQO, para avaliar a eficiência de remoção e consequentemente determinar o valor do pH inicial ideal para cada coagulante.

3.2.3. Influência dos tempos de mistura no processo de coagulação/floculação

Com base nos resultados definidos no processo experimental de coagulação/floculação para as dosagens, variou-se os tempos e velocidades de misturas, além do tempo de sedimentação.

Foi adotada a metodologia aplicada por Stroher (2013) e Couto Jr (2013), em que variou-se os tempos de mistura para: 2 minutos (TMR), 20 minutos (TML) e 20 minutos (SED).

As velocidades de mistura mantiveram-se fixas em 95 rpm para a mistura rápida e 35 rpm para a mistura lenta. Para tanto empregou-se o planejamento composto aplicado por Ströher (2013) e Couto Jr (2013), composta por oito partidas para cada coagulante, conforme apresentado na Tabela 5.

Tabela 5: Tempos de mistura rápida e lenta e tempo de sedimentação para cada ensaio

Ensaio	TMR (min)	TML (min)	SED (min)
1	5	30	30
2	5	30	20
3	5	20	30
4	5	20	20
5	2	30	30
6	2	30	20
7	2	20	30
8	2	20	20

Para comparação múltipla das médias de cor, turbidez e DQO das amostras de cada ensaio referente ao Tabela 5 foram aplicados o teste de Tukey HSD ao nível de 5 % de significância. A análise estatística dos resultados foi realizada com apoio do programa Statista@.

3.3. Tratamento com eletrocoagulação.

3.3.1. Reator de eletrocoagulação.

O reator foi desenvolvido e instalado no laboratório de Saneamento da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPr, Campo Mourão-PR, Brasil. O sistema utilizado para os ensaios de eletrocoagulação foram do tipo batelada. Conforme representado na Figura 9, trata-se de um reator de acrílico com dimensões de 0,20 metros de diâmetro e 0,20 metros de altura, tendo um volume útil de 4 litros.

O conjunto de eletrodos é constituído por seis placas (10 cm de altura x 19,5 cm de largura x 3 mm de espessura), de íon ferro e alumínio. O conjunto foi inserido verticalmente no reator, apoiado por uma base de sustentação, parcialmente imerso na solução, com área efetiva de 660 cm². O conjunto foi ligado a uma fonte de energia de corrente contínua, fornecendo tensão não faixa de 0 a 50V e intensidade de corrente na faixa de 0 a 2V (Fonte de

Alimentação DC - Instrutherm - FA-1030). Utilizando-se uma amperímetro para o acompanhamento e fixação da corrente durante todo o processo. (Minipa ET-2082C).

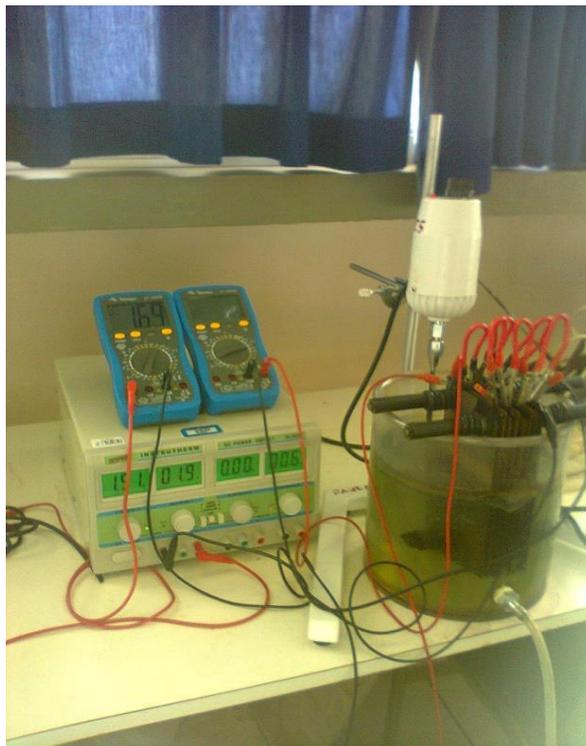


Figura 9:Modulo experimental utilizado no processo de eletrocoagulação

As ligações entre a fonte de corrente e os eletrodos foram executadas com fios de cobre de 4mm, estes fios foram conectados aos eletrodos sob pressão e os contatos elétricos devidamente isolados com borracha e silicone, com o objetivo de evitar oxidação durante a eletrólise e a limpeza.

O isolamento das placas, assim como seu distanciamento foram obtidos com anéis de borracha, que permitiram o ajuste da distância entre as placas dos eletrodos conforme o ensaio conduzido. Foram mantidas conexões elétrica em paralelo do tipo monopolar entre os eletrodos para a aplicação da corrente contínua.

O sistema de agitação utilizado foi mecânico, da marca FISATON, modelo 711, cod.450-1, 230V, indicado para produtos de baixa viscosidade, indicado para agitar até 6 litros de água ou menor quantidade de produtos com até 1000mPas, motor tipo universal com proteção de sobrecarga, controle de rotação de 170 a 2000 RPM. Potência: 40W - 60Hz, com haste em aço inox 304 com \varnothing 1/4" por 180mm de comprimento e hélice tipo naval com \varnothing de 60mm (titulação e cisalhamento), ambos recobertos por uma camada de tinta emborrachada para evitar os processos de oxi-redução dos materiais do agitador.

O desenho esquemático do reator de eletrocoagulação é apresentado na Figura 10, em que: (1) Fonte estabilizada de corrente contínua (V = regulador de voltagem e A= regulador de corrente); (2) agitador mecânico; (3) eletrodos de EC; (4) cuba acrílica e (5) volume efetivo..

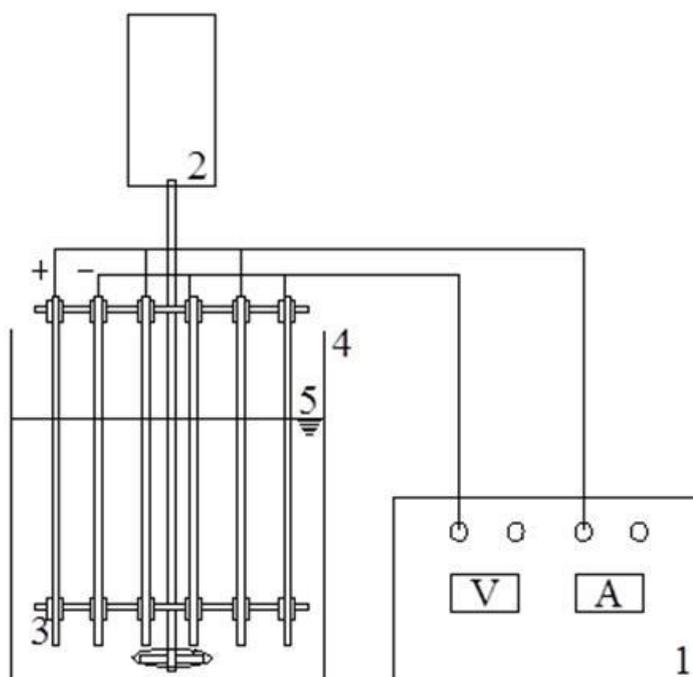


Figura 10: Desenho esquemático do reator de eletrocoagulação.

3.3.2. Procedimento experimental da eletrocoagulação

Antes de cada batelada, o pH inicial do efluente foi ajustado no valor pré-estabelecido utilizando alíquotas de soluções de NaOH (6 M) e H₂SO₄ (3 M). Foram utilizados 4 litros do efluente no reator, operando nas condições de intensidade de corrente, espaçamento entre os eletrodos e pH inicial pré-determinadas para cada etapa e mantendo-se em constante agitação (aproximadamente 170 rpm). Na etapa do planejamento experimental, o tempo estabelecido de eletrólise foi fixado em 120 minutos, enquanto nos testes cinéticos foram realizados ensaios variando os tempos de: 15, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 100, 110, 120 minutos.

Para o ajuste da condutividade do efluente foi usada uma adição de cloreto de sódio (NaCl) na seguinte faixa, 0- 6,0 g/L, que abrange os valores normalmente explorados na literatura, sendo o NaCl, um sal que apresenta baixa toxicidade a nível moderado, custo razoável, alta condutividade e alta solubilidade, e esta adição tem demonstrado efeitos negligenciáveis sobre o pH inicial do efluente (MERZOUK *et al.*, 2011; MERZOUK *et al.*, 2009).

Antes da utilização, os eletrodos eram tratados com uma solução aquosa de HCl para limpeza e para minimizar a passivação (MERZOUK *et al.*, 2011). Segundo Espinoza-Quiñones

et al., 2009 e Merzouk *et al.*, 2009, após 30 min., forma-se uma película isolante na superfície de cada placa, reduzindo o efeito corrosivo das mesmas e diminuindo a quantidade de íons de ferro na solução, e conseqüentemente, prejudicando o processo eletroquímico. Contudo, a cada 15 min. foi realizada a inversão de polaridade dos eletrodos para evitar a passivação das placas.

Cessada a aplicação da corrente, suspendia a agitação e, após o tempo necessário para separação das fases por flotação (por volta de 30 minutos), foram feitas as coletas das amostras na profundidade média do reator para as análises de caracterização do efluente.

As alíquotas, foram filtradas em membranas de éster de celulose, hidrofílica e não estéril (0,45 µm de porosidade e 47 mm de diâmetro), e o filtrado, armazenado em frascos âmbar e refrigerado (4°C) para posterior análise dos parâmetros físico-químicos. Foram feitas análises do efluente tratado filtrado e não filtrado nos seguintes parâmetros: DQO, cor, turbidez, absorvância, condutividade, pH final e temperatura.

3.3.3. Planejamento experimental e análise estatística

Para determinação das condições ótimas dos parâmetros operacionais do reator de eletrocoagulação, na busca de melhor eficiência do processo, foi proposto um planejamento experimental com o intuito de avaliar a contribuição de cada parâmetro operacional na eficiência global de cada tratamento. Os resultados obtidos no planejamento experimental, com parâmetros de respostas nos valores da DQO, cor e turbidez, foram submetidos à análise estatística, obtendo modelos de 2ª ordem, visualizados por superfícies de respostas e validados pela ANOVA.

Estes resultados foram analisados por meio do pacote estatístico *Statistica* (Copyright 1984-2000 by statsoft, Inc) no modo “*experimental design*”, para três níveis de variação e três modos de interação, sendo realizadas análises dos principais efeitos, interações, análise de variância (ANOVA) e superfícies de respostas.

Segundo Manenti *et al.*, (2015), a escolha de um bom planejamento experimental está relacionada a variedade de interação entre os níveis das variáveis determinados no delineamento, e na minimização da quantidade de experimentos, sendo estes, suficientes para proporcionar de forma estatisticamente significativa, as melhores condições operacionais. Os níveis dos parâmetros operacionais do reator foram determinados em testes preliminares. Como variáveis ou parâmetros independentes foram considerados, referentes ao reator (intensidade de corrente, distância entre os eletrodos) e ao efluente (pH inicial), representados pelos fatores q1, q2, q3, respectivamente, observados na Tabela 6

Tabela 6: Delineamento experimental estudadas utilizando os eletrodos de alumínio.

Parâmetros	Fatores	Níveis		
		-1	0	1
Espaçamento (mm)	q1	10	20	30
Corrente (A)	q2	1	3	5
pH	q3	4	6	8

Foi utilizado um planejamento estatístico do tipo fatorial completo $3^{(3)}$, com triplicata no ponto central, seguindo a metodologia de Barros Neto *et al.*, (2003), os níveis das variáveis utilizadas para otimizar os processos integrados foram determinados a partir dos estudos das melhores condições da EC e são demonstrados na Tabela 7.

Tabela 7: Matriz do planejamento experimental $3^{(3)}$ completo.

Experimento	Condições Experimentais		
	q1	q2	q3
1	1	1	-1
2	1	-1	-1
3	-1	-1	0
4	-1	-1	1
5	1	0	1
6	0	0	1
7	0	0	0
8	1	-1	1
9	-1	0	1
10	1	0	0
11	-1	0	0
12	1	0	-1
13	1	-1	0
14	1	1	0
15	0	1	1
16	1	1	1
17	0	-1	-1
18	0	0	-1
19	-1	0	-1
20	0	-1	1
21	-1	1	-1
22	-1	-1	-1
23	-1	1	1
24	0	1	-1
25	0	1	0
26	0	-1	0
27	-1	1	0

Na Tabela 8 são representados os ensaios de EC para o efluente líquido de uma lavanderia industrial. Os ensaios foram realizados de acordo com o delineamento experimental descrito na tabela, em duplicatas.

Tabela 8: Delineamento experimental e valores dos fatores: Espaçamento, Corrente e pH.

Ensaio	Espaçamento (cm)	Corrente (A)	pH
1	3,0	1,0	8,0
2	1,0	1,0	6,0
3	1,0	3,0	8,0
4	1,0	5,0	6,0
5	2,0	5,0	6,0
6	2,0	5,0	8,0
7	2,0	3,0	4,0
8	1,0	5,0	8,0
9	2,0	5,0	4,0
10	2,0	3,0	8,0
11	2,0	3,0	6,0
12	2,0	1,0	4,0
13	1,0	3,0	4,0
14	3,0	3,0	6,0
15	3,0	5,0	6,0
16	3,0	5,0	4,0
17	1,0	1,0	8,0
18	2,0	1,0	6,0
19	2,0	1,0	8,0
20	1,0	5,0	4,0
21	3,0	1,0	6,0
22	1,0	1,0	4,0
23	3,0	3,0	8,0
24	3,0	1,0	4,0
25	3,0	3,0	8,0
26	1,0	3,0	6,0
27	3,0	3,0	4,0

A abordagem estatística a ser aplicada aos dados para o tratamento foi baseada na Metodologia das Superfície de Resposta (MSR), exemplificada na Equação 10 (CALADO & MONTGOMERY, 2003; MEYERS & MONTGOMERY, 2002; BARROS NETO *et al*, 2003).

$$R = a_0 + \sum_{i=1}^3 a_i q_i + \sum_{i=1}^3 \sum_{j=1}^3 b_{ij} q_i q_j + \sum_{i=1}^3 \sum_{j=1}^3 \sum_{k=1}^3 w_{ijk} q_i q_j q_k + \sum_{i=1}^3 \sum_{j=1}^3 v_{ij} q_i^2 q_j^2 \quad (10)$$

Sendo R a resposta experimental; q o valor do parâmetros operacionais dos tratamentos; a_0 a constante; a o conjunto de coeficientes dos termos lineares a determinar; b , w e v os coeficientes associados com as interações lineares e quadráticas entre os valores a determinar.

3.3.4. Análise cinética dos processos de eletrocoagulação.

Com o objetivo de verificar a influência estatística das variáveis na eficiência do processo, foram realizados os seguintes experimentos:

1. Com a eletrocoagulação operando nas condições determinadas pela superfície de resposta quanto ao espaçamento dos eletrodos, corrente e pH, com a velocidade de rotação constante, foram analisadas a influência do tempo, segundo os valores da DQO, COT, cor, turbidez, absorvância, condutividade, pH final. Para tanto, foram realizados ensaios com os seguintes tempos de eletrolise: 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 100, 110, 120 minutos.
2. Para investigar o efeito do pH e determinar a melhor faixa de trabalho, foi realizado ensaios com a eletrocoagulação operando nas condições determinadas pela superfície de resposta quanto ao espaçamento e corrente, fixado o tempo o melhor tempo obtido no ensaio cinético 1 e mantida, foram analisada a influência do pH, segundo os valores da DQO, cor, turbidez, absorvância, condutividade, pH final. Para tanto, foram realizados ensaios ajustando os seguintes valores de pH inicial: 3,0; 4,0; 5,0; 6,0; 7,0 e 8,0.
3. Para investigar a melhor corrente para o tratamento do efluente têxtil estudado, foi realizado ensaios com a eletrocoagulação operando nas condições determinadas pela superfície de resposta quanto ao espaçamento, fixado o tempo obtido no ensaio cinético 1, o pH inicial determinado no ensaio cinético 2 e mantida a velocidade de rotação, foi analisada a influência da corrente segundo os valores da DQO, cor, turbidez, absorvância, condutividade, pH final. Para tanto, foram realizados ensaios com os seguintes valores de corrente: 1,0; 2,0; 3,0; 4,0; 5,0 e 6,0 A.

3.4. Sistema com coagulação-floculação e eletrocoagulação integrados

Com base nas análises prévias dos resultados obtidos pelos experimentos de coagulação/floculação e eletrocoagulação realizou-se a integração de ambos os processos em um único sistema, do tipo sequencial.

Para tanto utilizou-se primeiramente o tratamento do efluente têxtil via processo de coagulação/floculação, nas melhores condições operacionais determinadas para cada coagulante (tanino, sulfato de alumínio e PAC) e, posteriormente, após ajuste de pH e correção de condutividade quando necessário, o efluente foi tratado via processo de eletrocoagulação, nas melhores condições operacionais determinadas através do planejamento experimental e ensaios cinemáticos.

Os valores finais dos parâmetros físico-químicos, quantificação de lodo, metais, assim como a toxicidade do efluente tratado foram determinados.

3.5. Determinações analíticas

Todas as metodologias utilizadas para a determinação dos parâmetros físico-químicos do efluente tratado e não tratado, foram feitas em duplicatas e seguiram os procedimentos descritos no *Standard Methods for Examination of Water & Wastewater* (APHA, 2012).

As análises realizadas foram a cor, a DQO, o COT, a turbidez, a absorvância dos corantes 5G em seu respectivo comprimento de onda de máxima absorção, presença de metais e a toxicidade. Os eventuais subprodutos provenientes da aplicação dos processos foi o lodo que foi quantificado e caracterizado. Todas as análises foram realizadas em duplicatas, utilizando os valores médios.

3.5.1. Determinação do pH

O conhecimento do potencial hidrogênio iônico de uma água permite o monitoramento do poder de corrosão, da quantidade de reagentes necessário à coagulação, do crescimento de micro-organismos, do processo de desinfecção, que tem a finalidade de reduzir o nível dos microrganismos além de determinar se o efluente enquadra dentro das legislações pertinentes de lançamento (MACÊDO,2005). As medidas de pH foram realizadas pelo método potenciométrico, descrito por APHA 2012. Para calibração do aparelho e verificação das leituras obtidas serão utilizados padrões de 4, 7 unidades, dependendo da faixa de leitura requerida pelas amostras.

O pH foi medido através de equipamento de pHmetro, que tem o seguinte princípio de funcionamento: uma membrana de fibra de vidro separa dois líquidos de diferentes

concentrações de íons H⁺, desenvolve-se nos dois lados da membrana um potencial elétrico proporcional à diferença de pH entre os dois líquidos, o qual é medido em relação a um potencial de referência (eletrodo de Calomelano saturado ou eletrodo de prata/cloreto de prata). Os resultados são expressos em unidades de pH. (APHA, 2012), O pHmetro utilizado foi da marca Digimed.

3.5.2. Determinação do condutividade e temperatura.

A condutividade elétrica é a expressão numérica da habilidade de uma solução aquosa de transmitir corrente elétrica. Esta capacidade depende da presença de íons, da concentração total deles, mobilidade, valência, concentrações relativas e da temperatura.

A resistência de um condutor é inversamente proporcional a sua área de seção transversal e diretamente proporcional a sua longitude.

O equipamento utilizado para esta análise de condutividade e temperatura foi um condutivímetro digital, modelo SevenEasy Condutividade S30, marca Mettler Toledo, a metodologia é a apresentada no manual do equipamento e segundo o *Standard Methods* (APHA, 2012).

Quando a condutividade do efluente encontrava-se abaixo de 3,0 mScm⁻¹, a mesma foi ajustada utilizando solução de cloreto de sódio (NaCl) na seguinte faixa, 0- 6,0 g/L.

3.5.3. Cor

Para determinação da cor foi empregada a metodologia proposta por APHA, 2012 em que a determinação da cor efetuou-se pelo método *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*.

Foi utilizado para medição de cor um medidor de cor da marca HANNA modelo HI93727, sendo a leitura de cor realizada a partir da leitura direta, da seguinte maneira: acrescentando 25mL de água destilada (o branco) na cubeta e zera o equipamento sendo os resultados expressos em mg PtCo/L. e após, acrescentando 25mL de amostra na cubeta realiza as leituras.

3.5.4. Demanda química de oxigênio (DQO).

A determinação da demanda química de oxigênio, baseada na oxidação química da matéria orgânica por dicromato de potássio a elevadas temperaturas e em meio ácido, realizou-se através do micro método, segundo *American Public Health Association* (APHA, 2012), por

meio de digestão e quantificação fotométrica a 600nm. Utilizará como digestor um reator HACH e, para leitura espectrofotométrica, um espectrofotômetro HACH, modelo DR/2010, no qual era inserida uma curva padrão para os reagentes preparados no método.

As determinações das concentrações de DQO nas amostras foram realizadas em duplicatas, utilizando o valor médio.

Com base na metodologia empregada para medir a DQO, foi empregado um padrão referenciado com certificado de análise e rastreado ao NIST, Marca SPECSOL®.(Solução Padrão para DQO 400 mg/L (400 ppm).

3.5.5. Turbidez

A turbidez de um efluente representa a opacidade da transparência da amostra do efluente devido a presença de materiais em suspensão, seu valor tem como base a comparação da leitura da intensidade da luz dispersa pela amostra sob condições definidas e a intensidade da luz dispersa por uma solução padrão, sob mesmas condições.

A turbidez foi determinada a partir de uma pré agitação da amostra para a dispersão e homogeneização dos materiais presentes. Foi empregado turbidímetro da marca HANNA, Modelo HI 93414, para a leitura da turbidez de forma direta, com os resultados expressos em FTU (Unidade Nefelométrica de Turbidez). Para aferição do equipamento foram utilizados padrões de 10 NTU; 0,20 NTU; 100 NTU e 500 NTU.

3.5.6. Sólidos

O método utilizado determina a porção do resíduo da amostra por meio de pesagem da amostra seca e calcinada.

Os sólidos suspensos totais (SST), suspensos voláteis (SSV), totais dissolvidos (STD) e dissolvidos voláteis (SDV) foram determinados de acordo com os métodos descrito no *Standard Methods* (APHA, 2012).

3.5.7. Determinação da absorvância

A determinação da cor foi realizada seguindo a metodologia padrão do *Standard Methods* (APHA, 2012), utilizando o analisador HACH.

O efluente foi submetido a um processo de varredura, em um espectrofotômetro FEMTO modelo 435, para determinação do comprimento de onda em que se encontra o maior

índice de absorvância (pico de absorvância), o qual serviu como parâmetro principal de medida de concentração (mg/L) no desenvolvimento desse estudo.

Para a determinação da quantidade de corante removida fez-se necessário obter o comprimento de onda para o corante reativo azul 5G. Para tanto, realizou-se uma varredura em espectrofotômetro obtendo um pico de absorvância em 610 nm para o corante azul 5G como o máximo valor de absorção, valor este também reportado na literatura por Koprivanac *et al.*, (2005).

3.5.8. Determinação do Carbono Orgânico Total (COT)

Para a determinação do carbono orgânico (CO) a curva de calibração foi preparada a partir de um padrão de biftalato de potássio, cobrindo a faixa de 0 – 500 mg L⁻¹. Para o carbono inorgânico (CI) a curva foi preparada com um padrão misto de Na₂CO₃ e NaHCO₃, na faixa compreendida entre 0 e 500 mg L⁻¹. O limite de detecção inferior do método foi de 2 mg L⁻¹ e o desvio padrão médio estabelecido para a análise de CO e CI foi de 2%.

A amostra foi preparada a partir de uma alíquota de 1 mL do efluente previamente filtrado em membrana (0,45 µm) e diluído a 25 mL com água destilada. Após homogeneização, a amostra foi injetada em uma câmara a alta temperatura (680°C) contendo platina adsorvida em alumina na determinação do carbono total (CT). Outra alíquota da amostra foi injetada no equipamento, em outra câmara de reação, contendo ácido fosfórico para determinar o carbono inorgânico (CI). O CO₂ foi determinado por analisador de infravermelho não dispersivo e o COT determinado pela diferença entre CT e CI.

3.5.9. Determinação de Alumínio

Para a determinação dos Íons de Alumínio primeiramente, as amostras de solução de efluentes foram digeridas seguindo procedimentos descritos no *Standard Methods for Examination of Water & Wastewater* (APHA, 2012).

Para a obtenção da quantidade de alumínio residual, as amostras digeridas foram submetidas ao Espectrofotômetro de absorção atômica com chama e forno de grafite, marca Varian, modelo “AA240FS”.

3.5.10. Determinação da toxicidade do efluente tratado.

Visando a importância de identificar substâncias tóxicas no efluente foram realizadas análises de toxicidade utilizando a técnica de Sobrero & Ronco, 2004, em que ensaio de

alongamento das raízes estima a toxicidade aguda de efluentes líquidos em um teste contínuo, num sistema estático, com duração de 120 horas e na ausência de luz.

O efluente têxtil foi submetido aos tratamentos com coagulação simples, utilizando os três coagulantes: sulfato de alumínio, PAC e tanino, submetido ao tratamento com eletrocoagulação e também aos tratamentos combinados de coagulação e eletrocoagulação, todos efetuados em condições ótimas do processo. Foram utilizadas no ensaio as amostras dos efluentes tratados e também do efluente bruto.

Os testes de toxicidade foram conduzidos segundo a metodologia descrita por Sobrero & Ronco (2004), por Palácio *et al.*, (2009) e por Palácio *et al.*, (2012). Utilizaram-se sementes de *Lactuca sativa*, com percentual de germinação de 96% (fornecido pelo fabricante).

As amostras sofreram diluições, utilizando-se água dura reconstituída (APHA 1998), com os seguintes percentuais de diluição: 1, 3, 10, 30, 100%. A água dura foi utilizada como controle negativo.

Foram preparadas placas de Petry de 9 cm de diâmetro, com papel filtro qualitativo de diâmetro apropriado, onde foram depositadas espaçadamente vinte sementes de alface e umedecidas com as diluições previamente preparadas, os ensaios foram realizados em triplicatas.

As placas foram acondicionadas em plástico filme para evitar a perda de umidade e levadas a estufa de germinação, e permaneceram por 120 horas, na temperatura de $24 \pm 1^\circ \text{C}$, em ambiente escuro. Ao final do período de exposição os comprimentos das raízes foram medidos, assim como o número de sementes que germinaram. Esses dados foram comparados para as várias concentrações da solução-teste (efluentes) e controles.

Para a avaliação da fitotoxicidade foram comparando-se os efeitos das amostras tratadas, não tratadas, diluídas e o controle (exposto a água dura) na germinação dos organismos. Após o período de exposição, quantificou-se a dose letal média (DL50), ou seja, a quantidade de amostra que provoca a morte de 50% dos organismos do ensaio, o efeito na germinação e no crescimento das raízes e radículas. Para determinar o efeito da germinação, utilizou-se como critério o aparecimento efetivo da raiz.

Para determinar o efeito das raízes, foram medidas cada plântula. Considerou-se desde o nó (região mais grossa de transição entre a raiz e a radícula) até o ápice radicular.

Para medir o crescimento da radícula, considerou-se desde o nó até o local de inserção dos cotilédones. A Figura 11 representa um desenho esquemático do germinado de alface após exposição e as formas de caracterizar as folhas, a radícula e a raiz. Esta etapa de caracterização foi realizada com o efluente bruto, logo após a coleta, e com o efluente após os tratamentos em estudo.

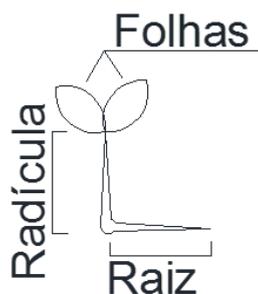


Figura 11: Desenho esquemático do germinado de alface após a exposição.

Os resultados dos testes de germinação foram obtidos através do cálculo da média e o desvio padrão, estimando a porcentagem de inibição do crescimento das raízes e das radículas, com a média de comprimento para cada diluição com relação à média de crescimento do exposto a água dura conforme apresentado pelas Equações 11 a 14

$$\% \text{ do crescimento relativo à raiz} = \frac{MCRA}{MCRC} 100 \quad (11)$$

$$\% \text{ de inibição do crescimento relativo à raiz} = \frac{MCRC - MCRA}{MCRC} 100 \quad (12)$$

Em que, MCRA é a média do comprimento da raiz na amostra e MCRC a média do comprimento da raiz no controle.

$$\% \text{ do crescimento relativo à radícula} = \frac{MCRaA}{MCRaC} 100 \quad (13)$$

$$\% \text{ de inibição do crescimento relativo à radícula} = \frac{MCRaC - MCRaA}{MCRaC} 100 \quad (14)$$

Em que: MCRaA a média do comprimento da radícula na amostra e; MCRaC a média do comprimento de radícula no controle.

Para a determinação da porcentagem de inibição da germinação, com a média dos valores de sementes que germinaram para cada diluição com relação à média de germinação do controle negativo, utilizou-se as Equações 15 e 16.

$$\% \text{ de germinação relativa} = \frac{NSGA}{NSGC} 100 \quad (15)$$

$$\% \text{ de germinação relativa} = \frac{NSG}{NST} 100 \quad (16)$$

Sendo: *NSGA* o número de sementes que germinaram na amostra; *NSGC* o número de sementes que germinaram no controle; *NSG* o número de sementes que germinaram e; *NST* o número de sementes totais.

A partir das medições do alongamento das raízes e do número de sementes que germinaram foram determinados a DL_{50} e seus limites de confiança, que são derivados de análises estatísticas, para tanto, foram estimados conforme a metodologia descrita por Hamilton *et al.*, (1997), utilizando no estudo um *software* Trimmed Sperman-Karber Method Versão 1.5.

3.5.11. Determinação da quantidade de lodo

Foram feitas medições da quantidade de lodo gerado com nos processo estudados, através do método de decantação em cone Imhoff, descrito pela NBR 10561.

Para o efluente proveniente da eletrocoagulação, após o fim do ensaio com o reator funcionando nas condições operacionais determinadas, suspendeu-se a corrente e removeu os eletrodos, mas manteve-se a agitação mecânica para promover a homogeneização da amostra, após homogeneizada, o agitador mecânico foi desligado e coletada a alíquota da região central da cuba do reator.

Os efluentes provenientes do processo de coagulação/floculação, foram realizados os ensaios conforme as condições ideais encontradas para cada coagulante, após o tempo de mistura lenta, os conteúdos dos jarros foram depositados em um recipiente com capacidade de 2 litros e coletado a quantidade de 1 litro da região central para ser vertida no cone.

Para realização do experimento o cone Imhoff foi preenchido com efluente até a marca de 1000 mL com a amostra bem homogeneizada. Deixou sedimentar por 45 minutos, foi reportada a quantidade de sobrenadante formado como mL/L, foi agitada gentilmente a amostra na proximidade das paredes do cone com um bastão e deixado sedimentar por mais 15 minutos, em seguida foram realizadas as leituras. Os ensaios com o cone de Imhoff foram realizadas em duplicatas.

CAPITULO IV

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.

Neste capítulo são apresentados e discutidos os resultados obtidos nos experimentos da degradação do efluente têxtil, utilizando processos de coagulação/floculação, eletrocoagulação e processos integrados.

4.1. Caracterização do efluente têxtil não tratado.

Na Tabela 9 são apresentados os valores dos parâmetros físico-químicos do efluente têxtil não tratado. Os efluente foram coletados durante os períodos de outubro de 2014 a outubro de 2015, sendo realizadas neste período 16 coleta que, após a caracterização, foram armazenados a 5°C.

Tabela 9: Característica do Efluente Têxtil

Parâmetros	Valores			Desvio Padrão
	Mínimo	Médio	Máximo	
pH	4,60	6,37	8,09	1,03
Temperatura °C	8,90	19,60	29,00	5,43
Condutividade (mScm ⁻¹)	1,02	2,65	5,67	1,52
Sólidos Totais (mg L ⁻¹)	1358,00	4297,65	6512,00	1472,47
Sólidos Fixos (mg L ⁻¹)	1172,00	3091,91	4256,00	1070,20
Sólidos Voláteis (mg L ⁻¹)	186,00	1205,74	2560,00	919,01
Sólidos Suspensos Totais (mg L ⁻¹)	250,00	559,85	992,50	214,85
Sólidos Suspensos Fixos (mg L ⁻¹)	105,00	239,41	442,50	107,02
Sólidos Suspensos Voláteis (mg L ⁻¹)	110,00	343,48	887,50	229,36
Turbidez (NTU)	90,00	134,88	263,00	48,78
Cor Real (gPt-Co L ⁻¹)	80,00	138,88	280,00	55,51
Cor Aparente (gPt-Co L ⁻¹)	330,00	561,94	750,00	120,90
DQO (mg O ₂ L ⁻¹)	276,08	407,87	522,47	76,11

Baseada na metodologia empregada para a medição da DQO, observou-se uma recuperação de 4% da concentração do padrão inicial referenciado, conferindo confiabilidade a todos os outros resultados de DQO.

De acordo com a Tabela 9, os sólidos apresentaram variações significativas, isso deve-se aos insumos empregados na lavanderia (sabões, detergentes, amaciantes, etc.), corantes desprendidos e as sujeiras liberadas durante o processo.

Pode-se verificar que a presença de sólidos suspensos sofre grande variação. Nota-se que dentro dos sólidos suspensos totais, observa-se uma predominância dos sólidos suspensos voláteis, os quais representam a quantidade de matéria orgânica que pode ser removida por tratamento biológico.

Os parâmetros; cor aparente, DQO, Sólidos e pH apresentam-se fora da faixa exigida pelo CONAMA no 430/2011.

4.2. Tratamento do efluente têxtil pelas técnicas de coagulação/floculação.

Foram utilizados três diferentes coagulantes para a investigação do tratamentos do efluente têxtil pela processo de coagulação/floculação: o coagulante/floculante natural (Tanino) e os coagulantes químicos Sulfato de Alumínio e o Policloreto de Alumínio

4.2.1. Determinação da dosagem dos coagulantes

Foram determinadas as faixas de concentração para o estudo de cada coagulante a partir dos estudos de STROHER (2013) e COUTO JR (2013).

a) Determinação da dosagem– Coagulante PAC

Nos experimentos de coagulação/floculação realizados no *Jar-test*, em cada um dos béqueres contendo 500 mL do efluente da lavanderia adicionaram-se concentrações diferentes do coagulante PAC, dissolvendo, inicialmente em 20 mL de efluente.

As dosagens adicionadas do coagulante foram de 0,2 mL/L, 0,3 mL/L, 0,4 mL/L, 0,5 mL/L e 0,6 mL/L. As dosagens ótimas dos coagulantes foram determinadas por variação da dosagem de coagulante em condições reais, sem alteração das condições iniciais.

Os parâmetros analisados foram DQO, cor real, cor aparente, turbidez e condutividade. Na Figura 12 é apresentado o gráfico com os resultados das porcentagem de remoção promovidas pelo coagulante PAC.

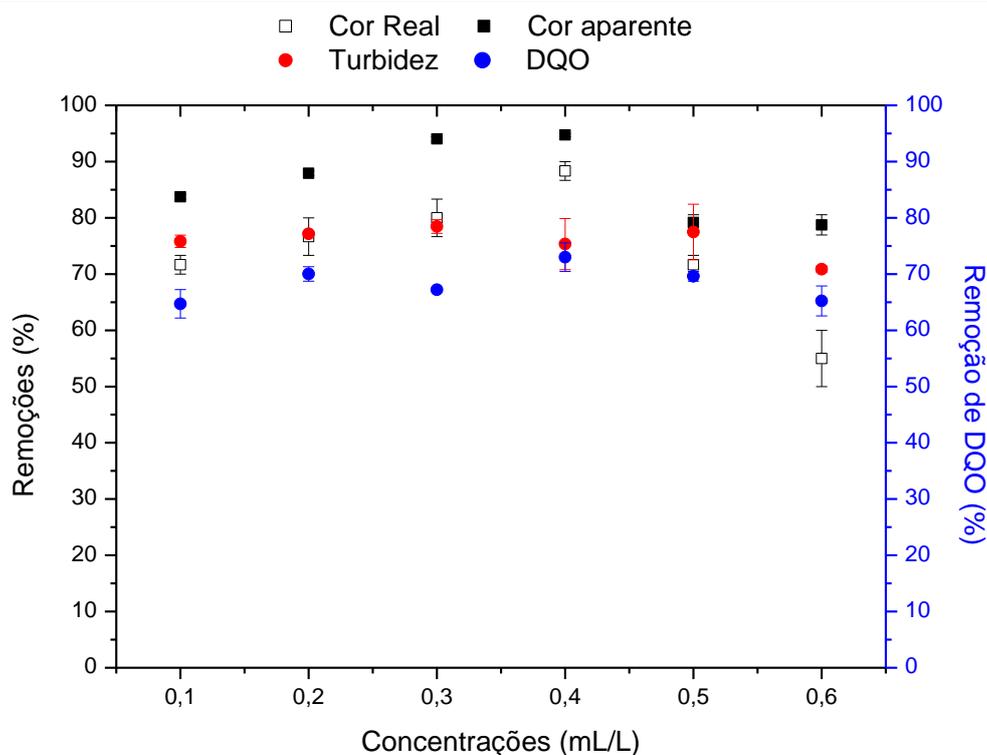


Figura 12. Efeito da dosagem de coagulante na remoção de cor, turbidez e DQO dos coagulante PAC.

O coagulante PAC apresentou redução de cor aparente de aproximadamente 95% na dosagem de 0,3 e 0,4 mL/L, nestas dosagens a turbidez apresentou redução em torno de 75% e a DQO em torno de 70%, verificando uma tendência de redução da DQO em relação as reduções de cor e turbidez. Para a escolha da dosagem utilizada para o coagulante PAC no tratamento do efluente da lavanderia, foi aplicado o teste de Tukey para os valores de remoção dos parâmetros de DQO, cor aparente e cor real.

Na Tabela 10 são apresentados os valores referentes as médias de remoção da DQO para as diferentes concentrações, as médias seguidas de mesma letras não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Tabela 10: Valores das porcentagens de remoção de DQO nas diferentes dosagens analisadas para o coagulante PAC.

Concentração(mL/L)	Médias (%)
0,10	64,70 ^C
0,20	70,03 ^{AB}
0,30	67,20 ^{BC}
0,40	73,00 ^A
0,50	69,60 ^{AB}
0,60	65,22 ^C

Na Figura 13 é demonstrado o gráfico com a faixa de avaliação da igualdade entre os níveis do teste de Tukey, caso o valor "zero", pertence ao intervalo de confiança não rejeitamos a hipótese de igualdade entre os níveis.

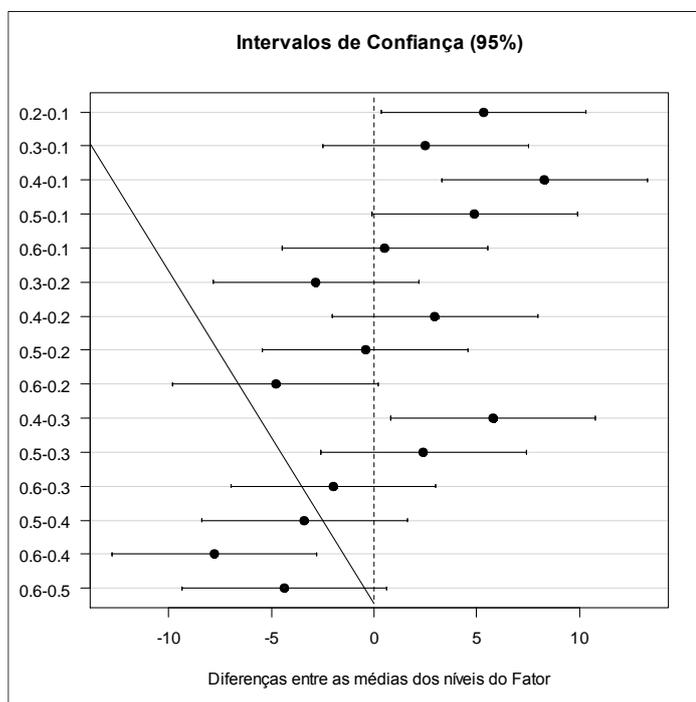


Figura 13 Teste de Tukey para os valores de remoção de DQO nas diferentes dosagens analisadas para o coagulante PAC.

Portanto verifica-se conforme Tabela 10 e Figura 13, que não há diferenças significativas para este parâmetro para as concentrações de (0,20, 0,40 e 0,50) mL/L para o parâmetro de DQO, sendo o melhor remoção a de 73,00% para a concentração de 0,40 mL/L.

Na Tabela 11 são apresentados os valores referentes as médias de remoção de cor aparente e cor real para as diferentes concentrações, foi aplicado teste de Tukey a 5% de probabilidade, sendo as médias seguidas de mesma letras não diferem estatisticamente entre si.

Tabela 11: Valores das porcentagens de remoção de cor aparente e real nas diferentes dosagens analisadas para o coagulante PAC.

Concentração	Cor Aparente	Cor Real
	Médias (%)	Médias (%)
0,10	83,750 ^{BC}	71,67 ^{AB}
0,20	87,92 ^B	76,67 ^A
0,30	94,03 ^A	80,00 ^A
0,40	94,72 ^A	88,33 ^A
0,50	79,17 ^C	71,67 ^{AB}
0,60	78,75 ^C	55,00 ^B

Na Figura 14 observa-se o gráfico com a faixa de avaliação da igualdade entre os níveis do teste de Tukey, caso o valor "zero", pertence ao intervalo de confiança não rejeitamos a hipótese de igualdade entre os níveis.

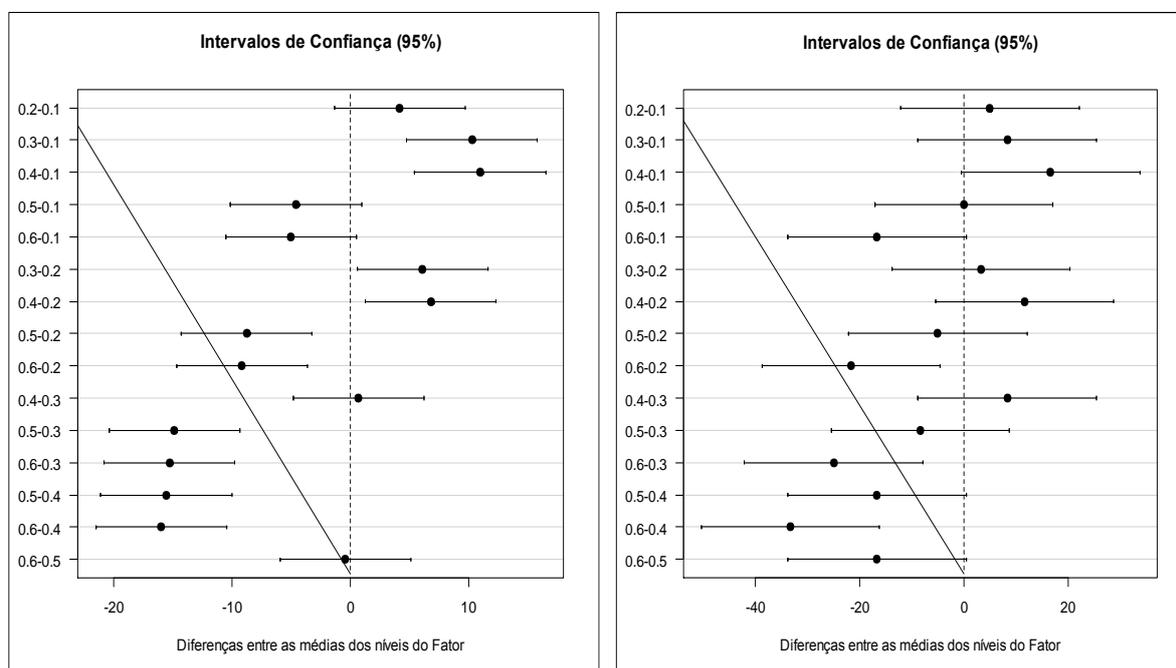


Figura 14: Teste de Tukey para os valores de remoção de cor aparente e cor real, respectivamente, nas diferentes dosagens analisadas para o coagulante PAC.

O melhor resultado para redução de cor ocorreu na concentração de 0,4 mL/L, tanto aparente como real, no entanto a concentração de 0,3mL/L não apresenta diferença para a redução de cor aparentes com a concentração 0,4mL/L. Para cor real, as concentração de 0,1mL/L a 0,5 mL/L, não apresentam diferenças significativas.

Verifica-se na Figura 14 que, para cor aparente ocorre diferença significativa entre as médias das concentrações de 0,2 mL/L e 0,3 mL/L, mas essa diferença não ocorre quando se analisa a cor real. Entre as concentrações de 0,1 mL/L e 0,2 mL/L também não há diferença significativa quanto a cor, tanto aparente como real.

Portanto, observa-se que ao nível de significância de 5%, não existem diferenças significativas entre as dosagens 0,2 a 0,4 mL/L, para os parâmetros DQO e cor real estudados. Isto significa que a utilização do coagulante PAC, permite o tratamento com dosagem de 0,2 mL/L, sem comprometer a eficiência do processo. Logo, com base nos resultados de percentual de redução da DQO, a concentração considerada para o coagulante PAC será de 0,2 mL/L, obtendo as seguintes remoções: DQO 70%, cor aparente 88%, cor real 77% e turbidez de 77%.

A turbidez inicial média do efluente da lavanderia foi de 90 NUT. Para todas as faixas de dosagens em estudo, os valores de redução de turbidez foram acima de 70%. Para o coagulante PAC, a turbidez do efluente tratado depende da turbidez inicial do efluente bruto, bem como da dosagem de PAC utilizada, sendo que, estudos com este coagulante apresentam melhores porcentagens de remoções de turbidez e cor em água de alta turbidez inicial (450-550 NUT) (MORETI *et al.*, 2013).

Na Tabela 11 são apresentados os valores absolutos obtidos nos ensaios de tratamento do efluente da lavanderia com o coagulante PAC, nas seis dosagens analisadas.

Tabela 12: Valores absolutos do efluente têxtil tratado com o coagulante PAC.

Parâmetros	Concentração		
	D: 0,10 mL/L	D: 0,20 mL/L	D: 0,30 mL /L
DQO (mg.O ₂ L ⁻¹)	133,29 ± 7,36	144,27 ± 3,76	138,44 ± 0,59
Cor Aparente (g Pt-Co L ⁻¹)	258,00 ± 8,49	303,00 ± 21,21	309,00 ± 12,73
Cor Real (g Pt-Co L ⁻¹)	25,13 ± 0,18	26,38 ± 0,18	28,21 ± 0,18
Turbidez (NTU)	69,00 ± 1,41	70,20 ± 0,14	71,40 ± 1,56
Condutividade (mS/cm)	1,01 ± 0,02	1,21 ± 0,15	1,585 ± 0,63
Temperatura (°C)	29,00 ± 0,00	29,00 ± 0,00	29,00 ± 0,00
pH	3,04 ± 0,06	3,07 ± 0,02	3,01 ± 0,014

Parâmetros	Concentração		
	D: 0,40 mL/L	D: 0,50 mL/L	D: 0,60 mL /L
DQO (mg.O ₂ L ⁻¹)	150,39 ± 7,39	143,39 ± 2,51	134,36 ± 7,72
Cor Aparente (g Pt-Co L ⁻¹)	327,00 ± 21,21	272,00 ± 11,31	283,50 ± 9,19
Cor Real (g Pt-Co L ⁻¹)	28,42 ± 0,12	23,75 ± 0,59	23,63 ± 0,77
Turbidez (NTU)	68,55 ± 5,87	70,50 ± 6,36	64,50 ± 0,71
Condutividade(mS/cm)	1,19 ± 0,02	1,27 ± 0,02	1,31 ± 0,02
Temperatura (°C)	29,00 ± 0,00	29,00 ± 0,00	29,00 ± 0,00
pH	3,03 ± 0,00	3,00 ± 0,00	3,00 ± 0,00

Para todas as dosagens os parâmetros cor e DQO ficaram na faixa exigida pelo CONAMA no 430/2011. Após o tratamento o pH do efluente se manteve ácido e a condutividade constante em torno de 1(mS/cm). Os ensaios foram realizados em temperatura ambiente, em torno de 29 °C e não ocorreu variação da temperatura durante o tratamento. A análise estatística dos resultados foi realizada com apoio do programa Statistica® versão 7 (Statsoft.Inc, Tulsa/OK, USA).

b) Determinação da dosagem– Coagulante tanino

O coagulante natural empregado foi o coagulante Tanino (SG) comercial Tanfloc®, na forma sólida. O intervalo de estudo das dosagem de coagulantes foram de 80-150 mg/L. Para a realização da coagulação/floculação aferiram-se massas diferentes do coagulante em uma balança, realizando em seguida diluições das massas em volumes de 20 mL do efluente, para ser finalmente adicionados nos béqueres.

As dosagens ótimas dos coagulantes também foram determinadas por variação da dosagem de coagulante em condições reais, sem alteração das condições iniciais.

Os parâmetros analisados mantiveram-se os mesmos: DQO, cor real, cor aparente, absorvância, turbidez e condutividade.

A Figura 15 representa o gráfico com os resultados das porcentagem de remoção do coagulante, demonstra a eficiência na remoção da DQO, cor, absorvância e turbidez do tratamento de coagulação/floculação do efluente para as diferentes concentrações do coagulante Tanino.

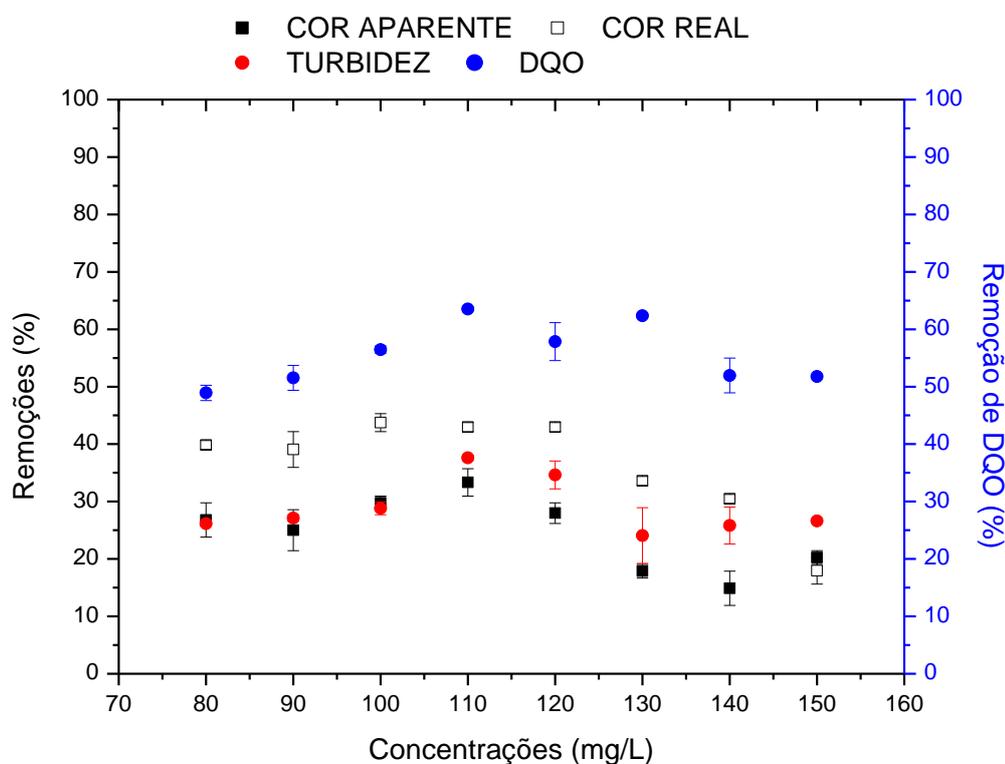


Figura 15: Efeito da dosagem de coagulante na remoção de cor, turbidez e DQO dos coagulante tanino.

Portanto, para o efluente bruto oriundo da lavanderia, cuja média da DQO é de 225 mg O₂L⁻¹, aproximadamente, a melhor remoção para DQO, cor e turbidez, foi obtida utilizando a

dosagem de 110 mg/L de coagulante Tanino, com remoção de 64% da DQO, 43% da cor aparente e 34% da turbidez.

Na Tabela 13 são apresentados os valores referentes as médias de remoção da DQO para as diferentes concentrações, as médias seguidas de mesma letras não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Tabela 13: Valores das porcentagens de remoção de DQO nas diferentes dosagens analisadas para o coagulante tanino.

Concentração(mg/L)	Médias (%)
80,00	48,92 ^B
90,00	51,54 ^B
100,00	56,45 ^{AB}
110,00	56,45 ^A
120,00	57,86%
130,00	62,37%
140,00	51,95%
150,00	51,77%

A melhor remoção de DQO ocorreu na concentração de 130 mg/L, aplicando o teste de Tukey com um grau de significância de 5% para o parâmetro DQO, observou, que não há diferenças significativas para este parâmetros nas concentrações 100, 110, 120 e 130 mg/L, ou seja, pode-se utilizar dosagem inferior da faixa analisada sem afetar a eficiência de remoção deste parâmetro.

A Figura 16 representa o gráfico com a faixa de avaliação da igualdade entre os níveis do teste de Tukey, caso o valor "zero", pertence ao intervalo de confiança não rejeitamos a hipótese de igualdade entre os níveis.

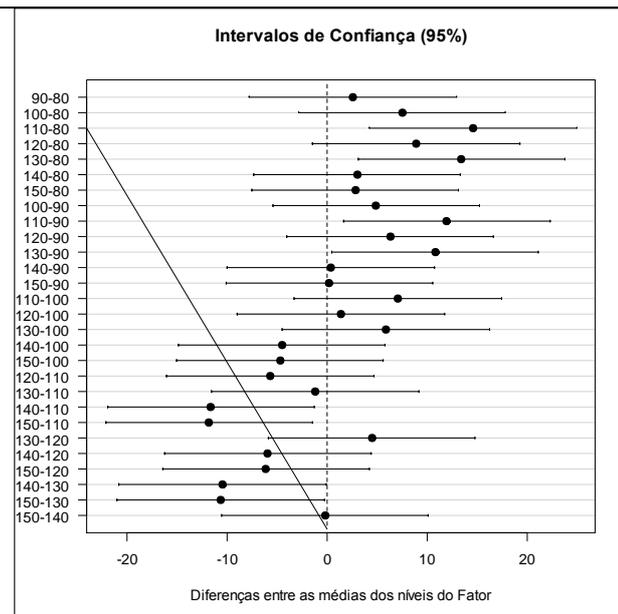


Figura 16: Teste de Tukey para os valores de remoção de DQO nas diferentes dosagens analisadas para o coagulante tanino.

Na Tabela 14 são apresentados os valores referentes as médias de remoção de cor aparente e cor real para as diferentes concentrações, foi aplicado teste de Tukey a 5% de probabilidade, sendo as médias seguidas de mesma letras não diferem estatisticamente entre si.

Tabela 14: Valores das porcentagens de remoção de cor aparente e real nas diferentes dosagens analisadas para o coagulante PAC.

Concentração	Cor Aparente	Cor Real
	Médias (%)	Médias (%)
80	39,84 ^{AB}	26,79 ^{ABC}
90	39,06 ^{ABC}	25,00 ^{ABC}
100	43,75 ^A	29,76 ^{AB}
110	42,97 ^A	33,33 ^A
120	42,97 ^A	27,98 ^{AB}
130	33,59 ^{BC}	17,86 ^{BC}
140	30,47 ^C	14,88 ^C
150	17,97 ^D	20,24 ^{BC}

Observa-se que as maiores porcentagem de remoção ocorreram na concentração de 100mg/L para a cor aparente e 110mg/L para a cor real. No entanto, para a concentração de 100mg/L a remoção de cor real não difere estatisticamente da concentração 110mg/L.

A Figura 17 representa o Teste de Tukey, ao nível de significância de 5 %, para os valores de remoção de cor aparente e cor real, respectivamente, para as concentração analisadas para o coagulante tanino.

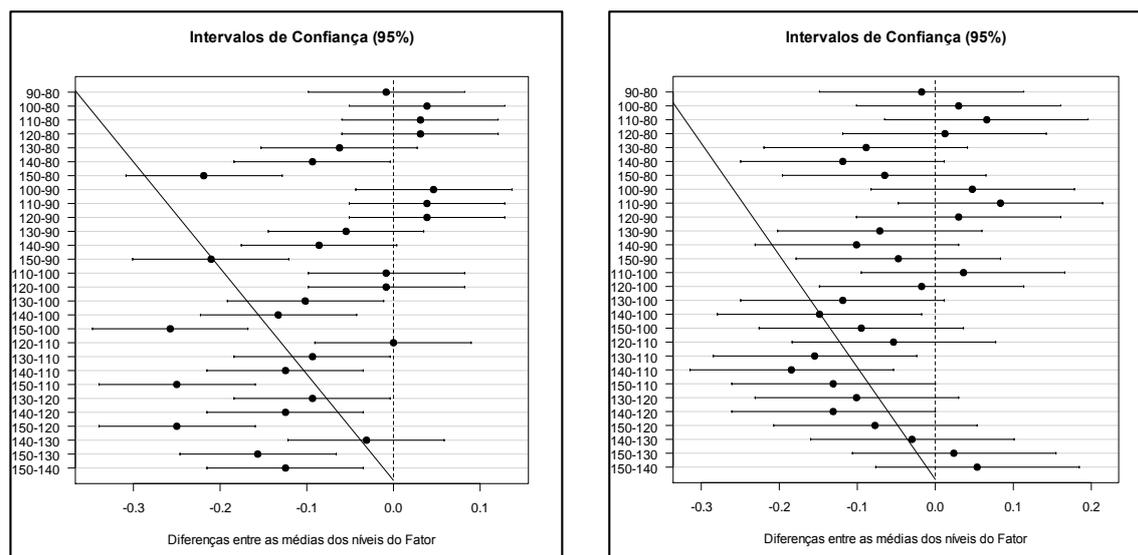


Figura 17: Teste de Tukey para os valores de remoção de cor aparente e cor real, respectivamente, nas diferentes dosagens analisadas para o coagulante tanino.

Observando a Figura 16 e 17, verifica-se que para a DQO, as concentrações de 100 a 130 mg/L não apresentam diferença significativa, e quanto a cor aparente e para cor real, ao nível de significância de 5 %, também não existem diferenças significativas entre as dosagens 100 a 130 mg/L.

Portanto, com base nestes fatores, considerando o parâmetro principal a remoção de DQO, para o coagulantes tanino a dosagem definida para o tratamento do efluente da lavanderia, foi determinada em 100 mg/L, com as seguintes remoções: DQO 56,45%, cor aparente 43,65%, cor real 29,76% e turbidez de 28,82%.

A faixa de dosagem do coagulante tanino foi baseada em estudos de efluentes de lavanderias (STROHER (2013), para o caso do efluente da lavanderia tratada no seu estudo pode-se verificar que a redução de cor, tanto real como aparente, apresentou valores estáveis até a dosagem de 100 mg/L, e queda nas remoções a partir destas dosagens monitoradas. Como o tanino apresenta coloração a dosagem poderia ser reduzida para valores menores para verificar se a coloração do coagulante não estaria afetando o estudo.

Na Tabela 15 são representados os valores absolutos e seus respectivos desvio padrão, obtidos nos ensaios de tratamento do efluente da lavanderia com o coagulante tanino, nas oito dosagem analisadas.

Tabela 15: Valores absolutos do efluente têxtil tratado com o coagulante tanino

Parâmetros	Dosagem							
	D: 80mg/L		D: 90mg/L		D: 100mg/L		D: 110mg/L	
DQO (mg.O ₂ L ⁻¹)	292,73	±11,73	302,88	±19,18	272,16	±5,54	287,35	±5,54
COR Aparente (g Pt-Co L ⁻¹)	615,00	±25,36	630,00	±32,43	590,00	±14,14	560,00	±20,28
COR Real (g Pt-Co L ⁻¹)	385,00	±5,07	390,00	±20,28	360,00	±10,14	365,00	±7,07
TURBIDEZ (NTU)	65,35	±0,65	64,50	±0,71	63,00	±1,41	55,20	±0,57
CONDUTIVIDADE	1,19	±0,03	1,17	±0,10	1,10	±0,13	1,17	±0,08
TEMPERATURA (°C)	34,00	±1,41	33,00	±0,00	32,50	±0,71	33,00	±0,00
pH	9,09	±0,01	9,24	±0,02	9,35	±0,06	9,25	±0,07

Parâmetros	Dosagem							
	D: 120mg/L		D: 130mg/L		D: 140mg/L		D: 150mg/L	
DQO (mg.O ₂ L ⁻¹)	251,01	±29,20	235,2	±3,51	300,28	±26,77	301,42	±1,92
COR Aparente (g Pt-Co L ⁻¹)	605,00	±15,21	690,00	±10,14	715,00	±25,36	670,00	±10,14
COR Real (g Pt-Co L ⁻¹)	365,00	±7,07	425,00	±7,07	445,00	±7,07	525,00	±15,21
TURBIDEZ (NTU)	57,85	±3,04	67,20	±6,08	65,65	±4,03	64,95	±0,21
CONDUTIVIDADE	1,17	±0,08	1,56	±0,23	1,55	±0,61	1,21	±0,01
TEMPERATURA (°C)	32,50	±0,71	33,50	±0,71	34,00	±1,41	32,00	±1,41
pH	9,40	±0,05	9,29	±0,10	9,43	±0,10	9,48	±0,01

O pH inicial do efluente estava na faixa de valor em torno do neutro (7,0) e após o tratamento observou-se um aumento no pH do efluente, elevando para um pH básico em torno de 9,00. Não ocorreu alteração na condutividade durante o tratamento, assim como a temperatura

Para todas as dosagens os parâmetros ficaram na faixa exigida pelo CONAMA n° 430/2011.

c) Determinação da dosagem – Coagulante Sulfato de Alumínio.

Para o tratamento do efluente da lavanderia utilizando o coagulante sulfato de alumínio, as dosagens foram determinadas por variação da dosagem de coagulante em condições reais, sem alteração das condições iniciais, ou seja, com o pH original do efluente.

O intervalo de estudo das dosagem de coagulantes foram de 200-900 mg/L para o coagulante sulfato de alumínio. Os parâmetros analisados foram DQO, cor real, cor aparente, absorvância, turbidez e condutividade. A Figura 18 representa o gráfico com os resultados das porcentagem de remoção do coagulante.

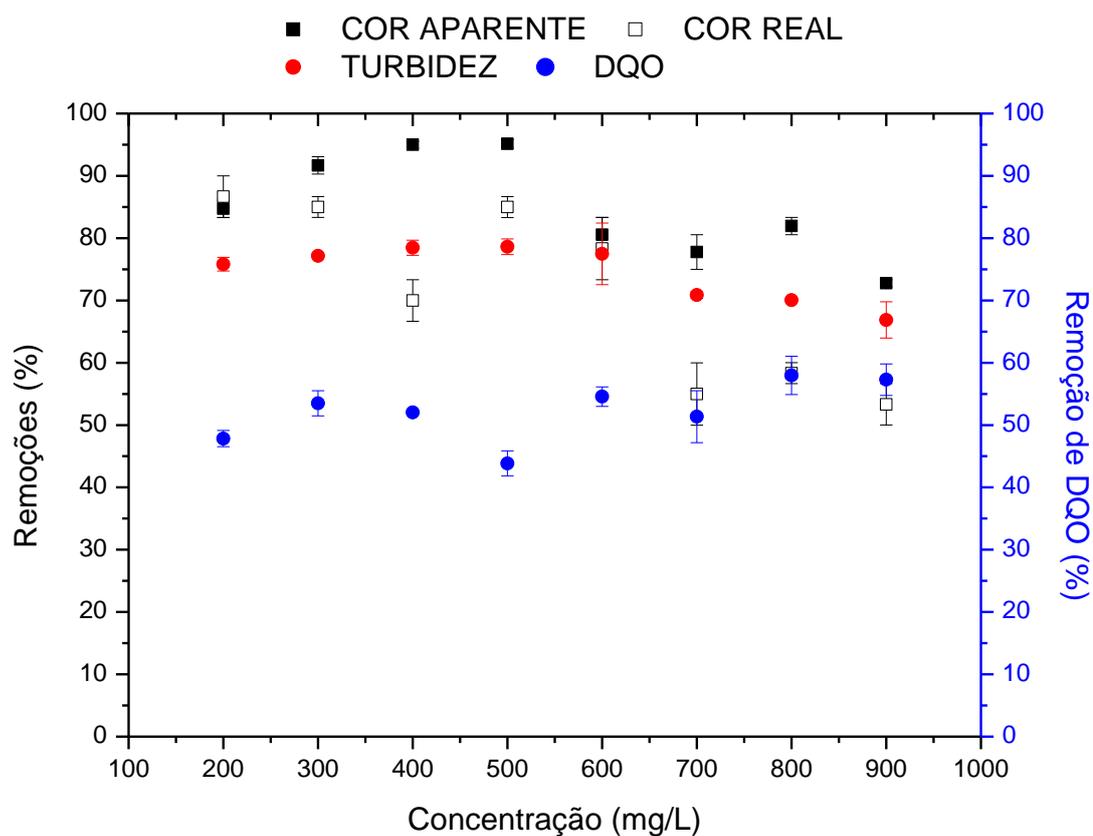


Figura 18: Efeito da dosagem de coagulante na remoção de cor, turbidez e DQO dos coagulante sulfato de alumínio

Na Tabela 16 são apresentados os valores referentes as médias de remoção da DQO para as diferentes concentrações, as médias seguidas de mesma letras não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Tabela 16: Valores das porcentagens de remoção de DQO nas diferentes dosagens analisadas para o coagulante tanino.

Concentração(mg/L)	Médias (%)
200,00	47,83 ^{AB}
300,00	53,49 ^{AB}
400,00	52,04 ^{AB}
500,00	43,83 ^B
600,00	54,57 ^{AB}
700,00	51,35 ^{AB}
800,00	57,96 ^A
900,00	57,30 ^A

A melhor remoção de DQO ocorreu na concentração de 800 mg/L, aplicando o teste de Tukey com um grau de significância de 5% para o parâmetro DQO, observou, que não há

diferenças significativas para este parâmetros nas concentrações 200, 300, 400, 600, 700, 800 e 900 mg/L.

Observa-se conforme Figura 19, que não há diferenças significativas para este parâmetros nas diferentes dosagens, ou seja, pode-se utilizar dosagem inferior da faixa analisada sem afetar a eficiência de remoção deste parâmetro.

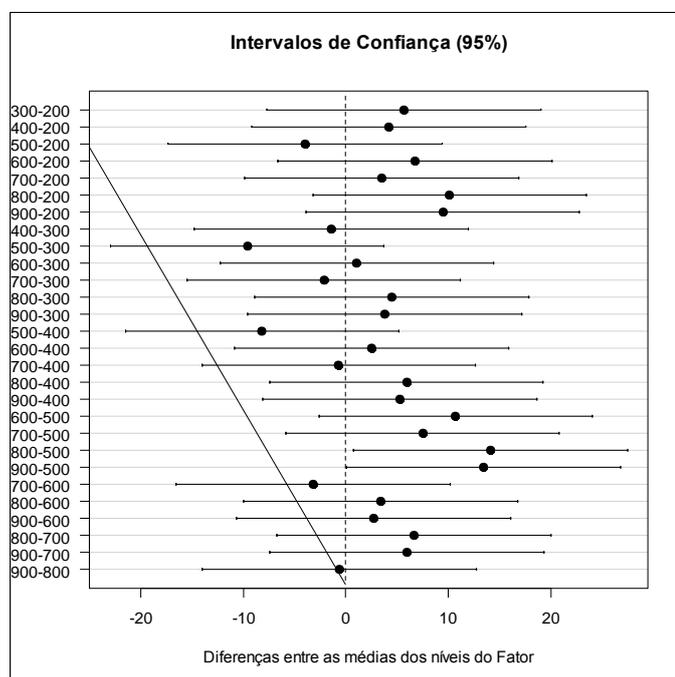


Figura 19: Teste de Tukey para os valores de remoção de DQO nas diferentes dosagens analisadas para o coagulante sulfato de alumínio.

Na Tabela 17 são apresentados os valores referentes as médias de remoção de cor aparente e cor real para as diferentes concentrações, foi aplicado teste de Tukey a 5% de probabilidade, sendo as médias seguidas de mesma letras não diferem estatisticamente entre si.

Tabela 17: Valores das porcentagens de remoção de cor aparente e real nas diferentes dosagens analisadas para o coagulante PAC.

Concentração	Cor Aparente	Cor Real
	Médias (%)	Médias (%)
200,00	84,72 ^{BC}	86,65 ^A
300,00	91,67 ^{ABC}	85,00 ^A
400,00	95,00 ^A	70,00 ^{AB}
500,00	95,14 ^A	84,98 ^A
600,00	80,56 ^{CD}	78,33 ^A
700,00	77,78 ^{CD}	55,00 ^B
800,00	81,94 ^{CD}	58,33 ^B
900,00	72,78 ^D	53,33 ^B

Observando as melhores remoções de cor real ocorreram na dosagem de 200 mg/L e da cor aparente ocorreram na dosagem de 500 mg/L. Pelo teste de Tukey verificado na Figura 20, que ao nível de significância de 5 %, não existem diferenças significativas entre as dosagens 200 a 400 mg/L para os parâmetros cor aparente, cor real e DQO estudados.

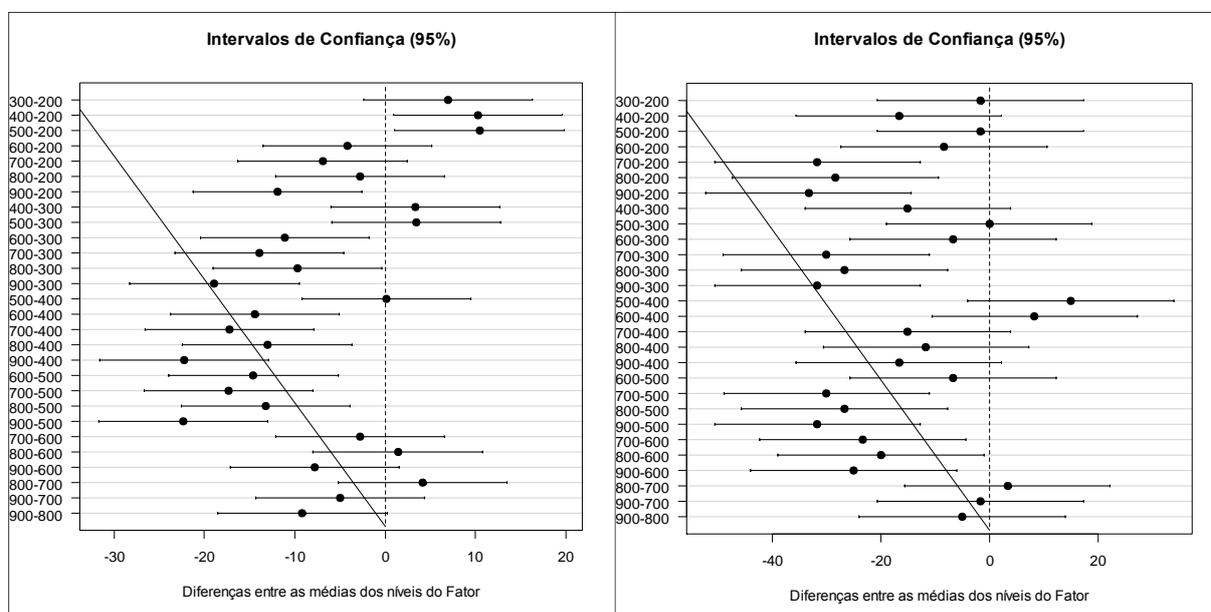


Figura 20. Teste de Tukey para os valores de remoção de cor aparente e cor real, respectivamente, nas diferentes dosagens analisadas para o coagulante sulfato de alumínio.

Logo, com base nestes fatores, para o coagulante sulfato de alumínio a dosagem determinada para o tratamento do efluente da lavanderia foi de 300mg/L, com as seguintes remoções: DQO 53,49%, cor aparente 91,67%, cor real 85,00% e turbidez de 77,14%.

A Tabela 18 representa os valores absolutos dos parâmetros analisados para cada dosagem do coagulante, todas as dosagens tiveram seus valores em conformidade com a exigência do CONAMA nº 430/2011.

O efluente bruto apresentava pH próximo de 6,0 antes do tratamento, e após o pH do efluente ficou ácido, com valores entorno de 3,00. A temperatura não sofreu variação significativa durante o tratamento, assim como a condutividade.

Neste trabalho, como também encontrado por Stroher *et al.*, (2013), Couto Jr *et al.*, (2013), Braz *et al.*, (2010) e Liang *et al.*, (2010), o Sulfato de Alumínio se mostrou eficiente na remoção da cor e turbidez.

Tabela 18: Valores absolutos do efluente têxtil tratado com o coagulante sulfato de alumínio.

Parâmetros	Dosagem							
	D: 200mg/L		D: 300mg/L		D: 400mg/L		D: 500mg/L	
DQO (mg.O ₂ L ⁻¹)	182,66	±4,59	155,76	±1,41	167,93	±1,12	196,60	±7,04
COR Aparente (g Pt-Co L ⁻¹)	55,00	±5,00	30,00	±5,00	19,00	±2,00	17,50	±2,12
COR Real (g Pt-Co L ⁻¹)	4,00	±1,41	4,50	±0,50	9,00	±1,06	4,50	±0,50
TURBIDEZ (NTU)	22,00	±1,41	20,80	±0,14	19,60	±1,16	19,45	±1,15
CONDUTIVIDADE	1,01	±0,02	1,21	±0,10	1,59	±0,44	1,19	±0,00
TEMPERATURA (°C)	29,00	±0,00	29,00	±1,41	29,00	±0,50	28,50	±0,71
pH	3,04	±0,05	3,07	±0,02	3,01	±0,01	3,03	±0,02

Parâmetros	Dosagem							
	D: 600mg/L		D: 700mg/L		D: 800mg/L		D: 900mg/L	
DQO (mg.O ₂ L ⁻¹)	159,08	±5,00	170,35	±1,59	147,19	±10,76	149,53	±8,86
COR Aparente (g Pt-Co L ⁻¹)	70,00	±10,00	80,00	±10,00	65,00	±5,07	98,00	±2,00
COR Real (g Pt-Co L ⁻¹)	6,50	±1,50	13,50	±1,50	12,50	±0,50	14,00	±1,07
TURBIDEZ (NTU)	20,50	±4,50	26,50	±0,51	27,25	±0,15	30,15	±2,75
CONDUTIVIDADE	1,27	±0,02	1,31	±0,02	1,42	±0,03	1,38	±0,02
TEMPERATURA (°C)	29,00	±0,00	29,50	±0,71	28,50	±0,70	29,00	±1,00
pH	3,00	±0,00	2,99	±0,02	2,98	±0,01	2,99	±0,01

4.2.2. Influência do pH inicial para o tratamento de coagulação/floculação.

O pH inicial do efluente é parâmetro essencial para a coagulação do processo (MERZOUK, *et al.*, 2011), a fim de determinar o pH ótimo dos processos de coagulação foram adicionados a cada amostra de efluente real a dosagem de coagulante obtida a partir dos ensaios de dosagem, e variando o pH inicial do efluente, em diferentes valores de pH, ajustados com soluções de H₂SO₄ e NaOH.

a) Coagulante PAC

O efeito do pH inicial na remoção da DQO do efluente têxtil tratado com o coagulante PAC é mostrado na Figura 21. As remoções de DQO ocorreram de maneira mais eficiente no intervalo de pH entre 4,0 e 8,0, sendo os valores de neste intervalo as taxas de remoção da DQO atingiram valores de 80% a 85%. O teor máximo de remoção de DQO ocorreu no pH neutro, 7,0

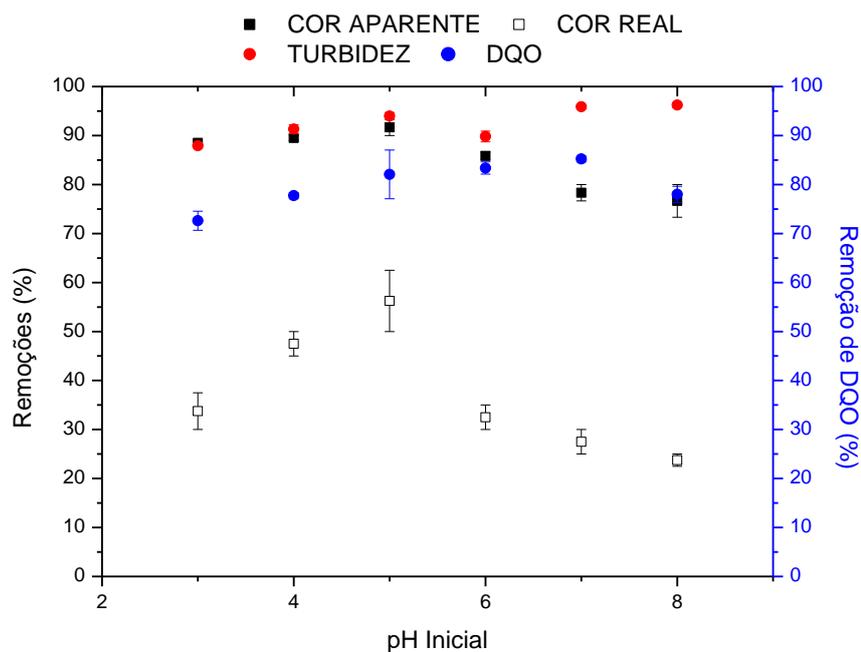


Figura 21: Efeito do pH inicial nas remoções de DQO, cor e turbidez para o processo de coagulação/floculação com coagulante PAC, dosagem 0,20 mL/L.

Na Tabela 19 são apresentados os valores referentes as médias de remoção de cor aparente, cor real, turbidez e DQO para os diferentes valores de pH inicial do efluente, foi aplicado teste de Tukey a 5% de probabilidade, sendo as médias seguidas de mesma letras não diferem estatisticamente entre si.

Tabela 19: Valores das porcentagens de remoção de cor aparente e real nas diferentes dosagens analisadas para o coagulante PAC.

	Cor Aparente	Cor Real	Turbidez	DQO
pH inicial	Médias (%)	Médias (%)	Médias (%)	Médias (%)
3,00	88,50 ^A	33,75 ^{BC}	87,92 ^C	72,61 ^B
4,00	89,50 ^A	47,50 ^{AB}	91,30 ^{BC}	77,74 ^{AB}
5,00	91,67 ^A	56,25 ^A	93,97 ^{AB}	82,08 ^A
6,00	85,83 ^{AB}	32,50 ^{BC}	89,81 ^C	83,37 ^A
7,00	78,33 ^B	27,50 ^C	95,88 ^A	85,22 ^A
8,00	76,67 ^B	23,75 ^C	96,22 ^A	77,98 ^{AB}

Para a remoção de DQO os melhores resultados foram obtidos nas faixas de pH inicial 4,00 a 8,00. Para a remoção de turbidez o melhor resultado ocorreu no pH 8,00, sendo que não há diferença significativa entre os valores de pH de 5,00 e 7,00. Para a cor real a melhor remoção ocorreu no pH inicial de 4,00 e 5,00 e para a cor aparente as melhores remoções ocorreram na faixa de pH inicial de 3,00 a 6,00.

Com base neste resultados, temos que para o coagulante PAC o melhor pH inicial de trabalho é o pH 5,00, pois todos os parâmetros analisados apresentaram melhor resultado nesta faixa.

b) Coagulante tanino.

Na Figura 22, observa-se o efeito do pH inicial na remoção da DQO, cor aparente e turbidez do efluente têxtil tratado com o coagulante tanino. Pode ser verificado que as remoções de DQO ocorreram de maneira mais eficiente no intervalo de pH abaixo de 5,0. O teor máximo de remoção de DQO ocorreu no pH de 4,0. Ocorre reduções bruscas nos parâmetros analisados para pH inicial acima de 5,0, concluindo que para o coagulante tanino se faz necessário a correção do pH inicial, mantendo este valor abaixo de 5,0.

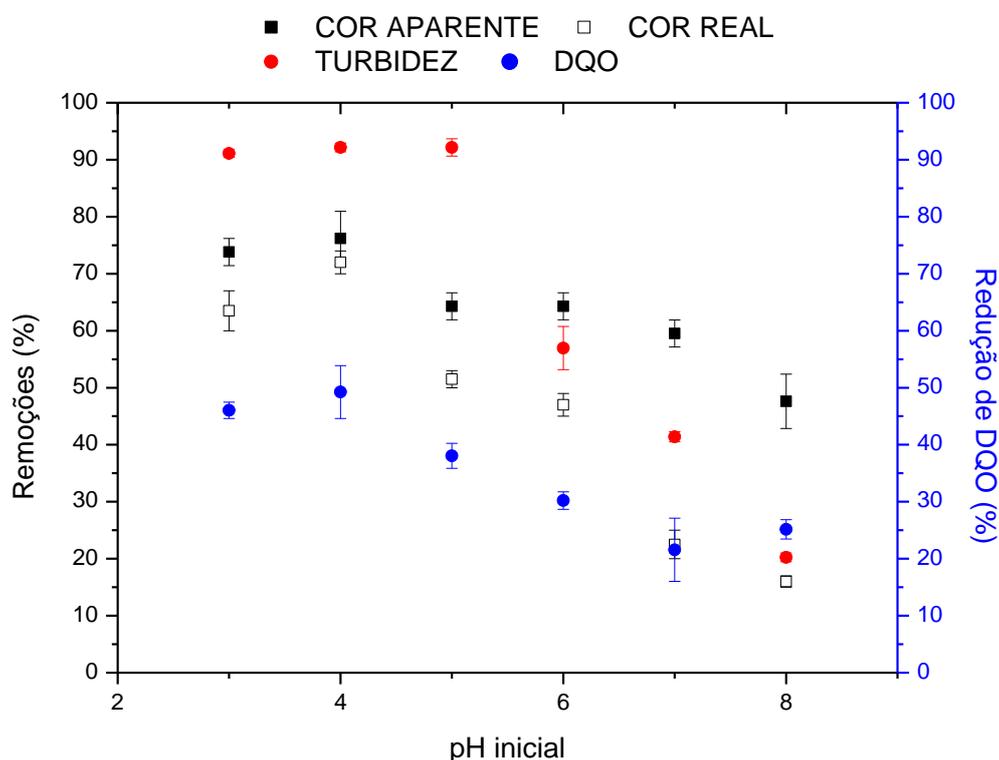


Figura 22: Efeito do pH inicial nas remoções de DQO, cor e turbidez, para o processo de coagulação/floculação com coagulante tanino, dosagem 80 mg/L.

Na Tabela 20 são apresentados os valores referentes as médias de remoção de cor aparente, cor real, turbidez e DQO para os diferentes valores de pH inicial do efluente, foi aplicado teste de Tukey a 5% de probabilidade, sendo as médias seguidas de mesma letras não diferem estatisticamente entre si.

Tabela 20: Valores das porcentagens de remoção de cor aparente e real nas diferentes dosagens analisadas para o coagulante PAC.

	Cor Aparente	Cor Real	Turbidez	DQO
pH inicial	Médias (%)	Médias (%)	Médias (%)	Médias (%)
3,00	73,81 ^A	63,50 ^{BC}	91,11 ^A	46,04 ^A
4,00	76,19 ^A	72,00 ^{AB}	92,15 ^A	49,24 ^A
5,00	64,28 ^{AB}	51,50 ^{BC}	92,10 ^A	38,06 ^{AB}
6,00	64,29 ^{AB}	47,00 ^C	56,96 ^B	26,23 ^B
7,00	59,53 ^B	22,50 ^D	41,39 ^C	21,57 ^B
8,00	47,61 ^B	16,00 ^D	20,25 ^D	25,16 ^B

Para a remoção de DQO, cor aparente, cor real e turbidez os melhores resultados foram obtidos nas faixas de pH inicial 3,00 a 5,00. A literatura indica que o tanino é efetivo em uma faixa de pH de 4,5 – 8,0 (DA SILVA, 1999; BARRADAS, 2004).

Portanto, para o coagulante tanino o melhor pH inicial de trabalho é a faixa compreendida entre o pH 3,00 e o pH 5,00, pois todos os parâmetros analisados apresentaram melhor resultado nesta faixa. Logo, se o efluente têxtil bruto estiver fora desta faixa, se faz necessário correção de pH para ajuste nesta faixa de trabalho.

c) Coagulante sulfato de alumínio

Pode ser verificado na Figura 23, que o efeito do pH inicial na remoção da DQO do efluente têxtil tratado com o coagulante sulfato de alumínio ocorreram de maneira constante nos intervalos de pH analisados. Para as remoções de cor e turbidez, verificou que os valores de pH inicial acima de 3 apresentam remoções constantes, demonstrando que esse coagulante possui uma grande faixa de pH inicial de trabalho.

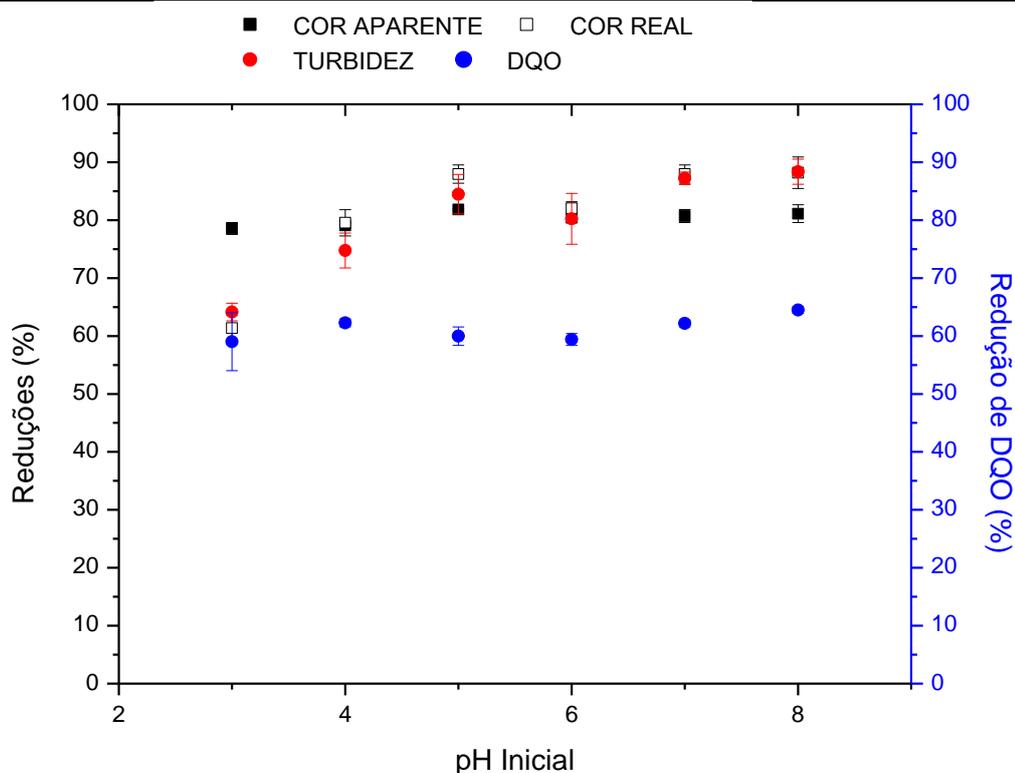


Figura 23. Efeito do pH inicial nas remoções de DQO para o processo de coagulação/floculação com coagulante sulfato de alumínio, dosagem 200 mg/L.

Na Tabela 21 são apresentados os valores referentes as médias de remoção de cor aparente, cor real, turbidez e DQO para os diferentes valores de pH inicial do efluente, foi aplicado teste de Tukey a 5% de probabilidade, sendo as médias seguidas de mesma letras não diferem estatisticamente entre si.

Tabela 21: Valores das porcentagens de remoção de cor aparente e real nas diferentes dosagens analisadas para o coagulante PAC.

	Cor Aparente	Cor Real	Turbidez	DQO
pH inicial	Médias (%)	Médias (%)	Médias (%)	Médias (%)
3,00	78,57 ^A	61,36 ^C	64,14 ^B	59,03 ^A
4,00	79,08 ^A	79,54 ^B	74,75 ^{AB}	62,27 ^A
5,00	81,84 ^A	87,95 ^A	84,48 ^A	59,98 ^A
6,00	80,41 ^A	82,04 ^{AB}	80,23 ^A	59,40 ^A
7,00	80,71 ^A	87,95 ^A	87,22 ^A	62,17 ^A
8,00	81,12 ^A	88,18 ^A	88,35 ^A	64,50 ^A

Para a remoção de DQO, cor aparente, cor real e turbidez os melhores resultados foram obtidos nas faixas de pH inicial 5,00 a 8,00, demonstrando uma grande faixa de trabalho para esse coagulante, permitindo que o efluente estudado possa ser utilizado sem correção do pH

inicial, uma vez que o efluente bruto se mantém com valor médio de pH dentro da faixa de trabalho para esse coagulante.

d) Evolução dos valores de pH durante a coagulação/floculação.

A Figura 24 representa as valores de pH das amostras de efluente após o processo de tratamento por coagulação/floculação com a dosagem ótima obtida para o coagulante PAC, tanino e sulfato de alumínio. As amostras foram ajustadas para um pH inicial variando de 2- 8, com uma variação de aproximadamente 10%.

Para o coagulante PAC, houve variação do pH durante o processo de coagulação, sendo, nos valores acima de 4,0, ocorre diminuição no valor do pH final. Kushwaha *et al.*, (2010), obteve o mesmo efeito em seus estudos, ou seja, o pH final < pH inicial, justificado este resultado ao fato de que a adição de coagulantes leva à liberação de íons H⁺, o que diminui o pH da solução.

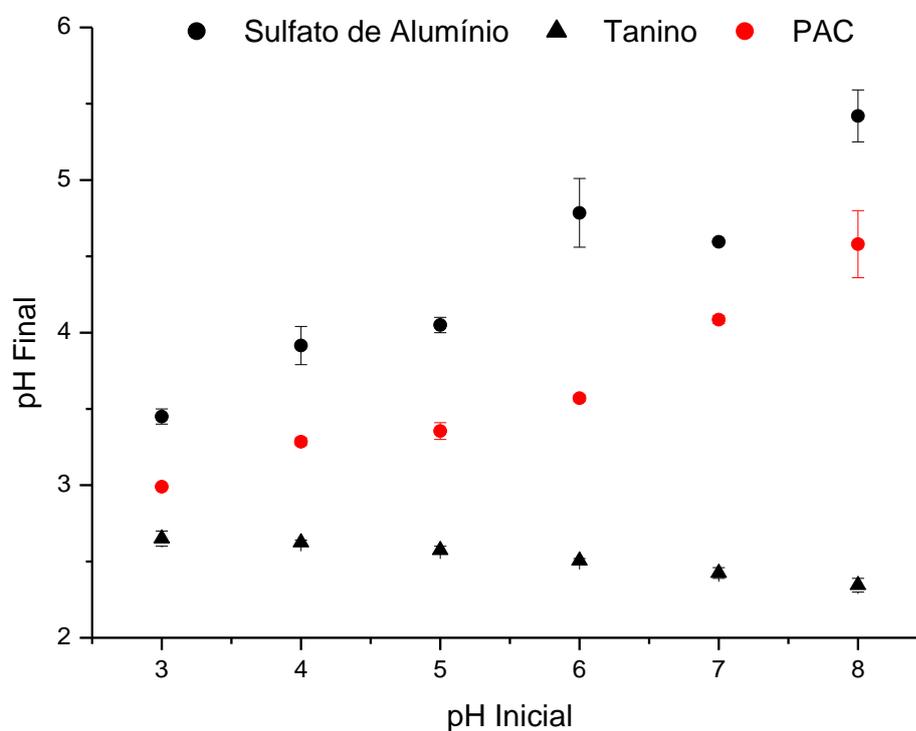


Figura 24: Evolução dos valores de pH para o processo de coagulação/floculação com coagulantes: PAC(dosagem 0,20 mL/L), tanino (dosagem 100 mg/L) e sulfato de alumínio (dosagem 300 mg/L).

Para o coagulante tanino observou-se que mesmo variando o pH inicial, no fim do processo o efluente tratado apresentou um pH final próximo a 3,00 ocorrendo, para valores acima de 4,00, uma redução do valor do pH final.

Também foi verificado, para o coagulante sulfato de alumínio, variação do pH durante o processo de coagulação, com redução do valor do pH final, para valores acima de pH inicial acima 4,0. Estas alterações nos valores do pH inicial também foi observadas por Merouk, *et al.*, (2011), em seus estudos com coagulantes com compostos de alumínio, o autor justificou esta alteração devido a formação de $Al(OH)_3$, esta evolução depende do pH inicial, como a precipitação de $Al(OH)_3$ só é possível quando o pH inicial é maior que 4, isso impede uma mudança no pH final para valores inferiores à 4.

No nosso caso, no entanto, para valores de pH inicial acima de 4, a diminuição do pH final permanece para os 3 coagulantes estudados, sendo mais evidenciado para o coagulante tanino.

4.2.3. Determinação dos melhores tempos de mistura e sedimentação

A determinação do melhor tempo de mistura foi realizada após estabelecida a melhor concentração e o melhor pH inicial de cada coagulante. Para tanto, foi adotada o planejamento experimental aplicada por Ströher (2013) e Couto Jr (2013), em que variou-se os tempos de mistura para: 2 minutos (TMR), 20 minutos (TML) e 20 minutos (SED), conforme apresentado na Tabela 5.

As velocidades de mistura mantiveram-se fixas em 95 rpm para a mistura rápida e 35 variou-se os tempos de mistura rápida, lenta e sedimentação, totalizando oito diferentes ensaios, todos realizados em duplicata.

Para comparação múltipla das médias dos parâmetros estudados, adotou-se o teste de Tukey HSD ao nível de 5 % de significância. \

a) Coagulante PAC

A Tabela 22 representa o resumo da eficiência de remoção do coagulante PAC, para a DQO, Cor e Turbidez, para as concentrações de 0,20 mL/L, definida nos ensaios. Para comparação múltipla das médias da DQO, cor, turbidez das amostras do efluente tratadas com diferentes concentrações do PAC adotou-se o teste de Tukey HSD ao nível de 5 % de

significância. A análise estatística dos resultados foi realizada com apoio do programa *Statistica*® versão 7.

Tabela 22: Tempos de misturas, tempo de sedimentação e eficiência do percentual de remoção- coagulante PAC.

Ensaio	% de Remoção					
	DQO		Cor aparente		Turbidez	
1	63,10 ^A	± 5,73	90,11 ^{AB}	± 2,91	77,73 ^{BCD}	± 2,94
2	63,86 ^A	± 5,63	96,80 ^A	± 0,64	92,43 ^{AB}	± 1,20
3	63,86 ^A	± 2,96	83,89 ^{AB}	± 3,07	76,59 ^D	± 4,30
4	66,26 ^A	± 2,26	98,03 ^A	± 0,66	95,41 ^A	± 1,39
5	54,39 ^B	± 1,99	97,38 ^A	± 1,69	91,60 ^{ABC}	± 0,42
6	62,77 ^A	± 0,37	80,11 ^B	± 0,19	77,07 ^{CD}	± 1,27
7	64,61 ^A	± 1,46	94,70 ^A	± 1,99	58,84 ^E	± 4,53
8	66,07 ^A	± 2,19	58,77 ^C	± 5,13	78,88 ^{BCD}	± 2,16

Média ± desvio padrão (2 repetições)

Nota: letras diferentes, na mesma coluna, representam diferenças significativas ($p > 0,05$) entre as médias obtidas através do teste de Tukey.

O parâmetro DQO não sofreu alteração significativa com as reduções de tempo de mistura e sedimentação. Pode-se observar que as médias deste parâmetro apresentam a mesma letra sobrescrita, o que significa que não diferem significativamente.

Para a cor e turbidez, os melhores resultados foram obtidos no foram obtidos para o ensaio 4.

Com base nos dados apresentados na Tabela 22, os melhores resultados da coagulação/floculação foram os ensaios 2, 4 e 5, com concentração de 0,20 mL/L.

Optou-se portanto, pela otimização apresentada no ensaio 4, ou seja, manter o tempo de mistura rápida em 5 minutos e reduzir os tempos de mistura lenta e sedimentação para 20 minutos cada, pois nesta condição temos uma redução no tempo de tratamento sem prejuízo a qualidade do efluente tratado, com base nos parâmetros estudados conforme teste de Tukey HSD ao nível de 5 % de significância.

b) Coagulante tanino.

A Tabela 23 representa o resumo da eficiência de remoção do coagulante tanino, para a DQO, Cor e Turbidez, para as concentrações de 100 mL/L, definida nos ensaios.

Para comparação múltipla das médias da DQO, cor, turbidez das amostras do efluente tratadas com diferentes concentrações do coagulante tanino adotou-se o teste de Tukey HSD ao

nível de 5 % de significância. A análise estatística dos resultados foi realizada com apoio do programa Statistica® versão 7.

Tabela 23 Tempos de misturas, tempo de sedimentação e eficiência do percentual de remoção- coagulante PAC.

Ensaio	% de Remoção					
	DQO		Cor aparente		Turbidez	
1	67,90 ^A	± 0,93	38,55 ^C	± 6,29	60,97 ^B	± 1,34
2	29,56 ^D	± 3,63	54,62 ^{AB}	± 2,24	59,85 ^B	± 6,71
3	63,48 ^{AB}	± 3,33	53,84 ^{AB}	± 4,63	62,06 ^B	± 3,06
4	47,60 ^C	± 3,51	52,21 ^{AB}	± 4,99	63,61 ^B	± 5,86
5	53,39 ^{BC}	± 1,02	35,53 ^C	± 5,37	63,44 ^B	± 4,87
6	62,77 ^{AB}	± 0,37	61,14 ^A	± 0,76	75,84 ^{AB}	± 1,78
7	64,24 ^{AB}	± 1,84	52,54 ^{AB}	± 1,42	80,09 ^A	± 1,31
8	66,07 ^A	± 2,19	56,36 ^{AB}	± 2,37	77,65 ^A	± 0,25

Média ± desvio padrão (2 repetições)

Nota: letras diferentes, na mesma coluna, representam diferenças significativas ($p > 0,05$) entre as médias obtidas através do teste de Tukey.

O parâmetro DQO não sofreu alteração significativa nas medias obtidas para os ensaios 1, 3, 6, 7 e 8, pode-se observar que as medias deste parâmetro apresentam a mesma letra sobrescrita. Para a cor, os melhores resultados foram os obtidos nos ensaios 2,3,4, 6, 7 e 8, e para a turbidez os ensaios 6, 7 e 8 foram os que apresentaram as melhores reduções.

Com base nos dados apresentados na Tabela 23, os melhores resultados para a redução da DQO, cor aparente e turbidez foram os ensaios 6, 7 e 8, para o efluente têxtil tratado com o coagulante tanino, utilizando a concentração de 100 mg/L e pH inicial de 4,00

Optou-se portanto, pela otimização apresentada no ensaio 8, ou seja, redução do tempo de mistura rápida para 2 minutos e redução também dos tempos de mistura lenta e sedimentação para 20 minutos cada, pois nesta condição temos uma redução no tempo de tratamento sem prejuízo a qualidade do efluente tratado, com base nos parâmetros estudados conforme teste de Tukey HSD ao nível de 5 % de significância.

c) Coagulante sulfato de alumínio

Na Tabela 24 são apresentados um resumo da eficiência de remoção do Sulfato de Alumínio, para a DQO, Cor e Turbidez, para as concentrações ótimas adicionadas em cada ensaio que foi realizado em laboratório.

Para comparação múltipla das médias da DQO, cor, turbidez das amostras do efluente tratadas com diferentes concentrações do Sulfato de Alumínio adotou-se o teste de Tukey HSD ao nível de 5 % de significância. A análise estatística dos resultados foi realizada com apoio do programa *Statistica*® versão 7.

Tabela 24: Tempos de misturas, tempo de sedimentação e eficiência do percentual de remoção- coagulante PAC.

Ensaio	% de Remoção					
	DQO		Cor aparente		Turbidez	
1	51,93 ^{BC}	± 4,30	93,02 ^A	± 6,29	78,10 ^{AB}	± 1,21
2	44,07 ^C	± 2,84	91,02 ^A	± 2,24	86,65 ^A	± 1,39
3	65,72 ^A	± 0,36	79,19 ^B	± 4,63	66,88 ^{BC}	± 1,27
4	36,88 ^D	± 2,91	95,96 ^A	± 4,99	88,25 ^A	± 0,60
5	56,75 ^{AB}	± 0,42	87,41 ^{AB}	± 5,37	87,40 ^A	± 0,42
6	57,77 ^{AB}	± 1,92	71,85 ^A	± 0,76	74,52 ^B	± 3,18
7	64,24 ^A	± 1,11	47,02 ^C	± 1,42	31,90 ^D	± 3,44
8	63,14 ^A	± 0,74	51,66 ^C	± 2,37	66,79 ^{BC}	± 0,81

Média ± desvio padrão (2 repetições)

Nota: letras diferentes, na mesma coluna, representam diferenças significativas ($p > 0,05$) entre as médias obtidas através do teste de Tukey.

De acordo com o Teste de Tukey, os ensaios que apresentam a mesma letra sobrescrita, referente aos parâmetros investigados, não diferem significativamente.

O parâmetro DQO não sofreu alteração significativa com as reduções de tempo de mistura e sedimentação, evidenciados nos ensaios 3, 5, 6, 7 e 8.

Para a cor, os melhores resultados foram os obtidos nos ensaios 1, 2, 4, 5, 6, 7 e 8, e para a turbidez os ensaios 1, 2, 4 e 5 foram os que apresentaram as melhores reduções.

Com base nos dados apresentados na Tabela 24, os melhores resultados para a redução da DQO, cor aparente e turbidez foi o ensaio 5, para o efluente têxtil tratado com o coagulante tanino, utilizando a concentração de 300 mg/L e pH inicial de 7,00.

Optou-se portanto, pela otimização apresentada no ensaio 5, ou seja, reduzir o tempo de mistura rápida para 2 minutos e manter-se os tempos de mistura lenta e sedimentação em 30 minutos cada, pois nesta condição não há prejuízo a qualidade do efluente tratado, com base nos parâmetros estudados conforme teste de Tukey HSD ao nível de 5 % de significância.

4.2.4. Conclusões parciais do tratamento do efluente têxtil pela técnica de coagulação/floculação.

Para o tratamento do efluente têxtil pela técnica de coagulação/floculação utilizando os coagulantes PAC, tanino e sulfato de alumínio mostraram que os três coagulante são uma boa opção para tratamento do efluente têxtil em estudo, no entanto, mesmo os resultando obtidos para os três estarem de acordo com as recomendações estabelecidas pelo CONAMA, observou que a DQO do efluente tratado não atinge porcentagem de remoções alta, permanecendo para os coagulantes estudados na faixa de remoção máxima de aproximadamente 80%.

As melhores condições para o processo de coagulação/floculação para o efluente do estudo utilizando o coagulante PAC foi a concentração de 0.20 mL/L, com pH inicial 5,0 e tempo de mistura rápida de 5 minutos e tempo de mistura lenta e sedimentação de 20 minutos cada um.

Para o coagulante natural tanino, os melhores resultados ocorreram na concentração de 100 mg/L, quanto ao pH inicial pode-se utilizar o tratamento da faixa compreendida entre 3,00 a 5,00, e esse coagulante permite a redução dos tempos de mistura rápida, lenta de sedimentação para 2,00 minutos, 20 minutos e 20 minutos, respectivamente.

O coagulante sulfato de alumínio, que tem como particularidade ser o utilizado pela empresa, obteve como melhor concentração no estudo 300 mg/L. Quanto ao pH inicial, o sulfato de alumínio possui uma faixa de trabalho compreendida entre 5,00 a 8,00, caso o efluente bruto possuir um valor de pH neste intervalo, não se faz necessário tratamento prévio para ajuste de pH. Para este coagulante não pode reduzir os tempos de mistura lenta e sedimentação, que tem que se manter 30 minutos para ambos, no entanto, para o tempo mistura rápida pode-se reduzir para 2,00 minutos, sem afetar os resultados de remoção para os parâmetros investigados

Do estudo da aplicação dos coagulantes tanino, PAC e sulfato de alumínio, pode-se concluir que apresentaram remoções satisfatórias para a DQO, sendo os coagulantes tanino e PAC os que apresentaram as melhores porcentagens de remoção, com valores na faixa de 60%, demonstrando ser uma boa opção alternativa para tratamento do efluente têxtil em estudo. Os coagulantes PAC e sulfato de alumínio apresentaram melhores eficiência na remoção de cor e turbidez com resultados, para estes parâmetros na faixa de 90%.

4.3. Tratamento do efluente têxtil pelas técnicas de eletrocoagulação (EC).

4.3.1. Planejamento experimental e análise estatística dos resultados utilizando a metodologia das superfícies de resposta.

Os resultados em duplicata da aplicação do delineamento experimental 3^3 completo utilizado para obter as respostas de degradação da DQO, cor e turbidez, bem como as interações entre os níveis das variáveis da eletrocoagulação são apresentados na Tabela 16.

Tabela 25: Condições experimentais e resultados em duplicatas de redução (%) da DQO, cor e turbidez do efluente têxtil tratado pela técnica de EC.

Exp.	q1 – E (mm)	q2 = i (A)	q3 = pH inicial	Redução de DQO (%)		Redução da cor (%)		Redução da turbidez (%)	
				DQO ₁	DQO ₂	Dec ₁	Dec ₂	Tur ₁	Tur ₂
1	10,00	1,00	4,00	65,75%	74,12%	93,75%	92,11%	89,54%	85,21%
2	10,00	1,00	6,00	63,31%	61,50%	70,37%	66,67%	72,03%	70,16%
3	10,00	1,00	8,00	63,45%	63,18%	78,57%	82,14%	68,41%	63,62%
4	10,00	3,00	4,00	76,87%	69,69%	76,47%	62,12%	83,46%	93,00%
5	10,00	3,00	6,00	44,89%	55,28%	78,95%	66,67%	59,75%	57,25%
6	10,00	3,00	8,00	48,97%	64,04%	67,39%	61,36%	41,62%	49,56%
7	10,00	5,00	4,00	94,09%	91,90%	88,89%	75,00%	97,48%	93,98%
8	10,00	5,00	6,00	98,95%	97,05%	94,44%	90,00%	94,74%	93,72%
9	10,00	5,00	8,00	79,06%	73,56%	94,44%	90,00%	74,05%	82,35%
10	20,00	1,00	4,00	61,79%	52,22%	94,12%	98,00%	96,02%	92,83%
11	20,00	1,00	6,00	55,29%	65,51%	95,00%	91,67%	97,29%	96,65%
12	20,00	1,00	8,00	22,12%	36,07%	97,33%	93,75%	96,96%	96,66%
13	20,00	3,00	4,00	50,77%	65,75%	95,00%	92,65%	83,32%	88,62%
14	20,00	3,00	6,00	58,48%	68,69%	84,62%	80,56%	87,93%	88,85%
15	20,00	3,00	8,00	20,65%	24,15%	77,27%	68,64%	77,36%	74,83%
16	20,00	5,00	4,00	94,97%	98,47%	98,33%	94,00%	92,56%	95,39%
17	20,00	5,00	6,00	96,42%	96,42%	95,56%	94,44%	96,96%	94,80%
18	20,00	5,00	8,00	58,48%	68,69%	97,78%	90,00%	85,96%	93,27%
19	30,00	1,00	4,00	36,82%	28,12%	97,56%	97,40%	88,98%	94,74%
20	30,00	1,00	6,00	59,79%	64,24%	88,00%	92,00%	88,36%	95,34%
21	30,00	1,00	8,00	58,13%	64,57%	96,30%	98,52%	91,41%	84,05%
22	30,00	3,00	4,00	52,55%	42,87%	70,00%	60,00%	64,17%	69,26%
23	30,00	3,00	6,00	57,10%	56,97%	93,33%	92,22%	66,59%	72,92%
24	30,00	3,00	8,00	58,13%	64,50%	73,08%	79,23%	91,15%	90,96%
25	30,00	5,00	4,00	36,65%	40,98%	100,00%	100,00%	81,17%	81,78%
26	30,00	5,00	6,00	95,26%	87,23%	50,00%	65,38%	95,25%	96,35%
27	30,00	5,00	8,00	81,26%	86,69%	66,67%	73,33%	87,50%	92,31%

Após análise dos dados experimentais expostos na Tabela 26, com ajuda do software *Statistica*®, foram obtidos os modelos polinomiais de 2ª ordem para as variáveis respostas DQO, cor e turbidez, conforme apresentado nas Equações 17, 18 e 19, cujos coeficientes das constantes do modelo (a_0), linear (a) e quadráticos (b , w e v), são representados nas Tabelas 27, 28 e 29, respectivamente.

$$R_{DQO}^{EF} = 0,65 - 0,12 q_1 + 0,28 q_2 + 0,03 q_3 - 0,02 q_1 q_2 + 0,21 q_1 q_3 + 0,00 q_2 q_3 - 0,01 q_1^2 - 0,10 q_2^2 + 0,02 q_3^2 + 0,05 q_1 q_2^2 + 0,08 q_1^2 q_2 - 0,09 q_1 q_3^2 - 0,08 q_1^2 q_3 + 0,05 q_2 q_3^2 - 0,07 q_2^2 q_3 + 0,02 q_1^2 q_2^2 - 0,07 q_1^2 q_3^2 - 0,19 q_2^2 q_3^2 \quad (17)$$

Tabela 26: Valores do ajuste linear e da interação dos coeficientes previstos para a eficiência do tratamento do efluente têxtil por EC na redução (%) da DQO, com nível de significância de 95% ($p < 0,05$)

Ações dos parâmetros	Coefficientes	Valores	Desvio Padrão	t_{exp}	p-valor ($p < 0,05$)
	a_0	0,65	0,02	36,72	<0,01
q_1	a_1	-0,12	0,04	-2,73	<0,01
$(q_1)^2$	b_{11}	-0,01	0,04	-0,19	0,85
q_2	a_2	0,28	0,04	6,15	<0,01
$(q_2)^2$	b_{22}	-0,1	0,04	-2,76	<0,01
q_3	a_3	0,03	0,04	0,58	0,56
$(q_3)^2$	b_{33}	0,02	0,04	0,57	0,57
$q_1 \times q_2$	b_{12}	-0,02	0,05	-0,42	0,67
$q_1 \times (q_2)^2$	w_{122}	0,05	0,05	1,18	0,24
$(q_1)^2 \times q_2$	w_{112}	0,08	0,05	1,66	0,13
$(q_1)^2 \times (q_2)^2$	v_{12}	0,02	0,04	0,50	0,61
$q_1 \times q_3$	b_{13}	0,21	0,05	3,99	<0,01
$q_1 \times (q_3)^2$	w_{133}	-0,09	0,05	1,92	0,07
$(q_1)^2 \times q_3$	w_{113}	-0,08	0,05	-1,75	0,09
$(q_1)^2 \times (q_3)^2$	v_{13}	-0,07	0,04	-1,81	0,07
$q_2 \times q_3$	b_{23}	0,00	0,05	0,01	0,99
$q_2 \times (q_3)^2$	w_{233}	0,05	0,05	1,11	0,27
$(q_2)^2 \times q_3$	w_{223}	0,07	0,05	1,42	0,16
$(q_2)^2 \times (q_3)^2$	v_{23}	-0,19	0,04	-4,66	<0,01

$r^2=0,91$

A Tabela 27 representa os valores do ajuste linear e da interação dos coeficientes previstos para a eficiência do tratamento do efluente têxtil por EC na redução, em porcentagem, da DQO, com nível de significância de 95% .

Observa-se pela Tabela 27 que a redução da DQO foi influenciada linearmente ($p < 0,05$), pelo espaçamento (a_1) e corrente (a_2), e quadraticamente pela corrente (b_{22}). Quanto as interações lineares, apenas o espaçamento com o pH inicial foram significativos na redução da DQO.

O nível de significância destas variáveis pode ser observado pelo Gráfico de Pareto indicado na Figura 25, o qual apresenta a razão entre o valor estimado do efeito e seu erro padrão.

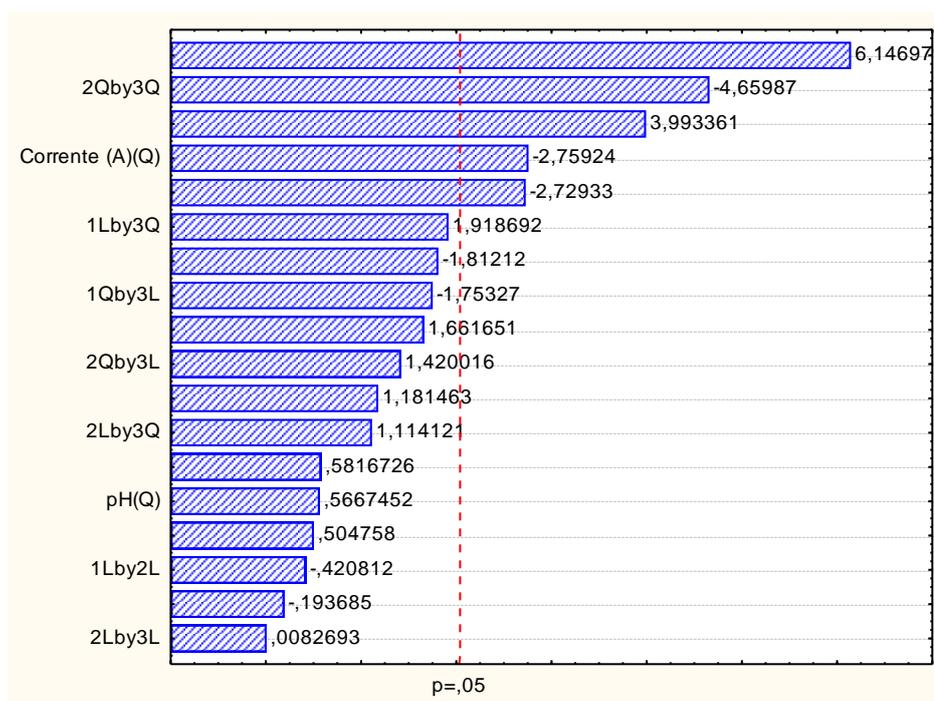


Figura 25: Gráfico de Pareto para o modelo obtido no planejamento 3³ completo da EC na redução (%) da DQO, com nível de significância de 95% ($p < 5\%$)

No gráfico de Pareto são demonstradas as variáveis que influenciaram na equação para a redução da DQO, observando os quatro fatores foram significativos para esta redução, verifica-se que o espaçamento dos eletrodos foi o que apresentou o maior efeito.

A Equações 18 representa o modelos polinomiais de 2^a ordem para as variáveis respostas cor, cujos coeficientes das constantes do modelo (a_0), linear (a) e quadráticos (b , w e v), são representados nas Tabelas 29.

$$R_{cor}^{EF} = 0,85 + 0,03 q_1 - 0,04 q_2 - 0,06 q_3 - 0,13 q_1 q_2 - 0,02 q_1 q_3 - 0,01 q_2 q_3 - 0,10 q_1^2 - 0,12 q_2^2 - 0,02 q_3^2 + 0,05 q_1 q_2^2 + 0,03 q_1^2 q_2 - 0,02 q_1 q_3^2 - 0,02 q_1^2 q_3 + 0,00 q_2 q_3^2 - 0,00 q_2^2 q_3 - 0,00 q_1^2 q_2^2 + 0,01 q_1^2 q_3^2 + 0,08 q_2^2 q_3^2 \quad (18)$$

Na Tabela 29 são apresentados os valores do ajuste linear e da interação dos coeficientes previstos para a eficiência do tratamento do efluente têxtil por EC na redução da cor, em percentagem, com nível de significância de 95% ($p < 5\%$)

Tabela 28: Valores do ajuste linear e da interação dos coeficientes previstos para a eficiência do tratamento do efluente têxtil por EC na redução (%) da cor, com nível de significância de 95% ($p < 0,05$)

Ações dos parâmetros	Coefficientes	Valores	Desvio Padrão	t _{exp}	p-valor (p < 0,05)
	a ₀	0,85	0,01	63,91	<0,01
q ₁	a ₁	0,03	0,03	0,93	0,36
(q ₁) ²	b ₁₁	0,10	0,03	3,42	<0,01
q ₂	a ₂	-0,04	0,03	-1,28	0,21
(q ₂) ²	b ₂₂	-0,12	0,03	-4,27	<0,01
q ₃	a ₃	-0,06	0,03	-1,71	0,10
(q ₃) ²	b ₃₃	-0,02	0,03	-0,72	0,48
q ₁ x q ₂	b ₁₂	-0,13	0,04	-3,23	<0,01
q ₁ x (q ₂) ²	w ₁₂₂	0,05	0,03	1,34	0,20
(q ₁) ² x q ₂	w ₁₁₂	0,03	0,03	0,91	0,37
(q ₁) ² x (q ₂) ²	v ₁₂	0,00	0,03	0,03	0,98
q ₁ x q ₃	b ₁₃	-0,02	0,04	-0,49	0,62
q ₁ x (q ₃) ²	w ₁₃₃	-0,02	0,03	-0,50	0,61
(q ₁) ² x q ₃	w ₁₁₃	-0,02	0,03	-0,51	0,62
(q ₁) ² x (q ₃) ²	v ₁₃	0,01	0,03	0,23	0,82
q ₂ x q ₃	b ₂₃	-0,01	0,04	-0,37	0,71
q ₂ x (q ₃) ²	w ₂₃₃	0,00	0,03	0,05	0,95
(q ₂) ² x q ₃	w ₂₂₃	0,00	0,03	0,14	0,89
(q ₂) ² x (q ₃) ²	v ₂₃	0,08	0,03	2,80	<0,01

r²=0,70

O nível de significância destas variáveis pode ser observado pelo Gráfico de Pareto indicado na Figura 26, representa a razão entre o valor estimado do efeito e seu erro padrão.

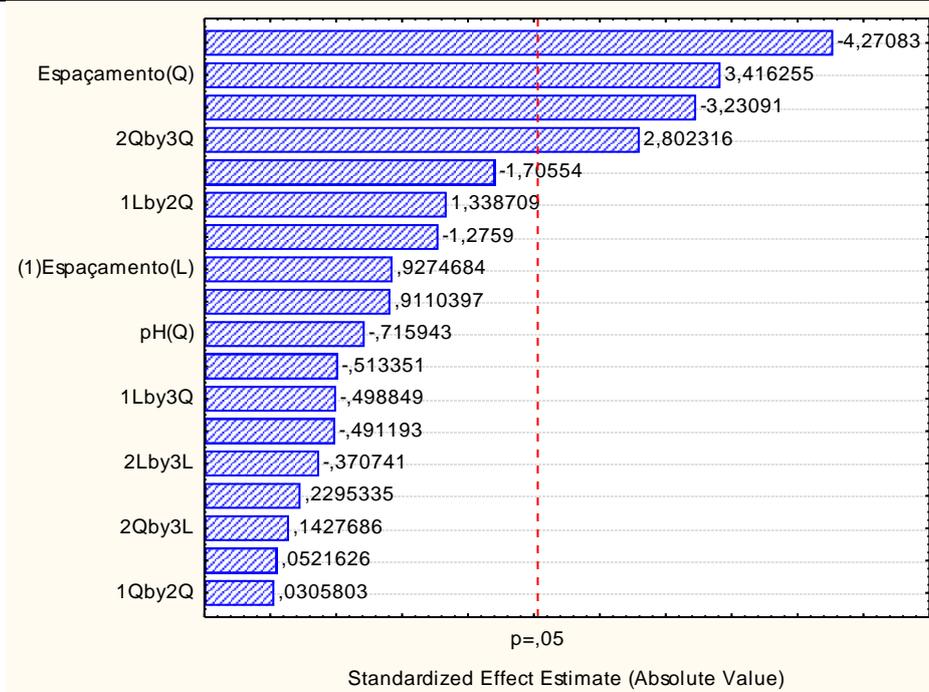


Figura 26: Gráfico de Pareto para o modelo obtido no planejamento 3 completo da EC na redução (%) da cor, com nível de significância de 95% ($p < 5\%$)

No gráfico de Pareto são demonstradas as variáveis que influenciaram na equação para a redução da cor, observando os quatro fatores foram significativos para esta redução, verifica-se que o termo quadrático da corrente foi o que apresentou o maior efeito, seguido do termo quadrático do espaçamento. Quanto as interações lineares, apenas o espaçamento com a intensidade de corrente (b_{12}) foram significativos na redução da cor. Para as interações entre os termos quadráticos da corrente e do pH inicial (v_{23}) influenciaram estatisticamente para a redução da cor.

A Equações 19 representa o modelos polinomiais de 2ª ordem para as variáveis respostas turbidez, cujos coeficientes das constantes do modelo (a_0), linear (a) e quadráticos (b , w e v), são representados nas Tabelas 30.

$$\begin{aligned}
 R_{Turbidez}^{EF} = & 0,84 + 0,09 q_1 + 0,03 q_2 - 0,07 q_3 - 0,08 q_1 q_2 + 0,18 q_1 q_3 + 0,02 q_2 q_3 + \\
 & 0,10 q_1^2 - 0,14 q_2^2 + 0,01 q_3^2 - 0,02 q_1 q_2^2 - 0,05 q_1^2 q_2 + 0,05 q_1 q_3^2 + 0,02 q_1^2 q_3 + \\
 & 0,04 q_2 q_3^2 - 0,02 q_2^2 q_3 + 0,02 q_1^2 q_2^2 + 0,02 q_1^2 q_3^2 - 0,03 q_2^2 q_3^2
 \end{aligned} \quad (19)$$

Na Tabela 30 são apresentados os valores do ajuste linear e da interação dos coeficientes previstos para a eficiência do tratamento do efluente têxtil por EC na redução da turbidez, em percentagem, com nível de significância de 95% ($p < 0,05$)

Tabela 29: Valores do ajuste linear e da interação dos coeficientes previstos para a eficiência do tratamento do efluente têxtil por EC na redução (%) da turbidez, com nível de significância de 95% ($p < 0,05$).

Ações dos parâmetros	Coefficientes	Valores	Desvio Padrão	t_{exp}	p-valor ($p < 0,05$)
	a_0	0,84	0,01	99,69	<0,01
q_1	a_1	0,09	0,02	4,37	<0,01
$(q_1)^2$	b_{11}	0,10	0,02	5,75	<0,01
q_2	a_2	0,03	0,02	1,65	0,11
$(q_2)^2$	b_{22}	-0,14	0,02	-8,03	<0,01
q_3	a_3	-0,07	0,02	-3,48	<0,01
$(q_3)^2$	b_{33}	0,01	0,02	0,56	0,58
$q_1 \times q_2$	b_{12}	-0,08	0,03	-3,16	<0,01
$q_1 \times (q_2)^2$	w_{122}	0,02	0,02	0,93	0,36
$(q_1)^2 \times q_2$	w_{112}	-0,05	0,02	-2,16	0,04
$(q_1)^2 \times (q_2)^2$	v_{12}	0,02	0,02	1,28	0,21
$q_1 \times q_3$	b_{13}	0,18	0,03	7,26	<0,01
$q_1 \times (q_3)^2$	w_{133}	0,02	0,02	0,74	0,46
$(q_1)^2 \times q_3$	w_{113}	0,02	0,02	1,11	0,27
$(q_1)^2 \times (q_3)^2$	v_{13}	0,02	0,02	1,29	0,21
$q_2 \times q_3$	b_{23}	0,02	0,03	0,64	0,53
$q_2 \times (q_3)^2$	w_{233}	0,04	0,02	1,80	0,08
$(q_2)^2 \times q_3$	w_{223}	-0,02	0,02	-0,75	0,46
$(q_2)^2 \times (q_3)^2$	v_{23}	-0,03	0,02	-1,74	0,09

$r^2=0,86$

Na Tabela 30, o parâmetro turbidez foi influenciado linearmente ($p < 0,05$) pelo espaçamento (a_1) e pelo pH (a_3), para os termos quadráticos, apenas o pH (p-valor= 0,58) não apresenta efeitos significativos na redução de turbidez.

O nível de significância destas variáveis pode ser observado pelo Gráfico de Pareto indicado na Figura 27, representa a razão entre o valor estimado do efeito e seu erro padrão.

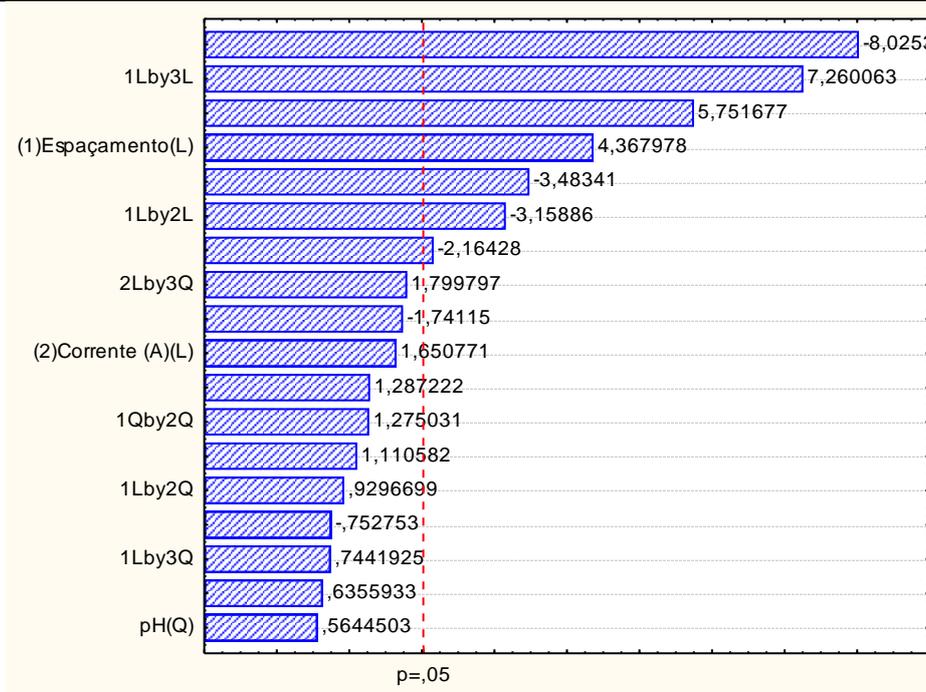


Figura 27: Gráfico de Pareto para o modelo obtido no planejamento 3 completo da EC na redução (%) da cor, com nível de significância de 95% ($p < 0,05$)

Os efeitos negativos ($a_3 < 0$) observados nas Tabelas 28, 29 e 30 dos parâmetros de pH inicial na redução de DQO, cor e turbidez, sugere que a maior eficiência para a redução dos poluentes têxtil estudado pode ser obtida com o pH inicial da solução na região alcalina. Segundo Manenti *et al.*, (2015) e Palácio *et al.*, (2013), o processo de eletrocoagulação é totalmente dependente do pH inicial, devido à dificuldade na formação dos complexos de íons metálicos em condições ácidas. Quanto ao espaçamento ($a_1 < 0$) foram observados que nos níveis mais baixos ocorreram melhores remoções da DQO. Para a intensidade de corrente (a_2) os coeficientes lineares positivos, elevados simultaneamente aos níveis mais altos, obtendo nestes níveis valores mais alto de remoções da DQO e turbidez.

A qualidade dos modelos (R_{DQO} , R_{cor} e $R_{turbidez}$) foi avaliada pela análise de variância (2-way ANOVA), com resultados apresentados na Tabela 31.

A ANOVA mostrou que os modelos das Equações 17, 18 e 19, são válidos no intervalo de confiança de 95% ou mais, sugerindo boa reprodução das respostas experimentais, conforme demonstra a Tabela 20. O fator resultante da análise (F calculado) foi maior do que o fator de Student ($F_{estatístico}$), considerando os graus de liberdade referentes aos parâmetros significativos (regressão) e aos resíduos. Sendo o $F_{calculado}$ (19,44; 4,60 e 11,79) $> F_{tabelado}$ (1,84), pode-se afirmar que o modelo proposto é válido para os valores das respostas experimentais (R) obtidas. Segundo

Tabela 30: Valores do ajuste linear e da interação dos coeficientes previstos para a eficiência do tratamento do efluente têxtil por EC na redução (%) da cor, com nível de significância de 95% ($p < 5\%$)

Parâmetros	Fatores de Variação	Soma dos Quadrados	Grau de liberdade	Média dos quadrados	F	
					Calculado	Estatístico
DQO	Regressão	2,54	18,00	0,14	19,14	1,84
	Resíduo	0,26	35,00	0,01		
	Total	2,80	53,00			
Cor	Regressão	0,55	18,00	0,03	4,60	1,84
	Resíduo	0,336	35,00	0,01		
	Total	0,88	53,00			
Turbidez	Regressão	0,81	18,00	0,05	11,79	1,84
	Resíduo	0,13	35,00	0,00		
	Total	0,95	53,00			

A Figura 28 (a), (b) e (c), representa a reprodutividade dos dados confirmando o bom ajuste linear dos dados experimentais, demonstrando a correlação entre valores observados na redução (%) da DQO (a), cor (b) e turbidez(c) e os valores previstos pelo modelo estatístico proposto para o tratamento do efluente têxtil pela tratamento (EC). Os resultados obtidos no delineamento experimental apresentam um ajuste linear entre os valores previstos e observados para a redução de DQO ($r^2=0,91$), cor ($r^2=0,70$) e turbidez ($r^2=0,86$).

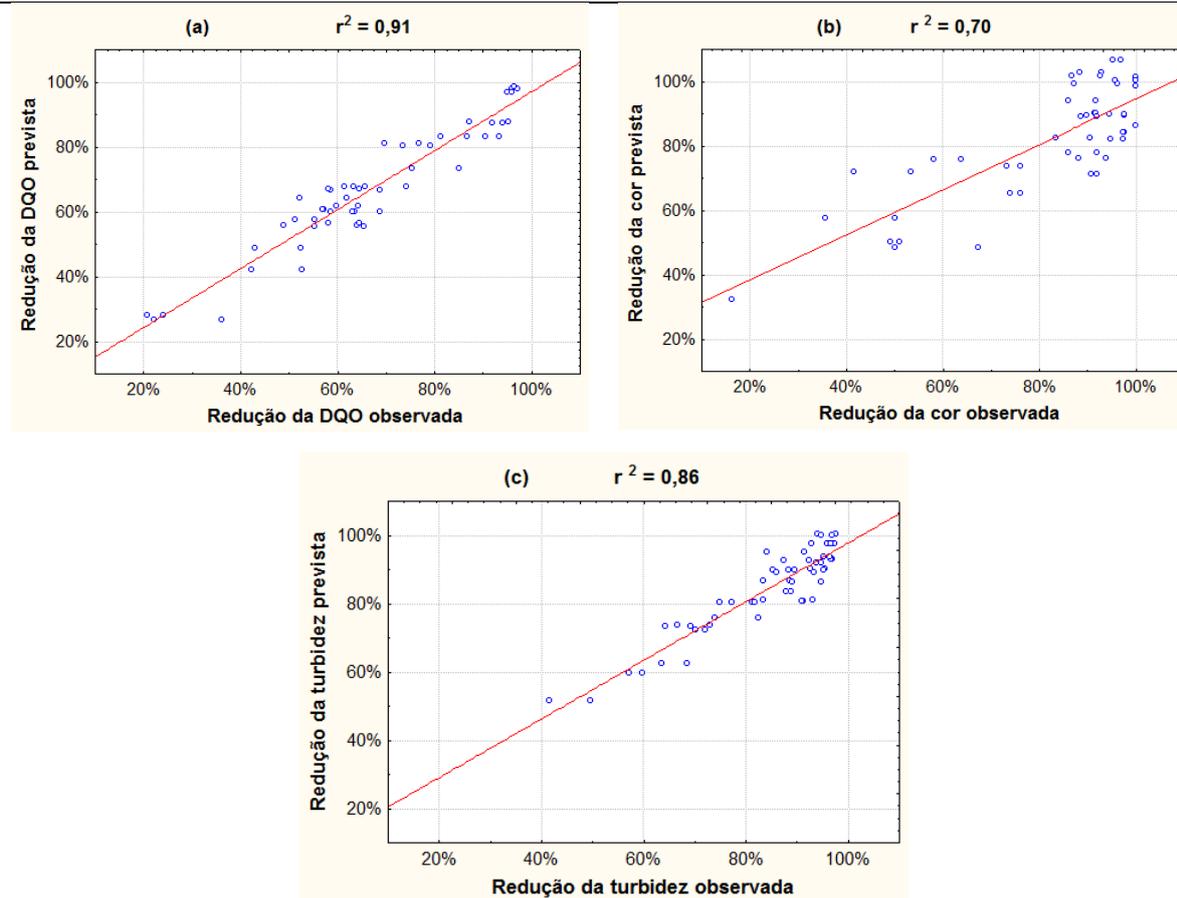


Figura 28: Correlação entre valores observados e os valores previstos pelo modelo estatístico proposto.

Para a melhor visualização das respostas da análise estatística foram construídos gráficos 3-D a partir do modelo proposto em funções das reduções de DQO, cor e turbidez.

Na Figura 29 ilustra a superfícies de respostas dos resultados experimentais obtidos no planejamento experimental para a técnica de EC no tratamento do efluente têxtil, com os dados experimentais, para a redução da DQO em função da intensidade de corrente (q_2) e pH inicial (q_3), fixo no espaçamento.

As maiores remoções de DQO ocorreram em intensidade de corrente mais elevadas, o planejamento demonstra que o melhor pH para o tratamento do efluente é 6,0.

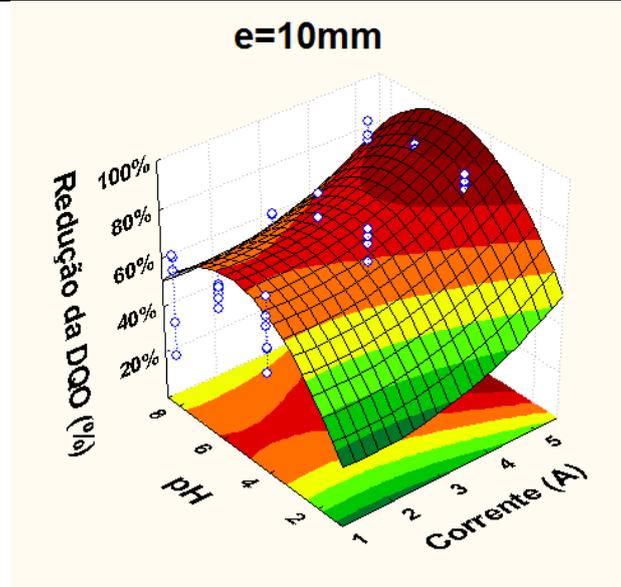


Figura 29: Superfícies de respostas dos resultados experimentais obtidos no planejamento experimental, com os dados da redução da DQO em função da intensidade de corrente e pH inicial.

A Figura 30 representa a superfícies de respostas dos resultados experimentais obtidos no planejamento experimental para a técnica de EC no tratamento do efluente têxtil, com os dados experimentais, para a redução da DQO em função do espaçamento de eletrodos (q_1) e pH inicial (q_3), fixo em intensidade de corrente de 5A.

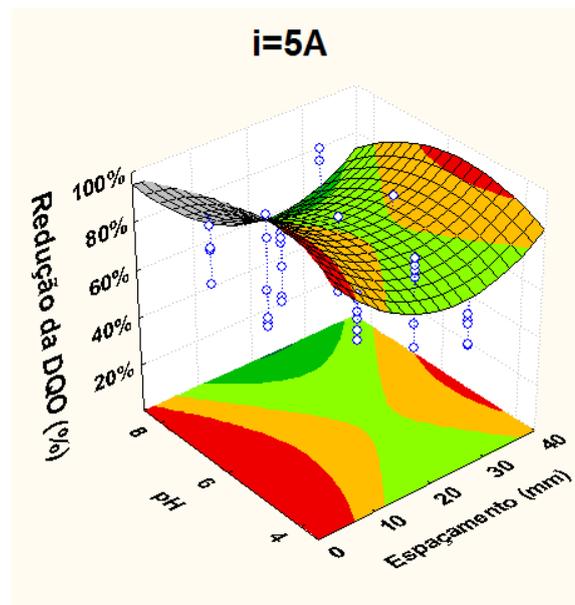


Figura 30: Superfícies de respostas dos resultados experimentais obtidos no planejamento experimental, com os dados da redução da DQO em função do espaçamento de eletrodos e pH inicial.

Com a intensidade de corrente fixada em 5A, a Figura 31 demonstra a superfície de respostas dos resultados obtidos no planejamento experimental para a técnica de EC no tratamento do efluente têxtil, com os dados experimentais, para a redução da DQO em função do espaçamento de eletrodos (q_1) e intensidade de corrente (q_2), fixo em pH 6,00.

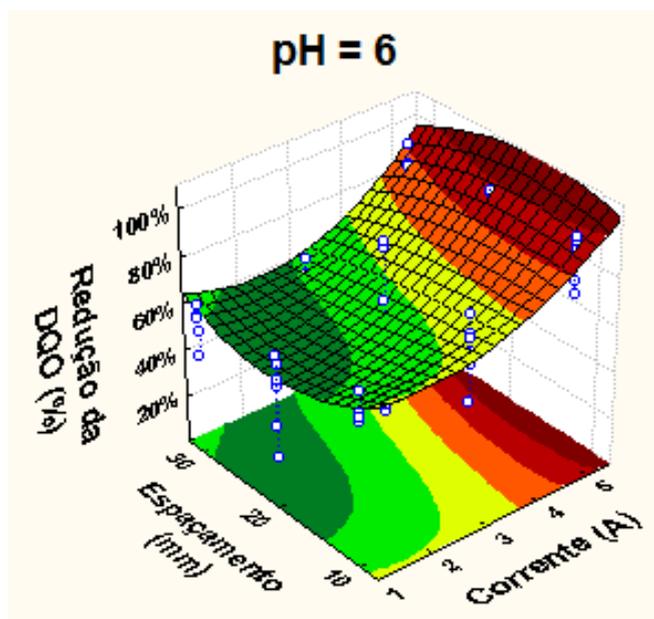


Figura 31: Superfícies de respostas dos resultados experimentais obtidos no planejamento experimental, com os dados da redução da DQO em função do espaçamento de eletrodos e intensidade de corrente, fixo em pH6,0.

Para redução da DQO pela eletrocoagulação, os termos lineares relacionados a intensidade de corrente ($a_2=0,28$) apresentam influência significativa ($p < 0,01\%$) com coeficientes positivos (ver Tabela 27), indicando que melhores respostas de degradação de DQO são alcançados com o reator operando nas condições de maior intensidade de corrente. Os termos lineares e quadráticos referentes ao espaçamento apresentam significância com efeito negativo.

Algumas destas relações podem ser verificadas na Figura 32, que ilustra a superfícies de respostas dos resultados experimentais obtidos no planejamento experimental para a técnica de EC no tratamento do efluente têxtil, com os dados experimentais: (a) redução de cor em função a intensidade de corrente (q_2) e espaçamento de eletrodos (q_1), fixa em pH inicial 6,0; (b) redução da cor em função do pH inicial (q_3) e espaçamento de eletrodos (q_1), fixa na intensidade de corrente de 5A; (c) redução da cor em função do pH inicial (q_3) e intensidade de corrente (q_2), fixa em espaçamento de eletrodos de 10mm.

a.

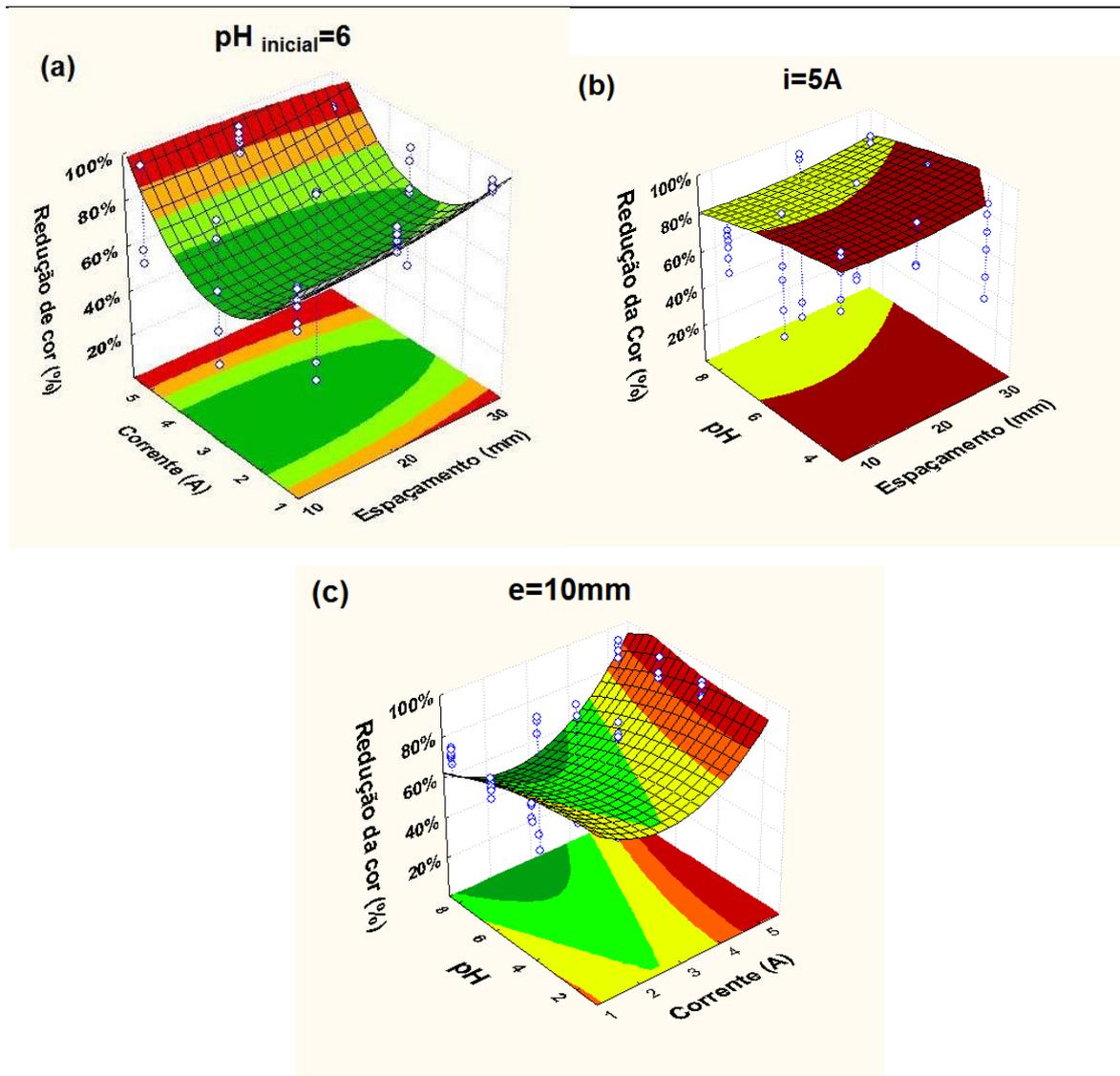


Figura 32: Superfícies de respostas dos resultados obtidos no planejamento experimental para a técnica de EC no tratamento do efluente têxtil, com os dados experimentais

Na Figura 33 observamos as superfícies de respostas dos resultados experimentais obtidos no planejamento experimental para a técnica de EC no tratamento do efluente têxtil, com os dados experimentais: (a) redução de turbidez em função a intensidade de corrente (q_2) e espaçamento de eletrodos (q_1), fixa em pH inicial 6,0; (b) redução da turbidez em função do pH inicial (q_3) e espaçamento de eletrodos (q_1), fixa na intensidade de corrente de 5A; (c) redução da turbidez em função do pH inicial (q_3) e intensidade de corrente (q_2), fixa em espaçamento de eletrodos de 10mm.

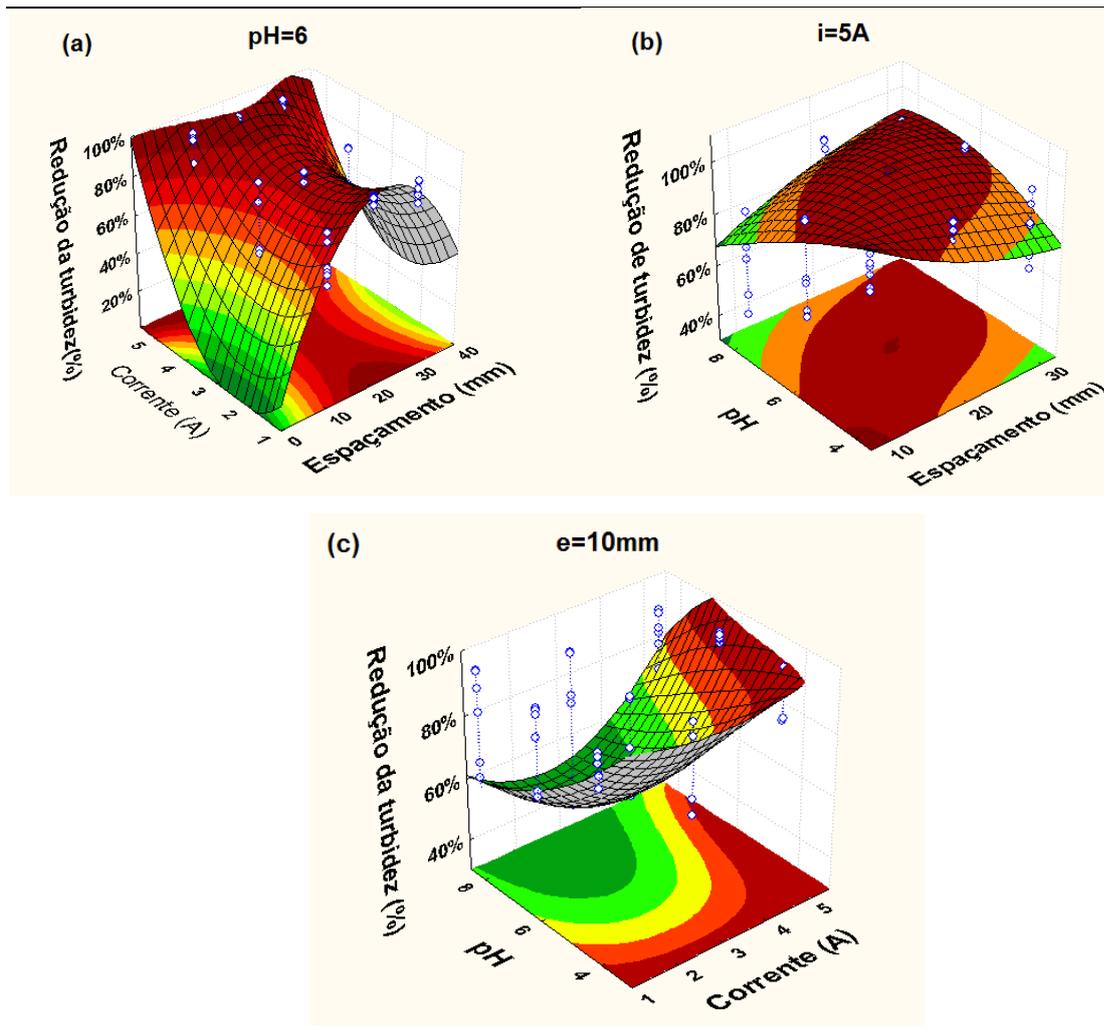


Figura 33: Superfícies de respostas dos resultados obtidos no planejamento experimental para a técnica de EC no tratamento do efluente têxtil, fixando o espaçamento de eletrodos de 10mm.

Para redução da cor pela eletrocoagulação, a intensidade de corrente, os termos lineares não apresentam significância para o primeiro, mas é negativo para o segundo ($b_{22} = -0,12$), em que a Figura 32 (c) representa esta dependência.

Quanto a redução de turbidez pela eletrocoagulação, os termos lineares relacionados ao pH inicial ($a_3 = 0,01$) apresentam influência significativa ($p < 0,05\%$) com coeficientes positivos (ver Tabela 29), indicando que melhores respostas de degradação deste parâmetro são alcançados com o reator operando nas condições de maior intensidade de corrente e espaçamento. Os termos lineares referentes a espaçamento ($a_1 = 0,07$), e intensidade de corrente ($a_2 = -0,01$), não apresenta influência significativa, em que a Figura 35 (a e c) representa esta dependência.

Capítulo IV: Resultados e Discussão

Na Figura 34 observamos os gráficos das funções *desirability* para as equações do modelo. Conforme a análise estatística e a interpretação dos resultados apresentados na figura, a maior eficiência da técnica EC na redução da DQO, cor e turbidez é alcançada nas seguintes condições operacionais do reator: espaçamento de eletrodos de 20mm, intensidade de corrente de 3 A e pH inicial em meio levemente alcalino (6). A Figura mostra os valores dos pontos ótimos das três variáveis de resposta, DQO 79,13%, cor real 91,67% e turbidez 97,48%, as condições operacionais que levaram ao ótimo das respostas foram espaçamento de 2,0mm, intensidade de corrente de 3,0A e pH inicial de 6,00. Os gráficos de *desirability* global foi igual a 0,5987

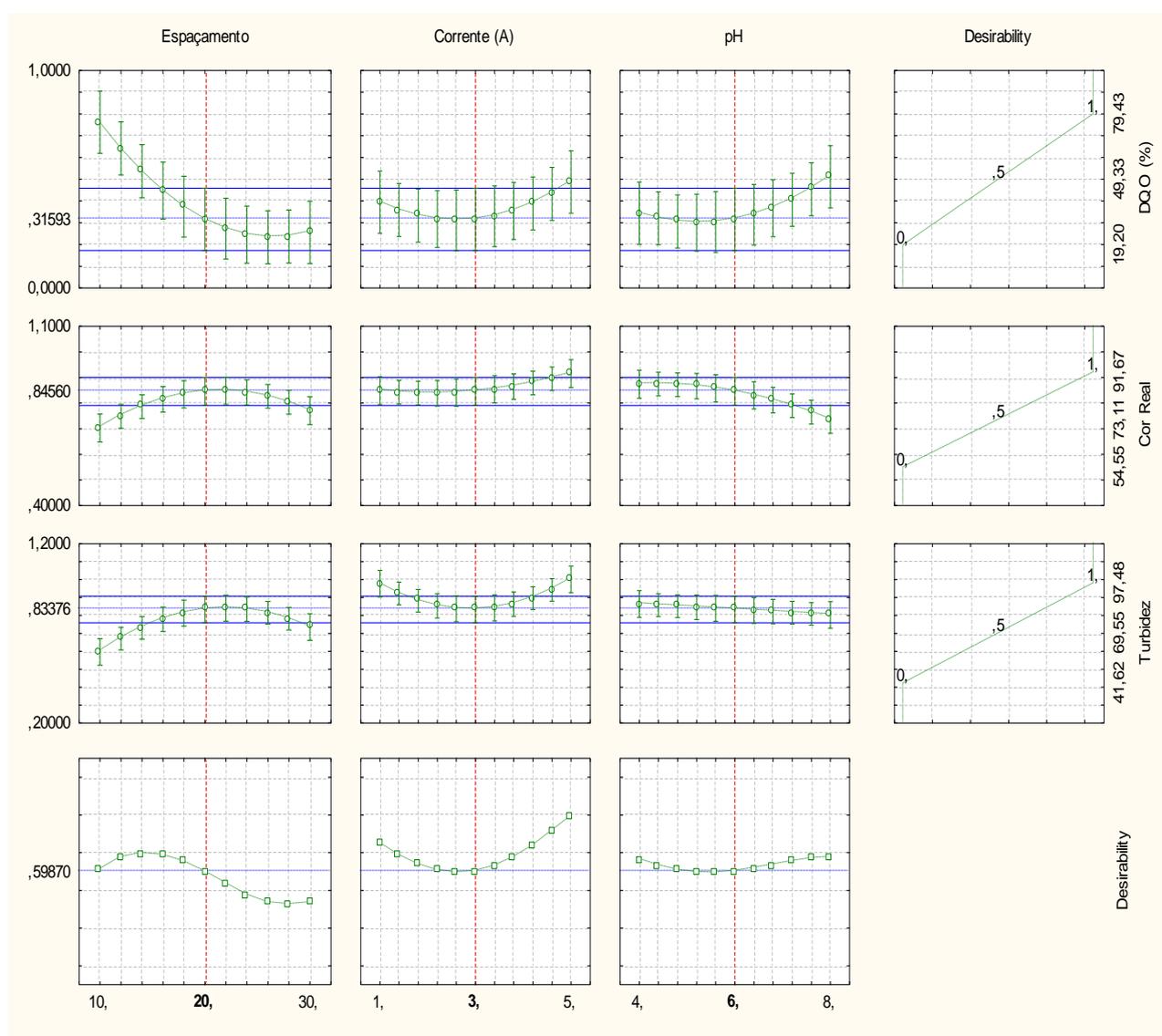


Figura 34: Gráficos da função *desirability* para as equações do modelo

No entanto, verifica-se que para a redução de DQO, os melhores resultados foram obtidos com os menores espaçamento e com as maiores correntes, como esse parâmetro é o principal estudo, optou-se por manter o reator funcionando com espaçamento de 10mm e investigar os demais fatores através de estudos cinéticos.

4.3.2. Degradação dos poluentes do efluente têxtil pelo processo de EC.

Para monitorar a redução dos poluentes do efluente têxtil pela eletrocoagulação foram realizados experimentos com o reator operando com espaçamento de 10mm, pH 6 e corrente 5,0 A, uma vez que nestas condições foram observadas as maiores reduções de DQO.

Os ensaios variando o tempo de 15-120 minutos, e foram analisadas a eficiência das reduções de DQO, COT, cor e turbidez, demonstrando uma eficiência do processo de EC na degradação destes parâmetros. Os valores de degradação de DQO e COT podem ser observados na Figura 35.

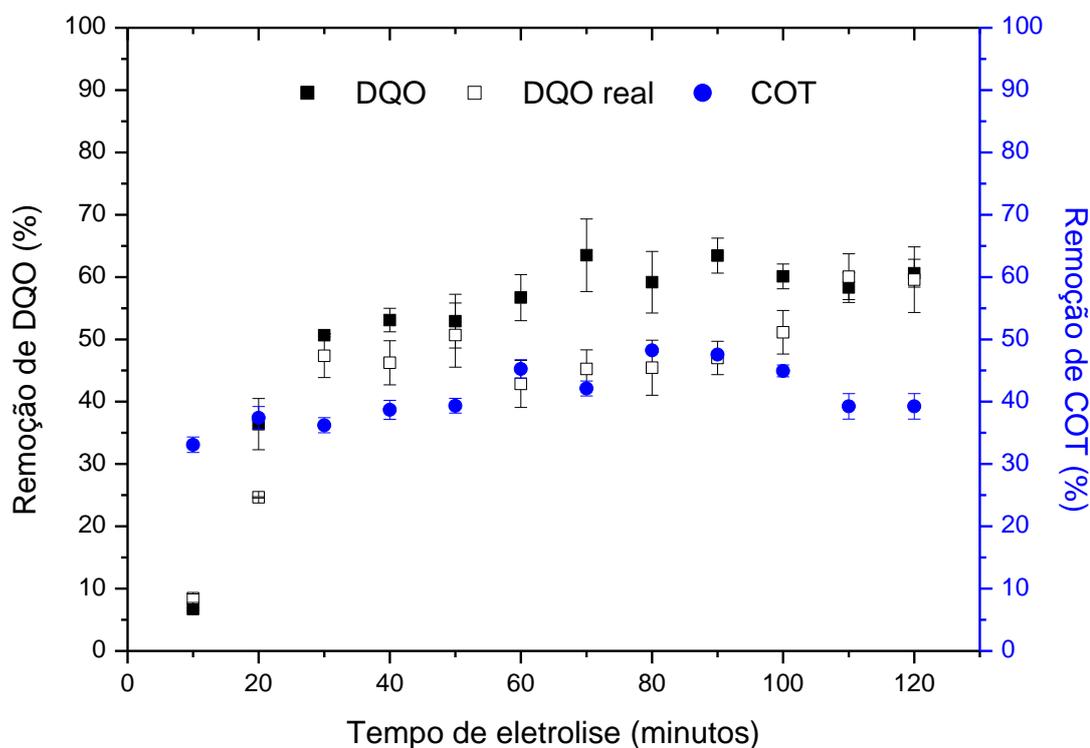


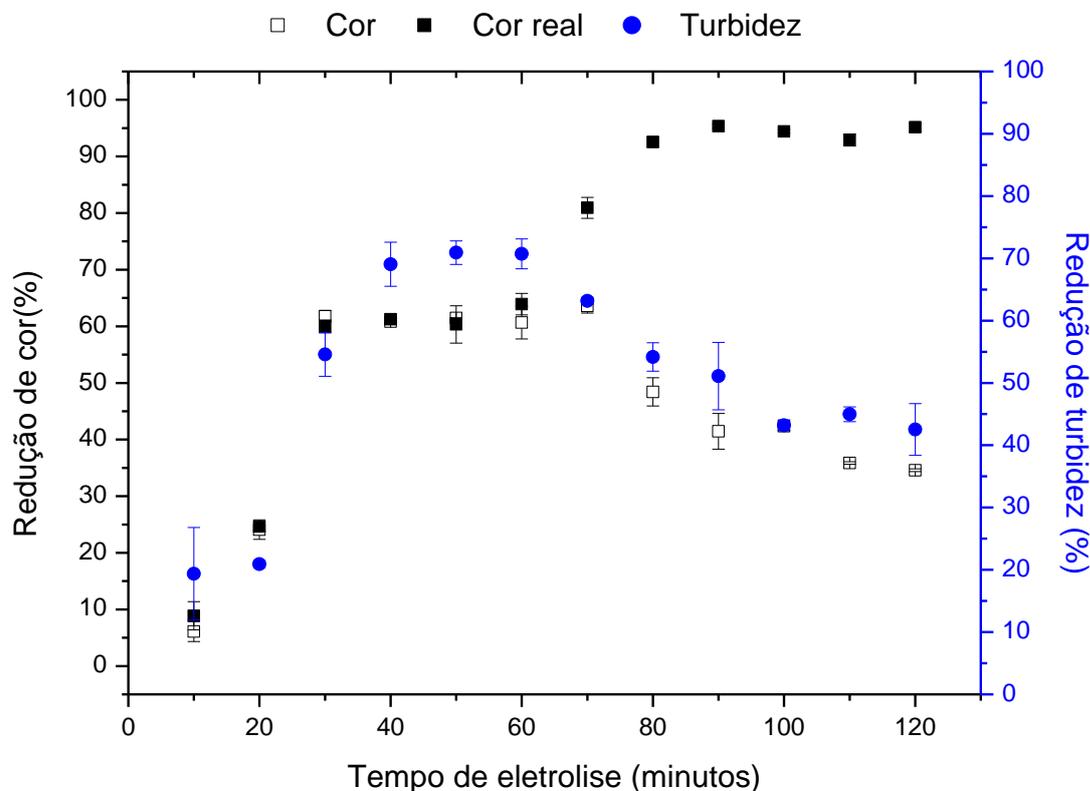
Figura 35: Redução da DQO e COT do efluente têxtil em função do tempo de eletrolise pela técnica EC.

Nesta figura observa-se que aproximadamente de 50% de redução da DQO foi obtida nos primeiros 30 minutos de eletrolise, atingindo um valor máximo de remoção em torno de 60

minutos de eletrolise, permanecendo este valor praticamente constante ao longo do tempo. Quanto a COT, após os 30 minutos os valores se mantem na faixa de 40% a 50% de remoções.

As análises de redução de cor e turbidez do efluente têxtil, pelo processo de EC são demonstradas na Figura 36.

Figura 36: Redução da cor e turbidez do efluente têxtil em função do tempo de eletrólise pela técnica EC.



Verifica-se que para a cor, a redução significativa ocorre com 15 minutos de eletrolise, assim como a turbidez. Os melhor resultados para as reduções de cor foram obtidos no tempo de 30 minutos para a cor aparente, com redução de 53,5%, e, para cor real, a partir de 70 minutos obtiveram resultados constantes para a redução na faixa de 95%. Quanto a turbidez, os resultados para a redução foi de 75,5% da aparente e atingindo 99,2% da real no tempo de 110 minutos, ficando na faixa acima de 90% a partir dos 100 minutos. Observa-se que após 70 minutos de eletrolise, ocorre uma redução nas remoções de cor aparente e turbidez, isso se deve possivelmente ao desgaste ocorrido nos eletrodos.

Segundo Aoudj *et al.*, 2010, a densidade de corrente aplicada ao sistema e o tempo de eletrolise irão determinar a taxa de produção de agente coagulante, influenciando na eficiência do tratamento. A medida que uma maior quantidade de cátions de alumínio (Al^{3+}) são gerados em solução, a taxa de formação do hidróxido de alumínio, $Al(OH)_3$, desde que a coagulação é

alcançada pela neutralização de carga e desestabilização dos colóides carregados negativamente pela hidrólise catiônica dos produtos de AL+3, o excesso de coagulante pode dar uma carga reversa e re-estabilização dos colóides (MOUEDHEN *et al.*, 2008).

Estudos realizados por Gonzales *et al.*, (2010), através de processo eletroquímico, obteve redução da demanda química de oxigênio (DQO) e da turbidez em efluentes oleosos sintéticos, utilizando anodos de alumínio, em torno de 98% para DQO, o qual se torna constante depois de 30 minutos de eletrolise, constatando que após 40 minutos de operação a turbidez aparece inalterável para toda a faixa estudada. Manenti *et al.*, (2015), estudando EC na degradação de efluente têxtil obteve redução de 92% da turbidez e 81% de cor, em apenas 5 minutos de EC, operando com corrente acima de 5A, e mantendo praticamente constante ao longo do tempo.

Na Tabela 32 são apresentados os valores de degradação do efluentes têxtil para os parâmetros DQO, cor e turbidez.

Tabela 31: Valores absolutos do efluente têxtil após aplicação da EC para os parâmetros: DQO, COT, cor e turbidez.

Tempo	DQO (mg O ₂ L ⁻¹)		COT (mg CL ⁻¹)		Cor (mg Pt-Co L ⁻¹)		Turbidez (NTU)		pH Final	
0	478,09±	4,40	170,21±	2,21	468,50±	3,50	320,50±	7,43	6,00±	0,09
10	446,11±	0,17	113,32±	1,23	440,00±	1,78	320,50±	0,57	6,42±	0,03
20	307,74±	4,11	105,70±	1,83	355,50±	1,72	296,50±	3,53	6,76±	0,05
30	236,09±	0,26	108,00±	1,21	179,00±	1,00	163,00±	3,54	7,14±	0,01
40	225,96±	1,89	103,63±	1,52	183,50±	0,20	108,50±	1,89	7,53±	0,05
50	228,92±	4,31	102,68±	1,19	180,50±	0,02	105,20±	2,39	8,21±	0,03
60	210,30±	3,69	92,48±	1,48	184,50±	2,89	104,80±	0,55	8,34±	0,05
70	179,67±	5,83	97,95±	1,20	170,50±	1,26	137,35±	2,29	8,50±	0,04
80	199,58±	4,93	87,98±	0,30	241,50±	2,49	177,75±	5,41	8,66±	0,02
90	177,29±	2,80	89,10±	0,33	274,50±	3,14	171,85±	0,89	8,68±	0,08
100	192,51±	1,99	93,30±	0,95	270,00±	0,75	215,85±	1,19	8,66±	0,06
110	201,42±	2,38	102,44±	2,05	300,50±	0,24	204,50±	4,15	8,62±	0,08
120	190,33±	2,24	102,44±	2,05	306,50±	0,24	207,00±	7,43	8,58±	0,09

A Resolução CONAMA no 430/2011 (Brasil, 2011) estabelece padrões de lançamento de efluentes industriais nos corpos hídricos, fixando valores de até 100 unidades nefelométricas de turbidez, pH entre 6,0 e 9,0 e cor inferior a 75mg Pt-Co L⁻¹, apesar de não especificar os valores para os parâmetro de DQO, sugere que este parâmetro seja inferior a 300 mg O₂ L⁻¹.

Portanto, os valores apresentados na Tabela 19 atende a Resolução citada para pH e DQO, quanto a cor e turbidez, os resultados obtidos estão acima dos recomendados pelo CONAMA.

Para escolha do melhor tempo, aplicou-se o teste de Tukey a um nível de significância de 95% para o parâmetro estudados, os resultados para o teste são apresentados na Tabela 33.

Tabela 32: Resultado do teste de Tukey para valores de (a) DQO e (b) DQO (filtrado), em diferentes tempos.

	DQO	COT	Cor Aparente	Turbidez
Concentração	Médias (%)	Médias (%)	Médias (%)	Médias (%)
0	0,00 ^D	0,00 ^D	0,00 ^D	0,00 ^D
10	36,39 ^D	37,40 ^B	6,11 ^D	19,36 ^C
20	50,66 ^C	36,22 ^B	24,09 ^C	20,91 ^C
30	53,09 ^B	38,70 ^B	61,78 ^A	54,58 ^{AB}
40	52,92 ^B	39,35 ^B	60,83 ^A	69,05 ^A
50	56,70 ^B	45,26 ^B	61,47 ^A	70,92 ^A
60	63,50 ^A	42,13 ^A	60,66 ^A	70,72 ^A
70	59,17 ^A	48,23 ^A	63,59 ^A	63,19 ^A
80	63,44 ^A	47,56 ^A	48,42 ^{AB}	54,17 ^{AB}
90	60,10 ^A	44,93 ^A	41,46 ^{BC}	51,09 ^B
100	58,31 ^A	39,26 ^B	42,36 ^B	43,20 ^B
110	60,61 ^A	39,26 ^B	35,86 ^{BC}	44,97 ^B
120	60,72 ^A	33,09 ^B	34,58 ^{BC}	42,52 ^B

Foi verificado que, a um nível de significância de 5%, não rejeitamos a hipótese de igualdade entre as médias dos tempos, podendo o tempo de eletrolise de 60 minutos ser utilizado sem causar variações significativas nos resultados de DQO, COT, cor aparente e turbidez.

Na Figura 37 pode-se observar a variação da temperatura e diferença de potencial em função do tempo de eletrolise. Percebe-se que quanto maior o tempo de eletrolise maior a temperatura do efluente no reator, demonstrando uma dissipação de energia elétrica em forma de calor, e proporcionalmente ocorre um decréscimo no valor da diferença de potencial. A temperatura sobre acréscimo após os 60 primeiros minutos.

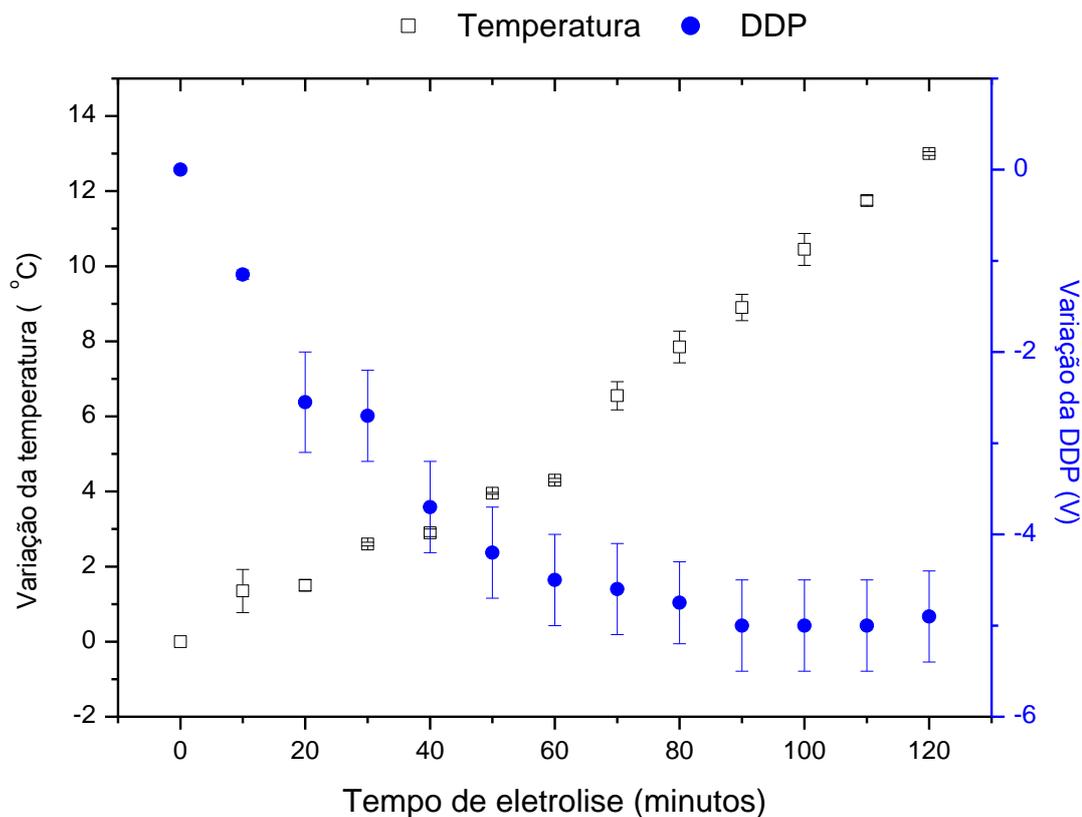


Figura 37:Variação da temperatura e da diferença de potencial no tratamento do efluente têxtil em função do tempo de eletrolise pela técnica EC.

Na Figura 38 são demonstradas as variações da corrente e do pH em função do tempo de eletrolise, verificando a mesma tendência de acréscimo do pH e decréscimo da ddp em função do tempo de eletrolise, após 80 minutos de eletrolise o pH e a ddp se mantêm constantes.

De acordo com Bastos (2011), o aumento da temperatura geralmente aumenta a condutividade da solução e isto ocorre porque nessas soluções, não apenas a energia cinética média dos íons aumenta com o aumento da temperatura, mas também a viscosidade do solvente diminui e, portanto os íons podem mover-se com maior velocidade, o que melhora a condutividade elétrica.

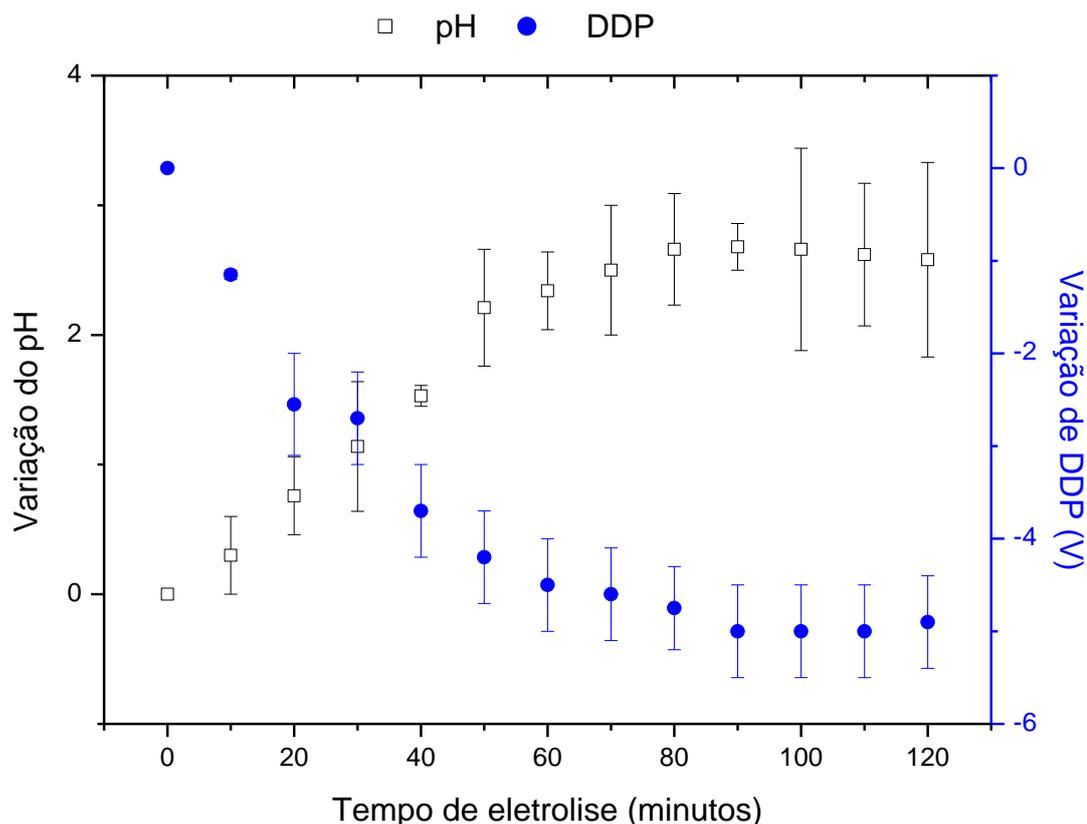


Figura 38: Variação do pH e da diferença de potencial no tratamento do efluente têxtil em função do tempo de eletrolise pela técnica EC.

Karhu *et al.*, (2012), também observaram o aumento do pH durante o processo de EC, afirmaram que o aumento mais significativo ocorre em ensaios com pH inicial ácido e neutro. Segundo Chen (2004); Daneshvar *et al.*, (2007) ocorre um aumento do pH quando o seu valor inicial é inferior a 7, caso o valor do pH seja superior a 9, a tendência é de haver diminuição durante o tratamento. Kobya, *et al.*, (2006) relataram que mudanças no valor de pH dependem do material do eletrodo e do pH inicial. O aumento do pH em um efluente ácido, acredita-se ser devido à liberação de CO_2 , pelo borbulhamento de hidrogênio, e devido à mudança do equilíbrio para a esquerda da reação que produz H^+ . A diminuição do pH em condições alcalinas, pode ser resultado da formação de precipitados de hidróxidos com outros cátions (CHEN, 2004).

Na Figura 39 observa-se aumento de temperatura e de condutividade do efluente ao longo do tempo, se tornando mais acentuado após 70 minutos de eletrolise. O aumento da temperatura durante o processo de EC pode ser explicado através do efeito Joule, segundo AQUINO NETO *et al.*, 2011, a partir da existência de corrente elétrica, os elétrons livres sofrem colisões com as outras partículas do condutor eletrolítico. Estas acabam recebendo parte da energia cinética dos elétrons e assim tendem a vibrar com maior intensidade. E então, a partir

deste aumento do estado de agitação das partículas o aumento da temperatura do condutor eletrolítico é provavelmente proporcionado.

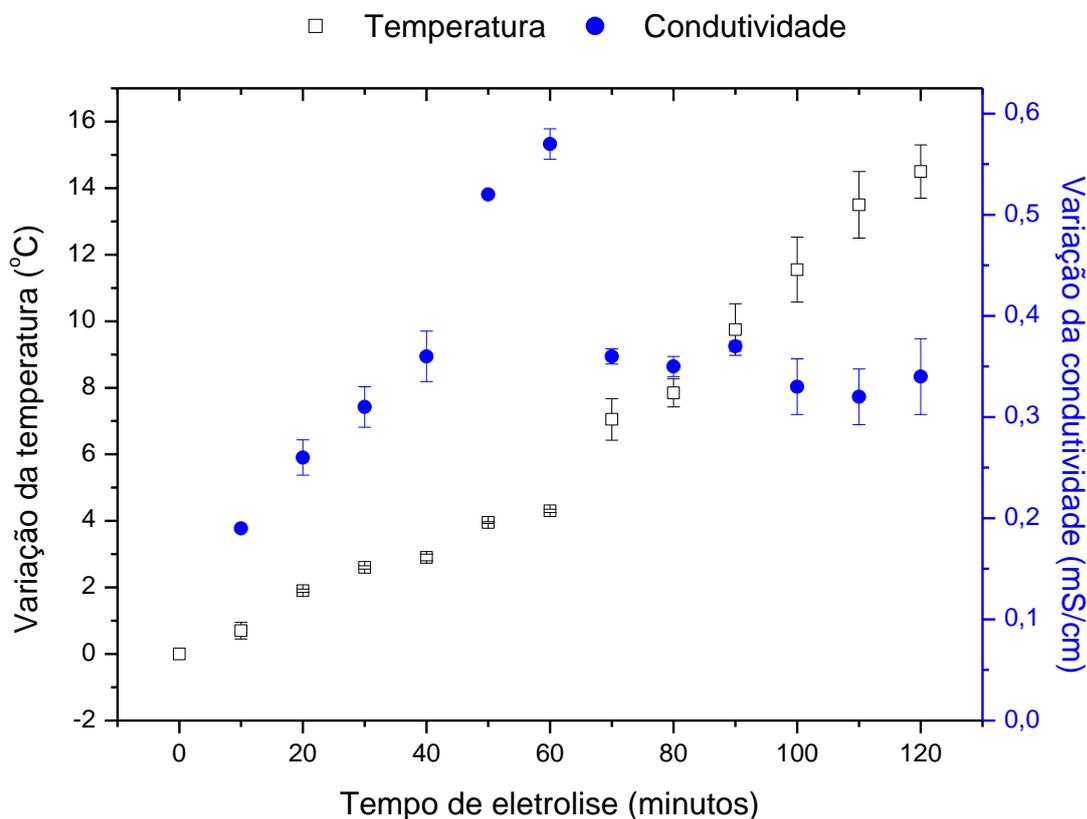


Figura 39: Variação da temperatura e da condutividade no tratamento do efluente têxtil em função do tempo de eletrólise pela técnica EC.

Foram retirada alíquotas do efluente e determinado a quantificação do alumínio determinado por espectrometria de absorção atômica em forno de grafite., seguindo a metodologia de APHA, 2012.

Na Figura 40, são apresentadas a variações da temperatura e da quantidade de alumínio encontrada nas alíquotas em função do tempo, nesta figura observa-se um aumento na quantidade de íons de alumínio em mg/L, proporcional ao aumento de temperatura do efluente, isso e devido a oxidação dos eletrodos de alumínio e a conseqüente formação de maiores quantidades de agentes coagulantes em solução, na forma de hidróxido de alumínio.

Esse fato foi verificado por vários autores, que observaram também que a quantidade de íons de alumínio gerada durante o processo de eletrocoagulação é superior ao valor teórico calculado através de lei de Faraday (DE MENESES *et al.*, 2012; KOBAYA *et al.*, 2006; MOUEDHEN *et al.*, 2008; TCHAMANGO *et al.*, 2010; SMOCZYNSKI, MUNSKA E PIEROZYNSKI, 2013). De acordo com estes autores, o ataque químico do ânodo e cátodo pode

ser causado devido à acidez e a alcalinidade produzida nas vizinhanças dos eletrodos de alumínio durante o processo de eletrocoagulação. O alumínio metálico é passivo no intervalo de pH entre 4 a 8,5, sendo o seu óxido protetor (Al_2O_3), solúvel tanto em meios ácidos quanto em meios alcalinos. Durante o processo de eletrocoagulação, o aumento significativo do pH na vizinhança do cátodo devido a evolução do hidrogênio (H_2), e o aumento da concentração de OH^- , pela reação de hidrólise da água, induzem o ataque químico do alumínio e de seu filme passivo.

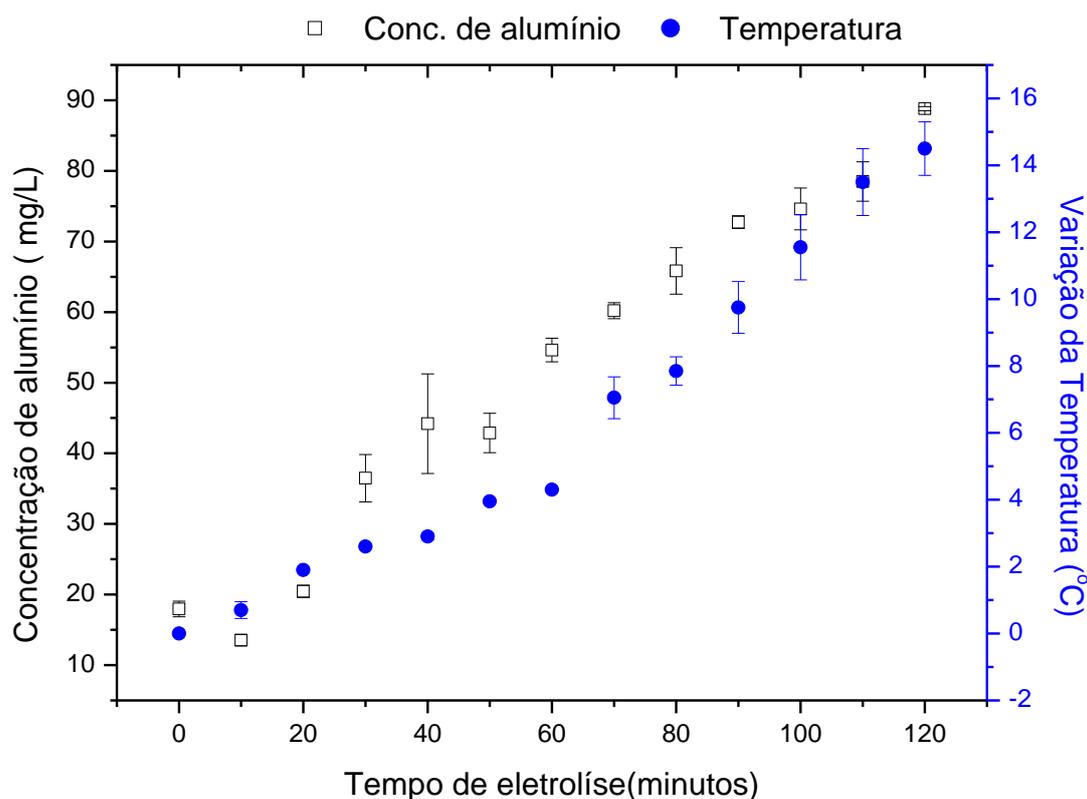


Figura 40: Relação entre a concentração de alumínio e a variação da temperatura do efluente têxtil em função do tempo de eletrolise pela técnica EC.

Conforme elucidado por Bastos (2011), não apenas a energia cinética média dos íons aumenta com o aumento da temperatura, mas também a viscosidade do solvente diminui e, portanto os íons podem mover-se com maior velocidade, temos portanto uma maior oxidação eletroquímica do ânodo na solução e o ataque químico do cátodo devido a basicidade local nas vizinhanças dos eletrodos, o que causa um aumento na quantidade de alumínio proporcional ao aumento de temperatura observado na Figura 40.

4.3.3. Variação da corrente

Alguns autores, estudando a densidade de corrente relatam que a mesma não influencia na eficiência do tratamento da eletrocoagulação, como e o caso de Chen (2004); Kumar *et al.*, (2009) e Mouedhen *et al.*, (2008), que indicam que a variação da densidade de corrente não teve nenhuma influência na remoção de poluentes, embora eles afirmem que ela tenha sido mais rápida para um maior valor de densidade de corrente.

No entanto, os poluentes estudados pelos pesquisadores são diferentes, CHEN (2004), avaliaram a remoção de DQO, óleos e graxas, no caso de Kumar *et al.*, (2009) trabalharam na redução de arsênio e Mouedhen *et al.*, (2008), estudou a remoção de metais. Bensadok *et al.*, (2008), indicam, em seu trabalho, que um aumento na remoção da DQO e da turbidez ocorre com o aumento da densidade de corrente, devido a um aumento na liberação de íons e espécies de AL^{+3} na solução, causado pelo dissolução do anodo, de acordo com a lei de Faraday. Xu e Zhu, 2004, trataram efluentes oleosos, e observou que ocorre uma aumento na eficiência de remoção nas densidades acima de 5A/m².

Conforme o planejamento experimental, a melhor corrente para o tratamento do efluente foi a corrente de 3A e com espaçamento de 20mm. Como no gráfico da função *desirability* apresentou para a DQO um valor de remoção mais eficiente em altas correntes, optou por investigar melhor a variação da intensidade de corrente na remoção dos poluentes, para tanto trabalhou-se com o reator operando com tempo fixo de 60 minutos, pH 6 e espaçamento 10mm, foram analisadas a eficiência das reduções de DQO, cor e turbidez, variando a corrente de 1A a 6A.

Os valores de degradação de cor, absorbância e turbidez, podem ser observados na Figura 41. Nesta figura observa-se a partir de 3A ocorre uma redução na eficiência de remoção dos parâmetros referentes a degradação de cor e turbidez.

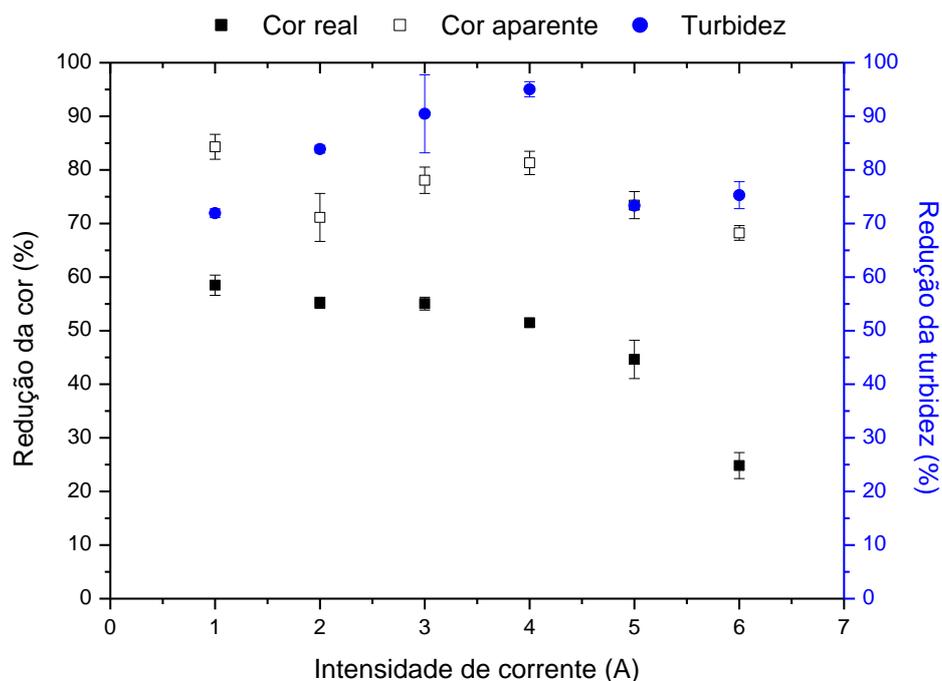


Figura 41: Redução da cor e turbidez do efluente têxtil em função da intensidade de corrente pela técnica EC.

A Figura 42 representa as reduções de DQO para o processo de EC com o reator funcionando nas mesmas condições. Para o parâmetro DQO, observamos que ocorre um aumento na porcentagem de remoção com o aumento da intensidade de corrente, vindo de encontro as observações feitas por Bensadok *et al.*, (2008), em seu trabalho..

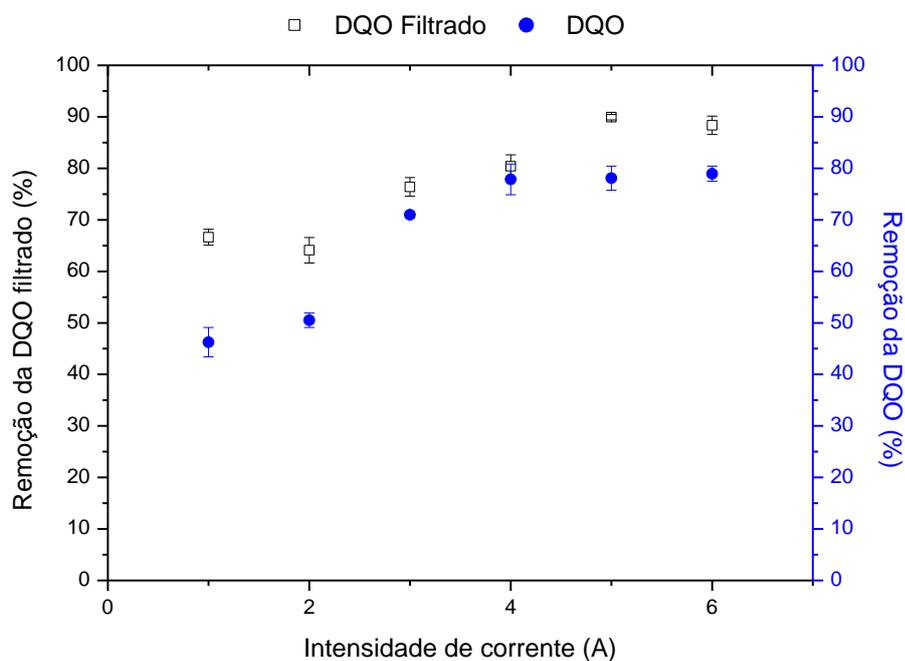


Figura 42: Redução da DQO do efluente têxtil em função da intensidade de corrente pela técnica EC.

O Tabela 34 representa os valores do teste de Tukey a um nível de significância de 5%. Com base nas letras correspondentes ao grupo verificou que, ao considerarmos um nível de significância de 5%, não rejeitamos a hipótese de igualdade entre as médias das correntes: (1 e 2A) ; (3e 4A) e (4, 5 e 6 A). Confirmando os resultados apresentados no gráfico da função *desirability* no planejamento experimental para a DQO, ou seja, para a DQO do efluente, as correntes mais altas apresentam melhor eficiência de remoção. A cor apresenta melhores remoções em corrente mais baixa, confirmando os resultados obtidos no planejamento experimental. A corrente de 4A é a única que apresenta, para todos os parâmetros analisados no estudo, as melhores eficiência de remoção.

Tabela 33: Valores do teste de Tukey para as reduções média dos parâmetros para diferentes corrente.

Concentração	DQO Filtrado Médias (%)	DQO Médias (%)	Cor Aparente Médias (%)	Cor Real Médias (%)	Turbidez Médias (%)
1	66,64 ^{CD}	46,25 ^C	84,30 ^A	58,49 ^A	71,92 ^C
2	64,10 ^D	50,51 ^C	71,13 ^{AB}	55,21 ^{AB}	83,88 ^{BC}
3	76,40 ^{BC}	70,99 ^B	78,05 ^{AB}	55,05 ^{AB}	90,46 ^{AB}
4	80,40 ^{AB}	77,86 ^A	81,30 ^{AB}	51,49 ^{AB}	95,04 ^A
5	89,94 ^A	78,09 ^A	73,42 ^{AB}	44,64 ^B	73,33 ^{BC}
6	88,35 ^A	78,95 ^A	68,23 ^B	24,84 ^C	75,29 ^{BC}

A Figura 43 representa a variação do pH e da temperatura em função da variação da intensidade de corrente.

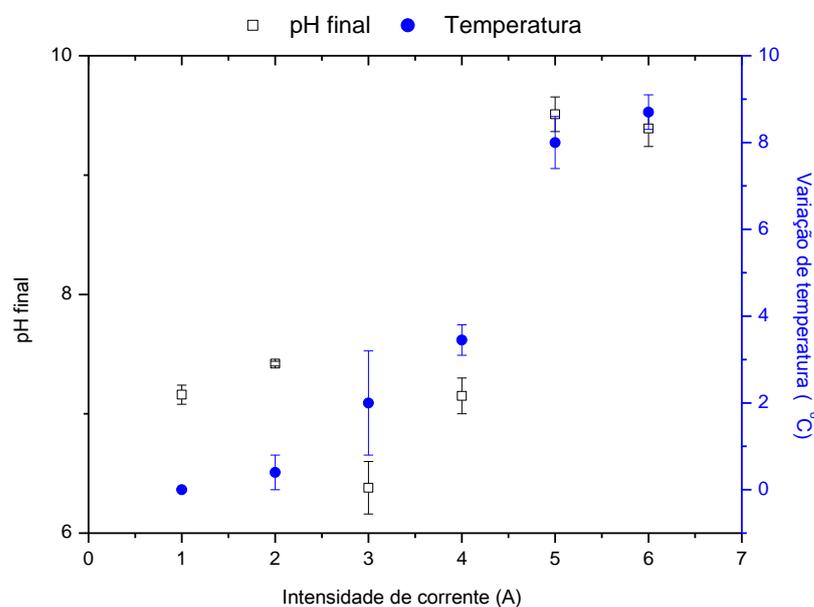


Figura 43: Variação do pH e da temperatura durante o processo de EC em diferentes intensidade de corrente.

Observando a Figura 45, a partir de 3A tem-se um aumento significativo na temperatura e pH final do efluente (pH inicial foi de 6, para todos os ensaios), essa variação de temperatura demonstra que parte da energia elétrica está sendo dissipada em forma de calor.

4.3.4. Variação do pH.

A literatura indica que o pH inicial desempenha um papel chave na eficiência do processo de eletrocoagulação. Ela vai determinar a quantidade de alumínio na solução e, portanto, irá ter uma influência significativa sobre o mecanismo de descoloração (AOUDJ *et al.*, 2010).

No planejamento experimental foi utilizado uma variação do pH em 3,00, 6,00 e 8,00, definindo pelo gráfico da função *desirability*, o melhor valor de trabalho entre os 3, o valor de pH inicial 6,00.

A fim de investigar o efeito do pH inicial em uma faixa mais ampla de trabalho, foi realizado uma série de experiências, com o reator operando com tempo fixo de 60 minutos, espaçamento 10mm e corrente de 3A, e trabalhando com o pH inicial nos intervalos entre em 3,00 a 9,00, e analisadas a eficiência das reduções de DQO, cor e turbidez. Os efeitos do pH inicial na degradação de cor e turbidez são apresentados na Figura 44.

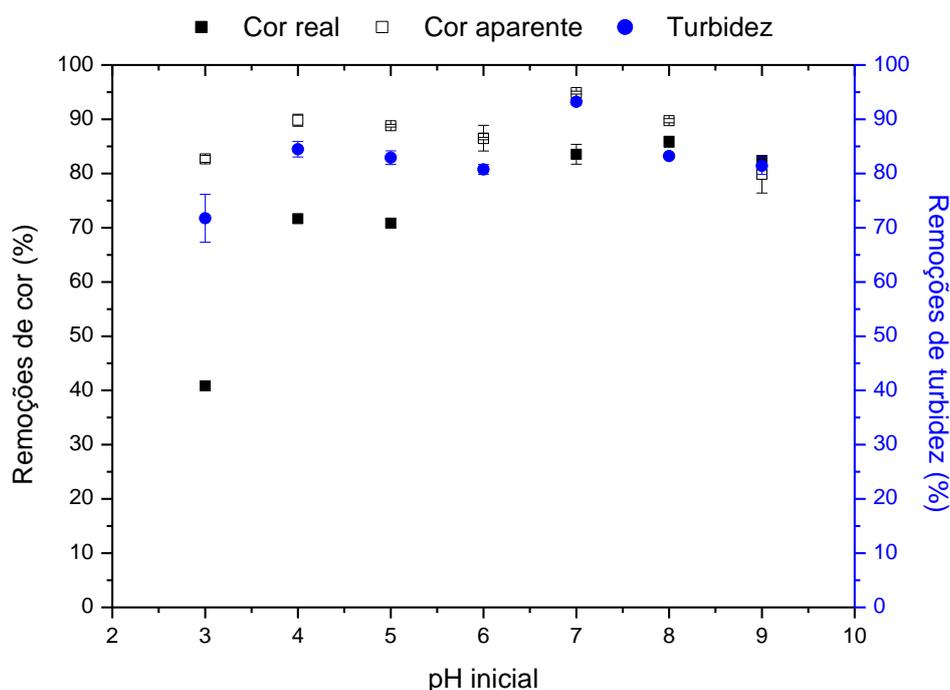


Figura 44: Redução da cor e turbidez do efluente têxtil em função da variação do pH inicial pela técnica EC.

Pode ser notado que a descoloração do efluente foi mais eficaz no intervalo de pH entre 4,0 e 9,0, as remoções de cor real atingiram valores entre 71,7 a 86,5% nesta região de pH, com um máximo no pH 6 para a cor real e 7 para a cor aparente.

Resultados similares forma observados também nos estudos de Aoudj *et al.*, 2010, em que o autor analisou os efeitos da descoloração do efluente da indústria têxtil por eletrocoagulação, investigando a faixa de pH inicial entre 3 a 11, concluindo que a faixa ótima encontrava-se no pH inicial de 5-9, sendo que, para o ácido e as zonas de base, o que corresponde a pH 3 e pH 11, respectivamente, ocorreram queda significativa na eficiência de remoção da cor.

Na Figura 45 é apresentada a influência do pH inicial nas reduções de DQO para o efluente no intervalo de .pH entre 3,0 e 9,0. Os valores de DQO nesta faixa ficaram entre 77% a 89%. Para verificar se ocorre diferenças significativa nas medias dos valores de DQO observado foi aplicado o teste de Tukey.

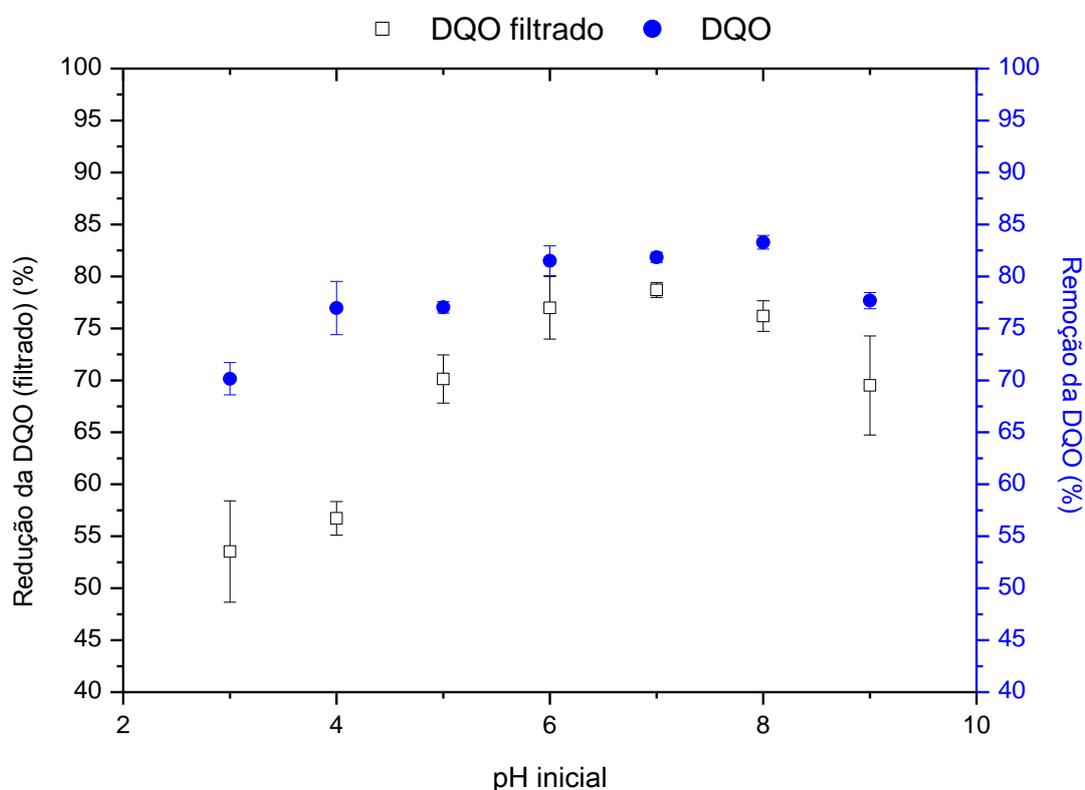


Figura 45: Redução da cor e turbidez do efluente têxtil em função da variação do pH inicial pela técnica EC

Para verificar se ocorre diferenças significativa nas medias dos valores dos parâmetros observados foi aplicado o teste de Tukey, os resultados estão na Tabela 35.

Tabela 34: Valores do teste de Tukey para as media da remoções de poluentes para diferentes pH inicial.

	DQO Filtrado	DQO	Cor Aparente	Cor Real	Turbidez
pH inicial	Médias (%)	Médias (%)	Médias (%)	Médias (%)	Médias (%)
3,00	53,53 ^B	70,15 ^B	82,69 ^{BC}	40,83 ^C	71,75 ^C
4,00	56,72 ^B	76,96 ^{AB}	89,81 ^{AB}	71,67 ^B	84,47 ^{AB}
5,00	70,13 ^{AB}	77,02 ^{AB}	88,81 ^{AB}	70,83 ^B	82,92 ^{AB}
6,00	76,98 ^A	81,51 ^A	86,44 ^{AB}	86,52 ^A	82,75 ^{AB}
7,00	78,70 ^A	81,84 ^A	94,91 ^A	83,54 ^A	93,20 ^A
8,00	76,19 ^A	83,28 ^A	89,73 ^{AB}	85,86 ^A	83,20 ^{AB}
9,00	69,51 ^{AB}	77,67 ^{AB}	79,86 ^C	82,32 ^A	81,41 ^{BC}

Portanto se o pH do efluente bruto se manter na faixa de 6-8, não se faz necessário correção do pH inicial, pois nesta faixa não ocorre diferenças significativas entre as porcentagens de reduções dos parâmetros analisados.

Katal & Pahlavanzadeh (2011), investigando o efeito do pH no processo de EC para o tratamento de água residuais da indústria do papel, afirmou que o pH ideal do processo seria a faixa de 5 a 7, uma gama próxima à encontrada em nossos estudos. Daneshvar *et al.*, (2007), utilizando o processo de EC para remoção de corantes, conclui que as melhores remoções ocorreram no pH inicial 6, sendo este valor atendido pela faixa ótima encontrada em nossos estudos.

4.3.5. Desgaste dos eletrodos

O desgaste anódico do eletrodo foi avaliado pela diferença de pesos dos mesmos antes e depois dos ensaios. Para tanto, após identificar as placas, as mesmas foram mantidas submersas em solução aquosa por um período de 60 minutos, secas em papel toalha e realizada as pesagens. Foram montados os eletrodos no reator e realizado os ensaios, tomando o cuidado de inverter a polaridade a cada 15 minutos para evitar a passivação das placas de acordo com Mollah (2001), a inversão de polaridade aumenta a vida útil do eletrodo em até duas vezes, pois, o eletrodo que é responsável pela oxidação passa a desempenhar a função de redução e vice versa). Após o período de experimento, os eletrodos foram secos novamente em papel toalha e pesados. Os ensaios foram realizados em períodos de 1 hora.

A Figura 46 representa os resultados obtidos para o desgaste dos eletrodos com tempos de funcionamento de 1, 2 e 3 horas, e os valores calculados do desgaste obtido através da lei de Faraday.

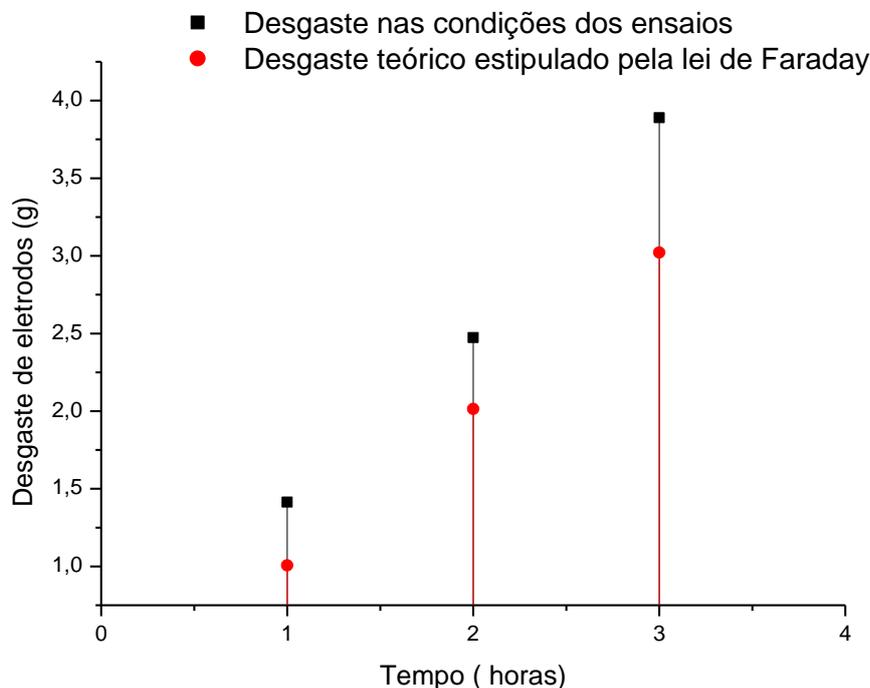


Figura 46: Comparação do desgaste causado nas placas de alumínio durante os ensaios e o desgaste teórico estipulado pela lei de Faraday, nas condições dos ensaios.

Muitos autores também observaram que o desgaste gerada nos eletrodos durante o processo de eletrocoagulação foi superior aos valores teórico calculado através da lei de Faraday (DE MENESES *et al.*, 2012; KOBYA *et al.*, 2006; MOUEDHEN *et al.*, 2008; TCHAMANGO *et al.*, 2010; SMOCZYNSKI, MUNSKA E PIEROZYNSKI, 2013).

Os valores conduzem a uma taxa de perda mássica média de 1,3161 g.h⁻¹ para o tratamento de 4 litros de efluente.

Na Figura 48 são apresentados os resultados do desgaste ocorrido em cada placa, na sequência de montagem do reator. Observa-se que as placas localizadas no centro (placas 3 e 5) foram as que mais sofreram desgastes, e as placas da posição 1 e 6 sofreram menor desgastes comparada as demais, isso se deve ao efeito de parede, em que os movimentos do efluente nas placas das extremidades são restringidos pela parede do reator, além da não existência de corrente elétrica na parede.

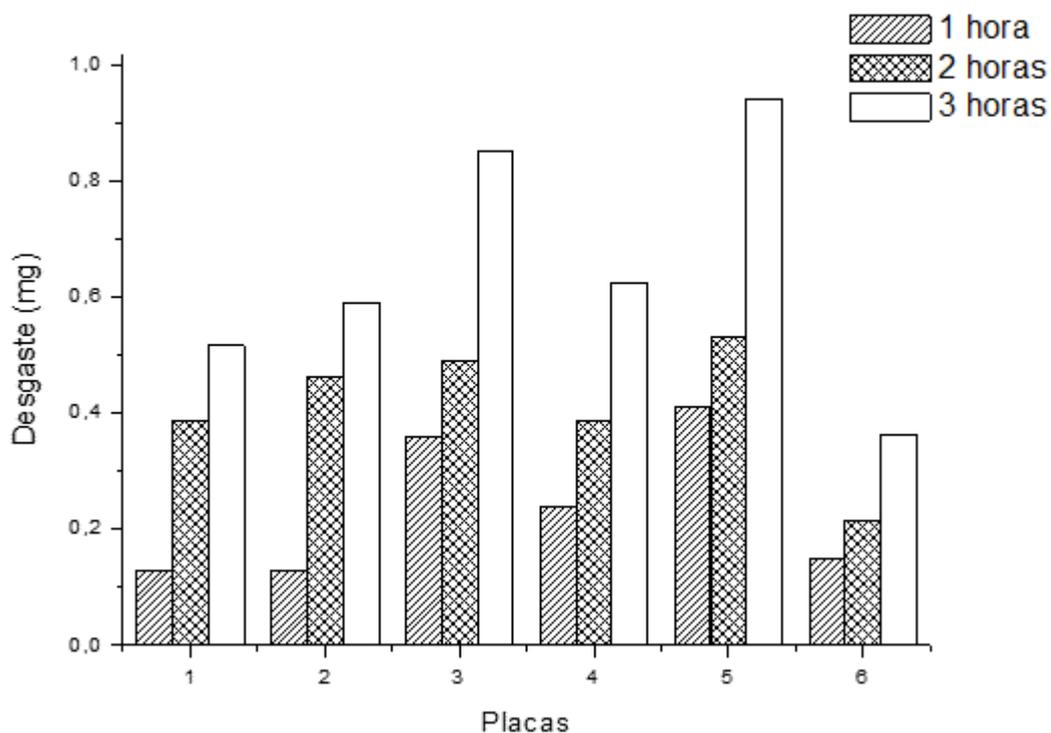


Figura 47: Comparação do desgaste causado individualmente nas placas de alumínio durante os ensaios

4.3.6. Determinação da concentração de alumínio no efluente tratado.

Foi analisado as concentrações de alumínio e sódio nas amostras do efluente têxtil bruto, do tratado, separando o efluente líquido tratado e o lodo residual através do cone de Imhoff, (NBR 10561). Para tanto, repetiu os ensaios de eletrocoagulação nas melhores condições experimentais determinadas (pH inicial 6,0, corrente de 5A, espaçamento dos eletrodos de 10mm e tempo de 60 minutos), e, das alíquotas do efluente bruto, tratado e do lodo forma determinadas as concentrações através da metodologia de APHA (2012). A Figura 49 mostra os resultados obtidos neste ensaio.

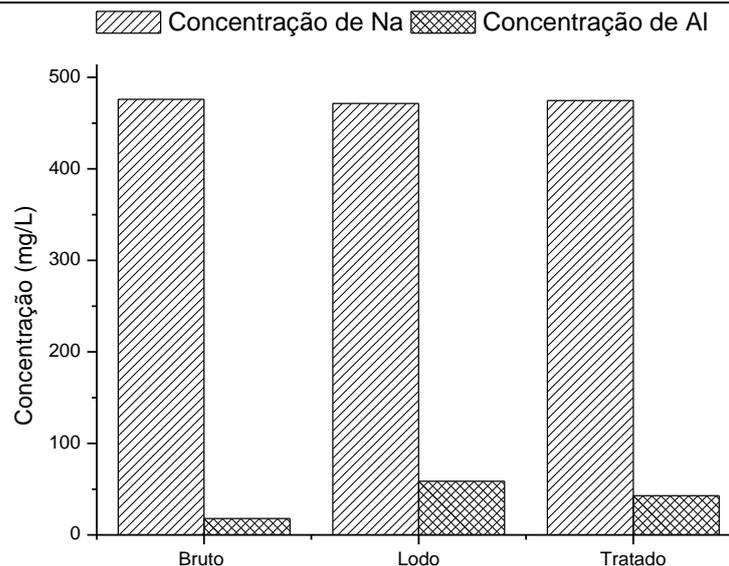


Figura 48: Determinação das quantidades de Na e Al do efluente tratado com eletrocoagulação nas fases: bruto, efluente líquido tratado e lodo.

A quantidade de sódio apresentado no efluente se mantém na faixa de 474mg/L em média, para as três amostras, demonstrando que o processo não reduziu as quantidades de sódio do efluente. Quanto a quantidade de alumínio, no efluente bruto foi determinada uma concentração de 17,95 mg/L (em média), após o tratamento os valores da concentração de alumínio sofreram um aumento, chegando a 58,60 mg/L no lodo e 42,93 mg/L no tratado, evidenciando um aumento na concentração de alumínio durante o processo de eletrocoagulação, devido ao desgaste dos eletrodos.

4.3.7. Determinação da influência da velocidade de rotação da degradação de poluentes e na geração de lodo.

O lodo produzido através do processo de EC é proporcional às características do efluente bruto, sólidos sedimentáveis, matéria desestabilizada por coagulação, é proporcional à densidade de corrente e ao tempo de tratamento (DE MENESES *et al.*, 2012).

A agitação na célula de eletrólise facilita o movimento dos íons gerados, com o aumento da mobilidade dos íons, os flocos são formados de forma mais rápida, o que resulta em um aumento na eficiência de remoção de poluentes em um tempo de eletrólise específico, além de ajuda a manter as condições uniformes e evita a formação de gradiente de concentração na célula de eletrólise (KHANDEGAR & SAROHA, 2013).

Segundo Mollah *et al.*, (2004), no processo de EC, o aumento do nível da turbulência pode proporcionar um o transporte de massa mais eficiente como também ajudar a reduzir a passivação das placas dos eletrodos. Afirma também que, as bolhas de gás oxigênio e hidrogênio produzidas durante a EC, são esferas com propriedade isolantes, e se estas acumularem-se na superfície do eletrodo irá aumentar a resistência elétrica do eletrodo e, como resultado, maior diferença de potencial deverá ser utilizada para alcançar melhor eficiência de remoção. Assim, para minimizar ou eliminar o acúmulo de bolhas em torno dos eletrodos, o nível de velocidade de agitação dentro do reator deverá ser suficiente.

De acordo com Modirshahla *et al.*, (2008), com a elevação na velocidade de agitação até a sua otimização, há um aumento na eficiência de remoção de poluentes. Isto se deve ao fato de que, com a mobilidade dos íons gerados facilitada, os flocos são formados em um menor tempo, no que resulta em um aumento na eficiência de remoção de poluentes durante um tempo de eletrólise em particular. Mas, com uma nova elevação na velocidade de agitação para além do valor ótimo, há a diminuição na eficiência de remoção de poluentes, pois os flocos podem acabar sendo desconstruídos pela colisão de um com o outro, devido à elevada velocidade de agitação.

Para avaliar a velocidade de agitação dentro do reator foram analisadas a degradação dos poluentes em função de diferentes velocidades de agitação, com o reator funcionando nas condições operacionais definidas ($i= 5A$, pH 6, espaçamento 10mm e tempo de eletrolise de 60 minutos). Os resultados são apresentados na Figura 50.

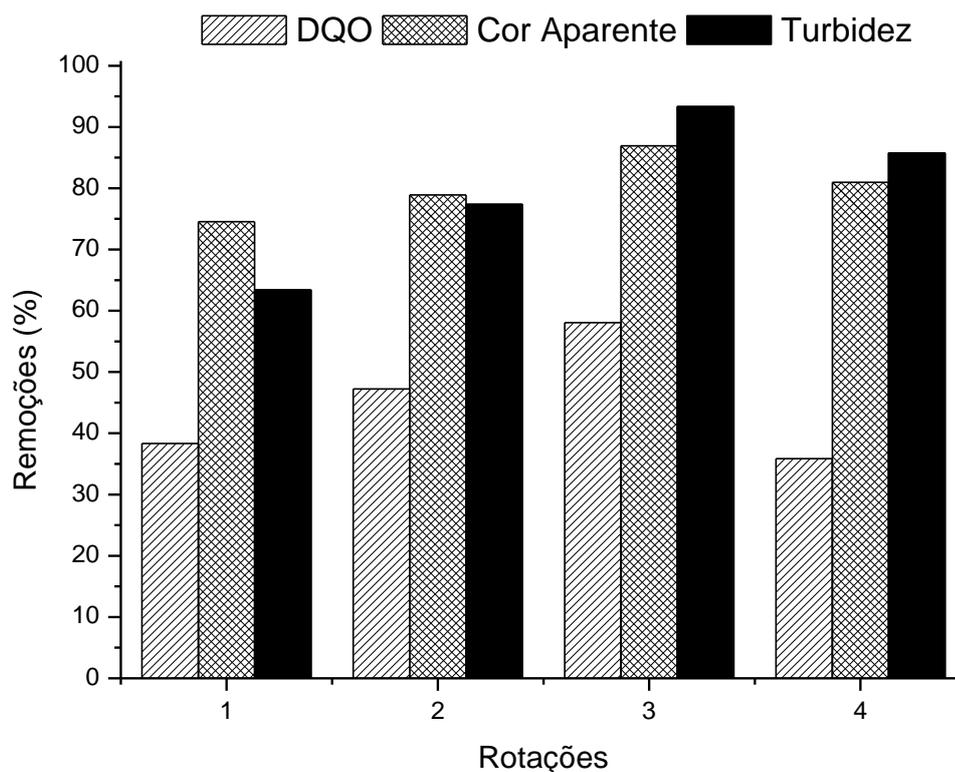


Figura 49: Reduções de cor, turbidez e DQO para diferentes velocidades de rotação.

A rotação 1 equivale a 170rpm, rotação 2 a 430rpm, rotação 3 a 690 rpm e rotação 4 a 950 rpm.

Os valores encontrados para DQO e cor, para as diferentes velocidades de agitação não apresentaram diferença significativa, segundo o teste de Tukey, mas o parâmetro turbidez, tem-se que a rotação 3 e 4, a turbidez atingiu valores respectivamente de 94,32% e 85,75%. Demonstrando que para este parâmetro a velocidade de agitação melhora a eficiência de remoção.

A Figura 51 representa a quantidade de lodo obtida pelo ensaio do cone Imhoff., nela pode-se verificar que a quantidade do lodo gerado sobre um pequeno acréscimo em relação ao aumentos da velocidade de agitação dentro do reator.

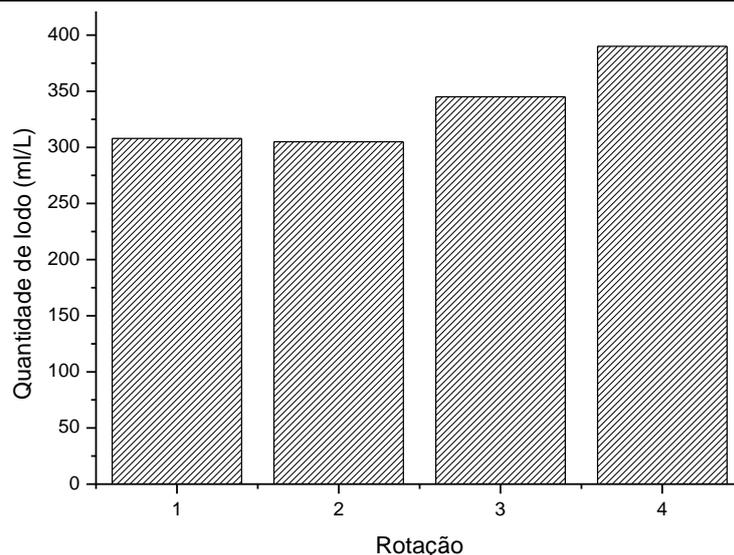


Figura 50: Reduções de cor, turbidez e DQO para diferentes velocidades de rotação.

As rotações 3 e 4 foram as que geraram maior quantidade de lodo, e também as que apresentaram as melhores eficiências de remoção de cor aparente, turbidez e DQO. Verifica-se portanto que a rotação influem tanto na quantidade de lodo gerado quanto na eficiência de remoção de poluentes.

A aplicação de lodos como matéria-prima na indústria é muito importante no plano econômico e ambiental, através da conversão deste resíduos em produtos de valor agregado (SENGIL E OZACAR, 2006). Estudos realizados por Kushwaha et al., (2010) concluíram que o lodo e o material flotado, produzidos durante a eletrocoagulação de efluente artificial de laticínio, podem ser desidratados e usados como combustível para fornalhas de caldeiras. Heikal (2000) sugeriu a aplicação das cinzas geradas na combustão que também podem ser misturadas com o barro para fazer tijolos. Não foram verificados estudos na literatura avaliando os demais parâmetros.

4.3.8. Conclusões parciais do tratamento do efluente têxtil pela técnica de eletrocoagulação.

Através do planejamento experimental verificou-se que as melhores condições de funcionamento do reator são o pH inicial 6,0, corrente de 3A e espaçamento do eletrodos de 10mm. Como a redução da DQO foi elencada como objetivo principal do estudo, optou por uma investigação mais apurada através da ensaios cinéticos investigando além do tempo de operação do reator, outras faixas correntes e pH inicial, além das faixas investigadas no planejamento experimental, a fim de refinar a pesquisa.

Verificou-se que o tempo de eletrolise de 60 minutos é suficiente para atingir as melhores eficiência de remoções do reator. A partir de 60 minutos observa-se um acentuado aumento de temperatura no efluente tratado e um aumento na concentração de alumínio nas alíquotas destes efluentes, neste intervalo de tempo os valores de remoção de DQO atingiram eficiências de remoções na faixa de 60%,.

A corrente de 4A apresentou as melhores remoções para os todos os parâmetros investigados, verificando que correntes acima desse valor obtiveram também um acentuado aumento de temperatura.

O pH inicial do efluente possui um faixa de trabalho de 6-8, apresentando nestas condições as melhores eficiências de remoções para os parâmetros estudados.

4.4. Tratamento do efluente têxtil pelos processos integrado de coagulação/floculação e eletrocoagulação.

Com objetivo de reduzir o tempo de eletrolise, aumentar a eficiência de remoção da DQO e reduzir a concentração de alumínio do efluente tratado, foi feita a integração dos processos.

A integração foi baseada na combinação dos processos de coagulação/floculação e eletrocoagulação com objetivo desenvolver um tratamento mais eficiente na degradação de poluentes, principalmente a DQO, e redução nos efeitos tóxicos. Para tanto, aplicou-se as técnicas de coagulação/floculação, nas melhores condições dos ensaios realizados, como pré-tratamento do efluente, e na sequência, esse efluente pré-tratado foi submetido a eletrocoagulação. Neste processo utilizamos o reator com espaçamento de 10mm, que segundo os gráficos das funções *desirability* foi o mais eficiente na remoção da DQO, pH inicial ajustado para 6,0 e tempo de eletrolise de 30 minutos, e corrente de 5,00 A.

4.4.1. Degradação da cor, turbidez e DQO utilizando processos integrados.

O efluente foi tratado através do processo de coagulação/floculação nas condições operacionais definidas no estudo, com os três coagulantes investigados. O processo integrado foi feito da seguinte maneira, primeiro o efluente foi tratado através do coagulante PAC, na dosagem de 0,2mL/L, com pH inicial 5,0, após o tratamento o efluente teve seu pH corrigido e foi submetido ao tratamento pelo processo de eletrocoagulação.

Foram analisadas as alíquotas dos efluente bruto, pré-tratado com a coagulação/floculação (fase 1) e do tratado com a eletrocoagulação (fase 2). Na sequência realizou-se os ensaios com o pre-tratamento utilizando o coagulante sulfato de alumínio nas melhores condições operacionais (dosagem de 300 mg/L e pH 7) e com o coagulante tanino (dosagem 100 mL/L pH 4).

A Figura 52 representa o ensaio integrado com o coagulante PAC (fase1) e da eletrocoagulação (fase2), os valores de porcentagem de redução da cor e da turbidez foi melhor para o processo integrado, sendo que o parâmetro cor real atingiu 82,62% (35 mg/L PtCo), cor aparente 68,11% (52 mg/L PtCo), turbidez 75,11%, turbidez real 90,15%, DQO 52,73% (118,82 mg.O₂.L⁻¹) e DQO do filtrado 53,29% (70,73 mg.O₂.L⁻¹).

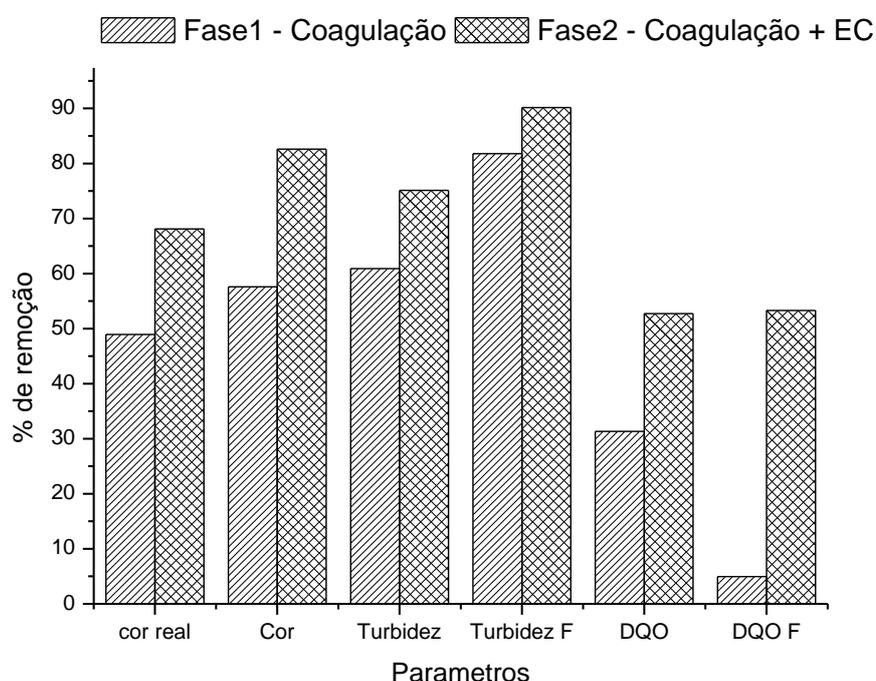


Figura 51: Reduções de cor, turbidez e DQO do efluente tratado com processo combinado de coagulação/floculação utilizando coagulante PAC e eletrocoagulação.

Os resultados do processo de eletrocoagulação sem o pré-tratamento apresenta, para o parâmetro DQO, índices de remoções superiores aos obtidos no processo integrado, mas ocorreu reduções nos parâmetros cor e turbidez para os processos integrados em comparação com o processo de eletrocoagulação sem pré-tratamento. Os valores obtidos demonstram que o efluente tratado pelo processo integrado alcança os limites legais para despejo em corpos receptores.

A Figura 55 representa o ensaio integrado com o coagulante sulfato de alumínio (fase1) e da eletrocoagulação (fase2), os valores de porcentagem de redução da cor e da turbidez

também foi melhor para o processo integrado, sendo que o parâmetro cor real atingiu 75,77% (32,00 mg/L PtCo), cor aparente 77,65% (42,50 mg/L PtCo), turbidez 52,42%, turbidez real 90,16%, DQO 78,89% (64,40 mg.O₂.L⁻¹) e DQO do filtrado 64,09% (54,38 mg.O₂.L⁻¹). Os resultados do processo para os parâmetros de DQO demonstram um aumento na eficiência para o tratamento integrado, lembrando que o processo de eletrocoagulação para o tempo de 30 minutos de eletrolise atingiram valores de redução de DQO de 50,66% (236,09 mg.O₂.L⁻¹) e para a DQO (filtrado) de 47,35% (90,24 mg.O₂.L⁻¹). Os valores obtidos para o efluente tratado pelo processo integrado, com pré-tratamento utilizando o coagulante sulfato de alumínio também atingi os limites legais para despejo em corpos receptores.

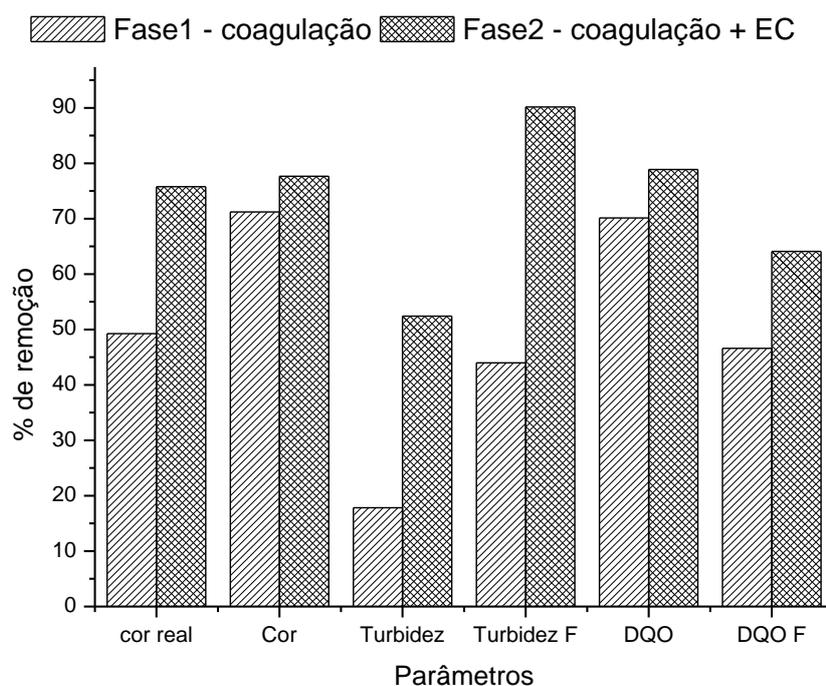


Figura 52: Reduções de cor, turbidez e DQO do efluente tratado com processo combinado de coagulação/floculação utilizando coagulante sulfato de alumínio e eletrocoagulação.

O ensaio integrado com o coagulante tanino (fase1) e da eletrocoagulação (fase2), são apresentados na Figura 56, que demonstra as porcentagens de redução da cor, da turbidez e da DQO.

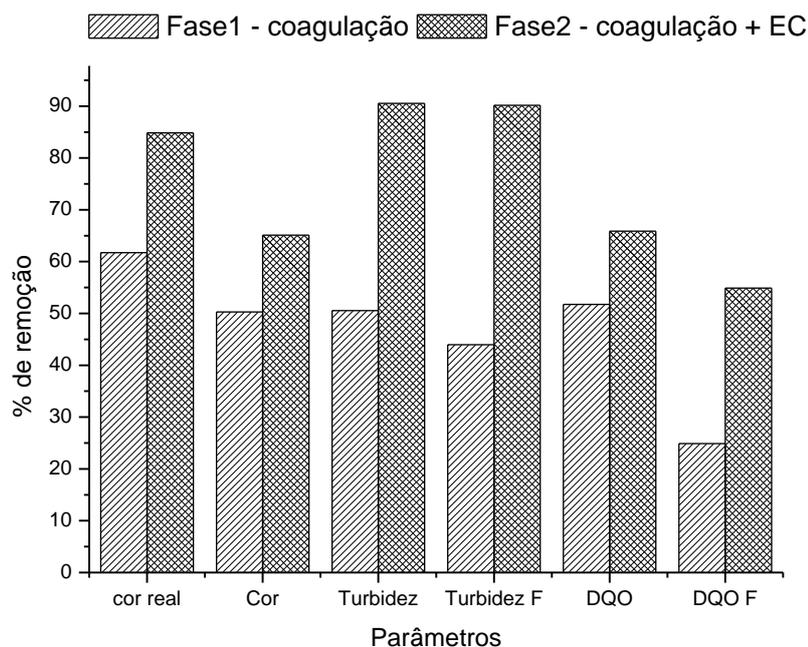


Figura 53: Reduções de cor, turbidez e DQO do efluente tratado com processo combinado de coagulação/floculação utilizando coagulante tanino e eletrocoagulação.

Pode se observar que ocorreu também uma melhor eficiência do processo integrado, comparados à coagulação/floculação, sendo que, o parâmetro cor real atingiu 84,84% (23,19 mg/L PtCo), cor aparente 65,10% (42,28 mg/L PtCo), turbidez 52,42%, turbidez real 90,53%, DQO 65,88% (102,92 mg.O₂.L⁻¹) e DQO do filtrado 54,88% (74,48 mg.O₂.L⁻¹). Para os parâmetros de DQO demonstrou-se também um aumento na eficiência para o tratamento integrado, comparado ao processo de eletrocoagulação para o tempo de 30 minutos de eletrolise. Os valores para os parâmetros analisados atendem a legislação do CONAMA 430/2011.

Para os parâmetros de cor e DQO, os valores obtidos para o efluente tratado pelos processos integrados, utilizando a coagulação/floculação como pré-tratamento da eletrocoagulação apresentam, para os três coagulantes propostos, efluentes tratados dentro dos limites legais para despejo nos corpos receptores.

4.4.2. Quantificação do lodo nos processos de coagulação/eletrocoagulação e eletrocoagulação.

Utilizando a metodologia descrita na NBR10561, determinou a quantidade de resíduo sedimentáveis nas amostras de efluentes têxtil oriundas dos tratamentos empregados através do

uso do cone Imhoff, a fim de determinar quais tratamentos apresentavam maior quantidade de lodo.

Na Figura 57 observa-se as quantidades de lodo obtidas em diferentes processos de tratamentos, sendo: (1) coagulação/floculação utilizando o coagulante tanino; (2) coagulação/floculação utilizando o coagulante PAC; (3) coagulação/floculação utilizando o coagulante sulfato de alumínio; (4) eletrocoagulação (EC); (5) coagulação/floculação utilizando o coagulante PAC seguido de EC; (6) coagulação/floculação utilizando o coagulante sulfato de alumínio seguido de EC e (7) coagulação/floculação utilizando o coagulante tanino seguido de EC. Verifica-se que o processo de eletrocoagulação apresenta uma quantidade de lodo residual do processo de tratamento superior aos tratamentos utilizando apenas a coagulação/floculação.

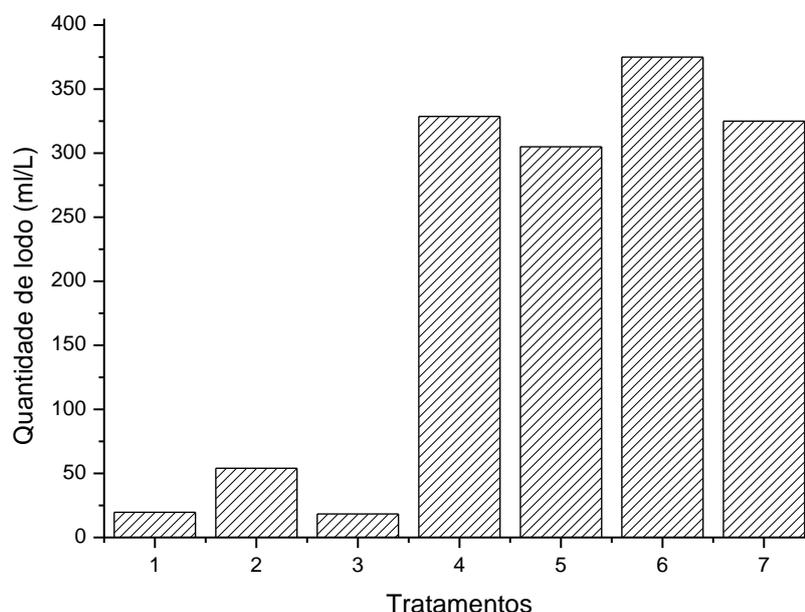


Figura 54: Determinação da quantidade de lodo em amostras de águas de efluente têxtil em função dos diferentes tratamentos submetidos.

Os experimentos 4 de EC, e os experimentos 5, 6 e 7, de coagulação/floculação / EC geraram uma maior quantidade de lodo, uma vez que levam a um desgaste dos eletrodos, produzindo maior quantidade de coagulante. Os processos combinados coagulação/floculação/EC não demonstraram diferença significativa quanto a quantidade de lodo gerada no processo de eletrolise.

Segundo FIGUEIREDO *et al.*, 2005, a técnica de coagulação/floculação foram tradicionalmente usada para remoção de cor, mas os sais inorgânicos usados para coagulação tornaram-se ineficientes para a remoção de corantes reativos e gera grandes quantidades de

lodo. Mas, nos experimentos foram observados baixa quantidade de lodo para os tratamentos de coagulação/floculação comparados com os processos que emprega-se EC.

4.4.3. Avaliação da degradação de metais nos processos de coagulação/floculação e eletrocoagulação.

Segundo Oliveira *et al.*, (2014), os metais devem ser analisados de forma elementar, mas os que apresentam toxicidade são os seguintes: alumínio; cobre; cromo; chumbo; estanho; níquel; mercúrio; vanádio; zinco. A toxicidade dos metais é função também de seus números de oxidação (cromo trivalente e hexavalente, etc). Outros metais tais como o cálcio, magnésio, e potássio são analisados principalmente em casos de reuso de águas ou em casos nos quais a salinidade do efluente influencie significativamente em processos de corrosão, incrustação e osmose.

Para os tratamentos estudados foram analisados os metais, para tanto repetiu o experimento nas melhores condições obtidas no planejamento para os tratamentos de coagulação/floculação com os coagulantes tanino, PAC e sulfato de alumínio, para o tratamento com a eletrocoagulação e para os tratamentos integrados, utilizando a coagulação/floculação como pré tratamentos.

Os metais analisados foram: cálcio (Ca), magnésio (Mg), potássio (K), ferro (Fe), cobre (Cu), zinco (Zn), manganês (Mn), sódio (Na), cromo (Cr), chumbo (Pb), prata (Ag), mercúrio (Hg), níquel (Ni) e alumínio (Al).

Os resultados apresentados na Figura 56, tratam-se dos tratamentos com coagulação/floculação com o coagulante tanino e do processo integrado utilizando a coagulação/floculação com coagulante tanino como pré-tratamento e seguido por eletrocoagulação. As concentrações de metais nas alíquotas correspondem a: (1) efluente bruto; (2) efluente tratado com o coagulante tanino; (3) lodo resultante do tratamento de coagulação/floculação utilizando o coagulante tanino; (4) efluente tratado com o sistema integrado utilizando tanino como pré tratamento e (5) lodo resultante do sistema integrado utilizando o coagulante tanino como pré tratamento.

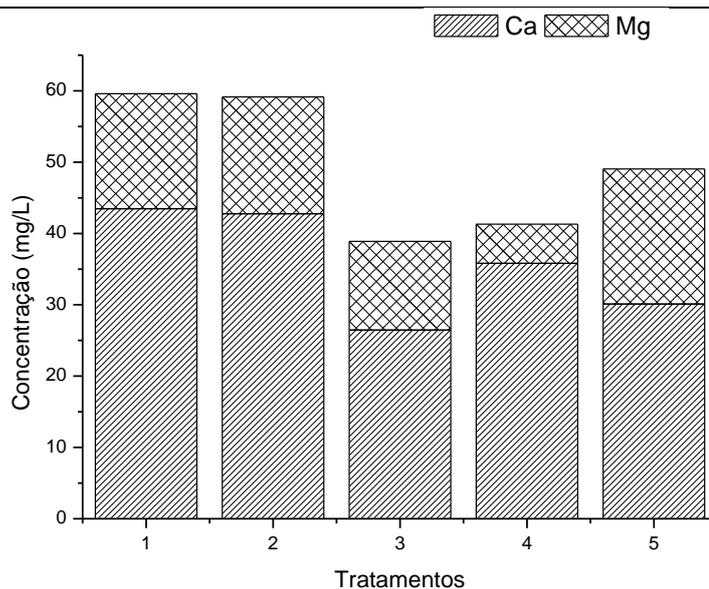


Figura 55: Concentrações de metais resultante do sistema integrado utilizando o coagulante tanino como pré tratamento.

Os resultados apresentam as concentrações de metais analisados nos efluentes líquidos e no lodo, para obtenção das alíquotas do lodo e do tratado foram utilizados a metodologia do cone Imhoff.

O processo de coagulação/floculação não apresenta reduções nas concentrações de metais, para os processos integrados os resultados mostram uma redução nas concentrações de cálcio. Quanto ao magnésio, o mesmo apresenta menores concentrações no efluente líquido em comparação com o lodo obtido do mesmo tratamento.

Quanto as concentrações de alumínio e sódio, observamos na Figura 57 que o efluente bruto apresenta grande quantidade de sódio, o qual se mantém durante os processos de coagulação/floculação, isso tanto para o efluente líquido quanto no lodo resultante deste tratamento.

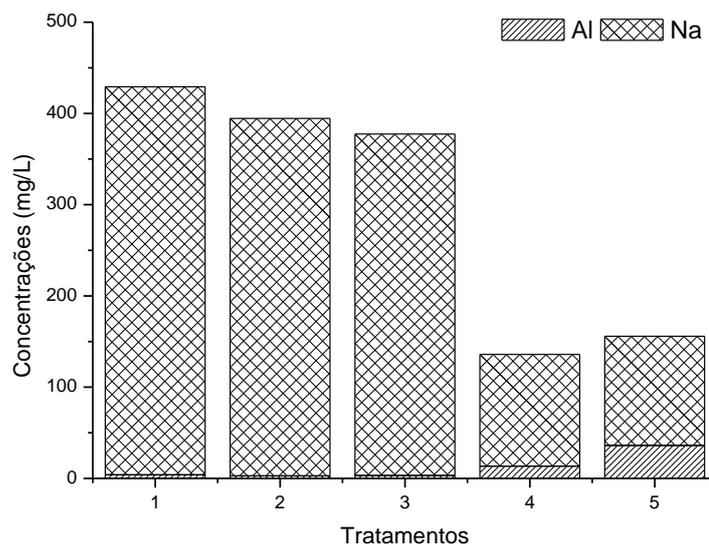


Figura 56: Concentrações de alumínio e sódio resultante do sistema integrado utilizando o coagulante tanino como pré tratamento.

Quanto as concentrações de alumínio e sódio, observamos na Figura 59 que o efluente bruto apresenta grande quantidade de sódio, o qual se mantém durante os processos de coagulação/floculação, isso tanto para o efluente líquido quanto no lodo resultante deste tratamento. No entanto, o processo integrado conseguiu atingir reduções de não apresenta reduções nas concentrações de metais, para os processos integrados os resultados mostram uma redução nas concentrações de cálcio. Quanto ao magnésio, o mesmo apresenta menores concentrações no efluente líquido em comparação com o lodo obtido do mesmo tratamento. Quanto ao ferro, o efluente bruto apresentava quantidades pequenas deste metal (0,19 mg/L), no entanto, o lodo tratado com coagulação/floculação e o lodo tratado com o processo integrado apresentam concentrações maiores deste metal do que observados no bruto, no entanto, não consta Fe nos efluentes líquidos tratados.

Na Tabela 36 são apresentados os valores das concentrações dos metais analisados, observa-se que para os metais cromo, prata, mercúrio e níquel não contam nenhuma concentração nas amostras analisadas. Quanto ao ferro, o efluente bruto apresentava quantidades pequenas deste metal (0,19 mg/L), no entanto, o lodo tratado com coagulação/floculação e o lodo tratado com o processo integrado apresentam concentrações maiores deste metal do que observados no bruto, no entanto, não consta Fe nos efluentes líquidos tratados.

Tabela 35: Valores de concentração de metais para os processos de coagulação/floculação (Fase 1) e o sistema integrado utilizando tanino como pré-tratamento (Fase 2).

		Concentrações (mg/L)						
		Ca	Mg	K	Fe	Cu	Zn	Mn
	Bruto	43,48	16,11	7,55	0,19	0,01	0,14	1,49
TRATADO	Fase 1	42,77	16,38	7,75	ND	ND	0,01	1,57
	LODO Fase1	26,45	12,44	4,83	0,88	0,03	0,06	1,21
TRATADO	Fase 2	35,81	5,50	10,66	ND	ND	0,06	0,06
	LODO Fase2	30,11	18,94	9,53	1,86	0,55	0,17	0,89

		Concentrações (mg/L)						
		Na	Cr	Pb	Ag	Hg	Ni	Al
	Bruto	425,32	ND	0,08	ND	ND	ND	18,75
TRATADO	Fase 1	391,71	ND	0,02	ND	ND	ND	7,30
	LODO Fase1	374,18	ND	0,03	ND	ND	ND	8,25
TRATADO	Fase 2	122,40	ND	0,26	ND	ND	ND	15,95
	LODO Fase2	119,54	ND	0,28	ND	ND	ND	35,00

Nd nada consta

Os resultados apresentados na Figura 58, tratam-se dos tratamentos com coagulação/floculação com o coagulante sulfato de alumínio e do processo integrado utilizando a coagulação/floculação com coagulante sulfato de alumínio como pré tratamento e seguido por eletrocoagulação.

As concentrações de metais nas alíquotas correspondem a: (1) efluente bruto; (2) efluente tratado com o coagulante sulfato de alumínio; (3) lodo resultante do tratamento de coagulação/floculação utilizando o coagulante sulfato de alumínio; (4) efluente tratado com o sistema integrado utilizando tanino como pre tratamento e (5) lodo resultante do sistema integrado utilizando o coagulante sulfato de alumínio como pré tratamento.

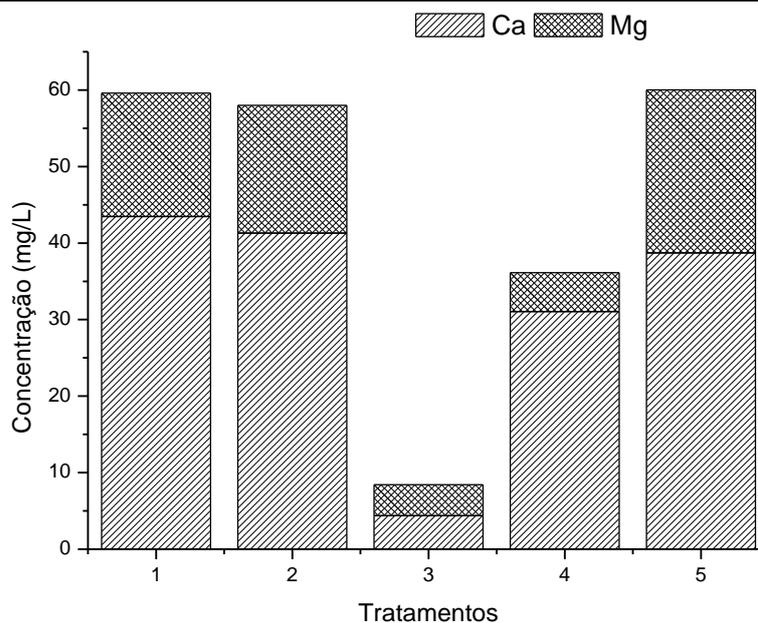


Figura 57: Concentrações de metais resultante do sistema integrado utilizando o coagulante sulfato de alumínio como pré tratamento.

Observa-se que a quantidade de cálcio e magnésio ficou mantida no efluente tratado, com pequenas concentrações observadas no lodo do processo de tratamento por coagulação/floculação. Quanto ao cálcio, o processo integrado de tratamento com a utilização do sulfato de alumínio apresenta pequenas variações nas alíquotas dos diferentes tratamentos, demonstrando que este processos de tratamentos não influenciam nas remoções destes metal.

Para as concentrações de alumínio e sódio, apresentadas na Figura 59, a quantidade de sódio observa-se que o sódio apresentou reduções no efluente tratado com coagulação/floculação, mas se mantém constante no lodo deste processo. O processo integrado apresentou menores concentrações de sódio do que o efluente bruto. Quanto ao alumínio, o lodo do processo integrado apresenta um aumento na concentração deste metal, atingindo valores de 32,45 mg/L.

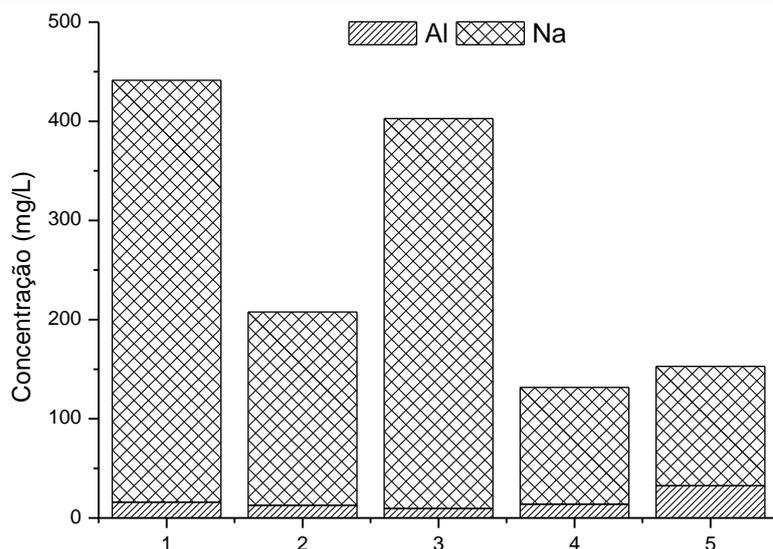


Figura 58: Concentrações de alumínio e sódio nas alíquotas resultante do sistema integrado utilizando o coagulante sulfato de alumínio como pré tratamento.

Na Tabela 37 são apresentados os valores das concentrações dos metais analisados, para os metais cromo, prata, mercúrio e níquel não contam nenhuma concentração nas amostras analisadas. Para o ferro, o efluente bruto apresentava quantidades pequenas deste metal (0,19 mg/L), no entanto, o lodo tratado com o processo integrado apresentam concentrações maiores deste metal do que observados no bruto, no entanto, não consta Fe nos efluentes líquidos tratados.

Tabela 36: Valores de concentração de metais para os processos de coagulação/floculação (Fase 1) e o sistema integrado utilizando sulfato de alumínio como pre tratamento (Fase 2).

		Concentrações (mg/L)						
		Ca	Mg	K	Fe	Cu	Zn	Mn
	Bruto	43,48	16,11	7,55	0,19	0,01	0,14	1,49
TRATADO	Fase 1	41,30	16,71	7,78	1,02	ND	0,04	0,23
	LODO Fase1	4,37	4,05	0,97	0,48	0,05	0,01	1,64
TRATADO	Fase 2	31,06	5,08	7,73	ND	ND	ND	0,02
	LODO Fase2	38,71	21,31	13,15	2,43	0,29	0,11	1,28

		Concentrações (mg/L)						
		Na	Cr	Pb	Ag	Hg	Ni	Al
	Bruto	425,32	ND	0,08	ND	ND	ND	16,00
TRATADO	Fase 1	195,01	ND	0,02	ND	ND	ND	12,78
	LODO Fase1	393,16	ND	0,02	ND	ND	ND	9,50
TRATADO	Fase 2	117,81	ND	0,11	ND	ND	ND	13,90
	LODO Fase2	120,36	ND	0,34	ND	ND	ND	32,45

Nd nada consta

Na Figura 60, observa-se os resultados para os tratamentos com coagulação/floculação com o coagulante PAC e do processo integrado utilizando a coagulação/floculação com coagulante PAC como pré tratamento e seguido por eletrocoagulação. As concentrações de metais nas alíquotas correspondem a: (1) efluente bruto; (2) efluente tratado com o coagulante PAC; (3) lodo resultante do tratamento de coagulação/floculação utilizando o coagulante PAC; (4) efluente tratado com o sistema integrado utilizando tanino como pré tratamento e (5) lodo resultante do sistema integrado utilizando o coagulante PAC como pré tratamento.

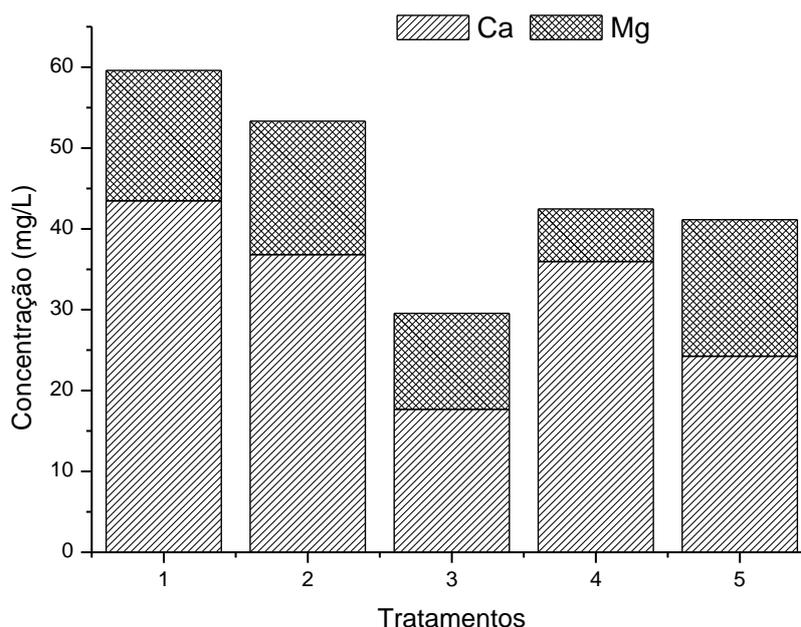


Figura 59: Concentrações de metais resultante do sistema integrado utilizando o coagulante PAC como pré tratamento.

Para o PAC, observou se uma redução no cálcio para o tratamento com coagulação/floculação, mas se mantém constante no lodo desta fase, e se mantém constante nos processos de tratamento integrados. Quanto ao magnésio, o processo integrado de tratamento com a utilização PAC apresenta pequenas variações nas alíquotas dos diferentes tratamentos, demonstrando que este processos de tratamentos não influenciam nas remoções destes metal.

Na Figura 61, são apresentados os valores para as concentrações de alumínio e sódio, verificando que a quantidade de sódio se manteve constante para todos os processos, quanto ao alumínio, o lodo do processo integrado apresenta um aumento na concentração deste metal, atingindo valores de 46,60 mg/L.

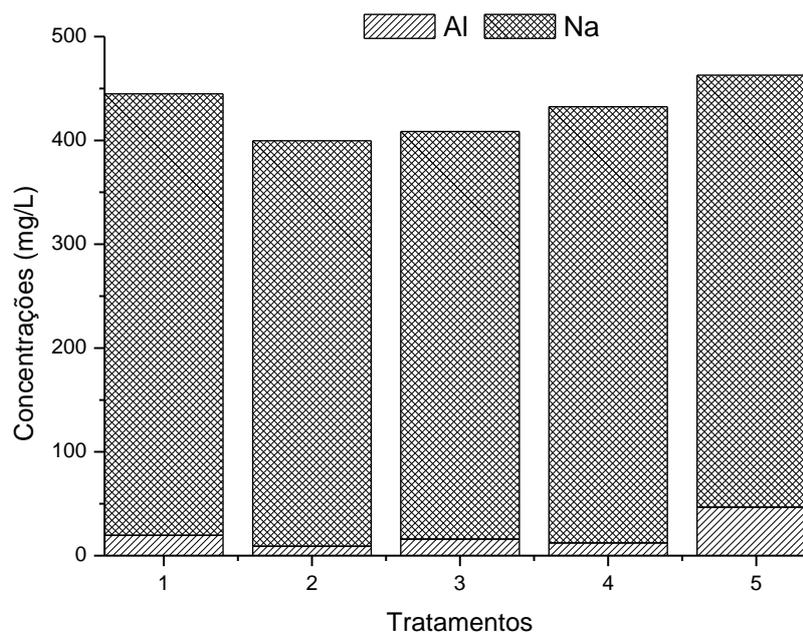


Figura 60: Concentrações de alumínio e sódio nas alíquotas resultante do sistema integrado utilizando o coagulante PAC como pré tratamento.

Na Tabela 38 são apresentados os valores das concentrações dos metais analisados. Mais uma vez não contou concentrações dos metais cromo, prata, mercúrio e níquel nas amostras analisadas. Para o ferro, o efluente bruto apresentava quantidades pequenas deste metal (0,19 mg/L), o lodo tratado com o processo integrado apresentam concentrações maiores deste metal do que observados no bruto, mas em concentrações menores que nos demais tratamentos.

Tabela 37: Valores de concentração de metais para os processos de coagulação/floculação (Fase 1) e o sistema integrado utilizando PAC como pre tratamento (Fase 2).

		Concentrações (mg/L)						
		Ca	Mg	K	Fe	Cu	Zn	Mn
	Bruto	43,48	16,11	7,55	0,19	0,01	0,14	1,49
TRATADO	Fase 1	36,81	16,51	7,78	0,05	0,00	0,03	1,45
	LODO Fase1	17,68	11,87	4,48	0,28	0,04	0,06	0,85
TRATADO	Fase 2	35,96	6,51	10,06	0,03	0,02	ND	0,06
	LODO Fase2	24,25	16,88	7,14	1,10	0,20	0,09	0,90

		Concentrações (mg/L)						
		Na	Cr	Pb	Ag	Hg	Ni	Al
	Bruto	425,32	ND	0,08	ND	ND	ND	19,55
TRATADO	Fase 1	390,58	ND	0,02	ND	ND	ND	8,35
	LODO Fase1	392,55	ND	0,02	ND	ND	ND	15,95
TRATADO	Fase 2	420,16	ND	0,20	ND	ND	ND	12,25
	LODO Fase2	416,28	ND	0,18	ND	ND	ND	46,60

Verifica-se que, a quantidade de metais existente no lodo, apresentadas nas Tabelas 36, 37 e 38, demonstra que o mesmo apresenta concentrações maiores de Mg, K, Cu, Pb e Al, comparados ao efluente bruto.

Na Figura 62 são representadas as concentrações de alumínio obtido nos ensaios após os tratamentos (1) efluente bruto; (2) efluente tratamento com eletrocoagulação; (3) efluente tratamento com sistema integrado utilizando o coagulante PAC; (4) efluente tratado com o sistema integrado utilizando coagulante sulfato de alumínio e (5) efluente tratado com o sistema integrado utilizando o coagulante tanino. Para o efluente bruto (1), o mesmo apresentava uma concentração de alumínio de 18,95mg/L. Para o tratamento da eletrocoagulação (2), sem nenhum pré tratamento, estes valores atingiram 39,57 mg/L, isso possivelmente devido ao desgaste dos eletrodos de alumínio. Para os tratamentos integrados as concentrações de alumínio sofreram reduções comparadas ao efluente bruto, sendo que o tratamento integrado, utilizando o coagulante PAC (3) apresentou 28% (13,70 mg/L) de redução de alumínio, o tratamento integrado utilizando o coagulante sulfato de alumínio (4) no pré tratamento atingiu reduções de concentrações de alumínio de 12% (16,60 mg/L) e utilizando o coagulante tanino (5) no pré tratamento apresentou reduções de 16% (15,95 mg/L) nas concentrações de alumínio. Isso demonstra que o tratamento integrado reduz as concentrações de alumínio no efluente líquido tratado.

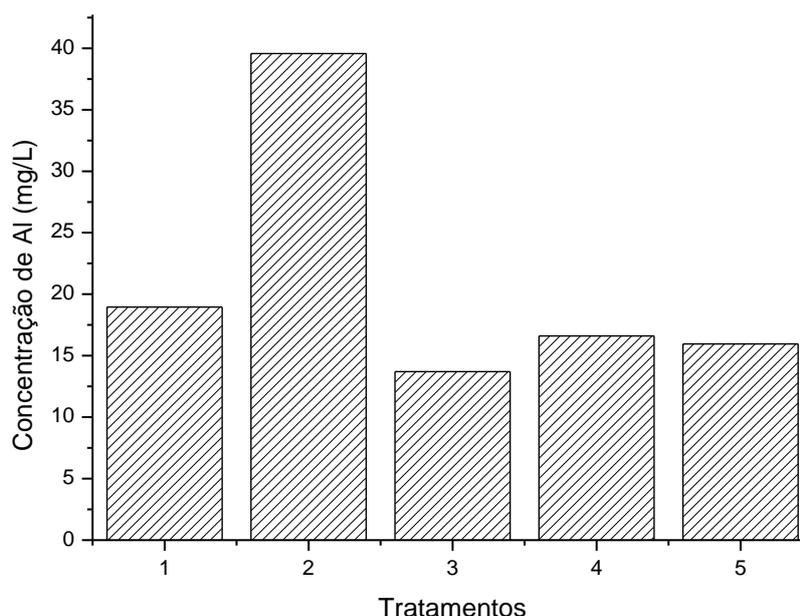


Figura 61: Concentrações de alumínio para os diferentes tratamentos.

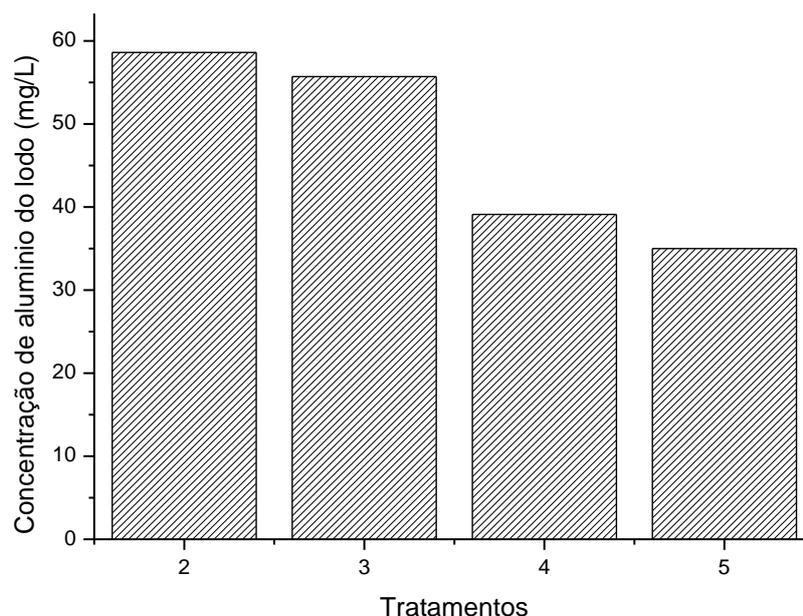


Figura 62: Concentrações de alumínio no lodo resultante dos efluente tratados

Mas, observando a Figura 63, que representa as concentrações de alumínio no lodo tratado, percebe-se que o lodo destes tratamentos apresentam grandes concentrações de alumínio, mas os tratamento (1), ou seja a eletrocoagulação sem pré tratamento, apresenta a maior concentração de alumínio (58,60 mg/L), seguida dos tratamentos integrados utilizando o coagulante PAC (55,70 mg/L), o tratamento integrado utilizando o coagulante sulfato de alumínio (39,10 mg/L) e o tratamento integrado utilizando o coagulante tanino (35,00 mg/L). Isto demonstra que o processo integrado, utilizando a coagulação/floculação contribui para a redução do desgaste dos eletrodos de alumínio.

4.5. Estudo da toxicidade do efluente tratado.

Os resultados do ensaio de toxicidade obtido para a espécie *Lactuca sativa* demonstrou ser capaz de se estabelecer no meio potencialmente tóxico e apresentar um desenvolvimento parcial, apresentando efeitos letais (inibição de germinação) e sub-letais (inibição do desenvolvimento das raízes e das radículas).

Os resultados de Germinação relativa ao controle negativo em função dos diferentes tratamentos do efluente têxtil são apresentados na Figura 66, em que: (1) efluente bruto; (2) tanino e eletrocoagulação; (3) sulfato de alumínio e eletrocoagulação; (4) PAC e

eletrocoagulação; (5) eletrocoagulação; (6) PAC; (7) tanino e (8) sulfato de alumínio. Podendo ser observado nesta figura os efeitos dos diferentes tratamentos e da diluição das amostras.

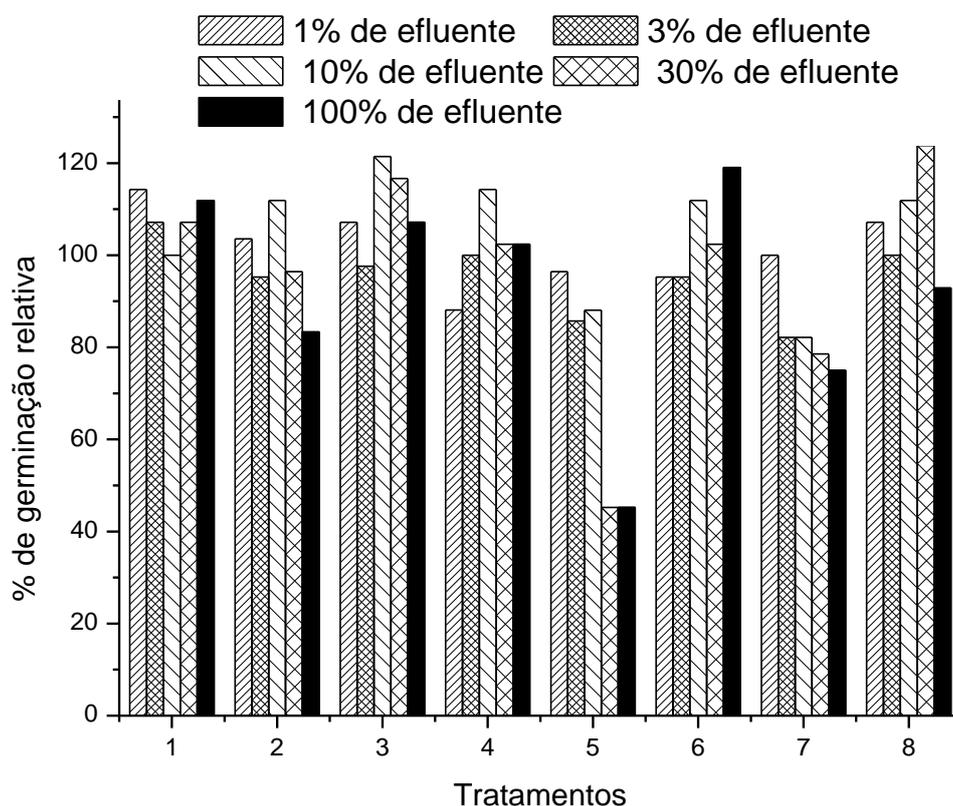


Figura 63: Germinação relativa ao controle negativo em função dos diferentes tratamentos do efluente têxtil.

As amostras apresentaram alta percentagem de germinação relativa, acima de 80% na maioria das concentrações, sendo que, no efluente bruto, a taxa de germinação apresenta-se acima de 100%. O tratamento utilizando apenas a eletrocoagulação demonstrou ser o mais letal para a espécie estudada, principalmente em altas concentrações.

Na Figura 67 são apresentados os resultados de germinação absoluta das sementes estudadas, para os diferentes tratamentos e diluição das amostras ((1) efluente bruto; (2) tanino e eletrocoagulação; (3) sulfato de alumínio e eletrocoagulação; (4) PAC e eletrocoagulação; (5) eletrocoagulação; (6) PAC; (7) tanino e (8) sulfato de alumínio), pode-se observar a percentagem de sementes que germinaram em função do número de sementes totais (20 sementes).

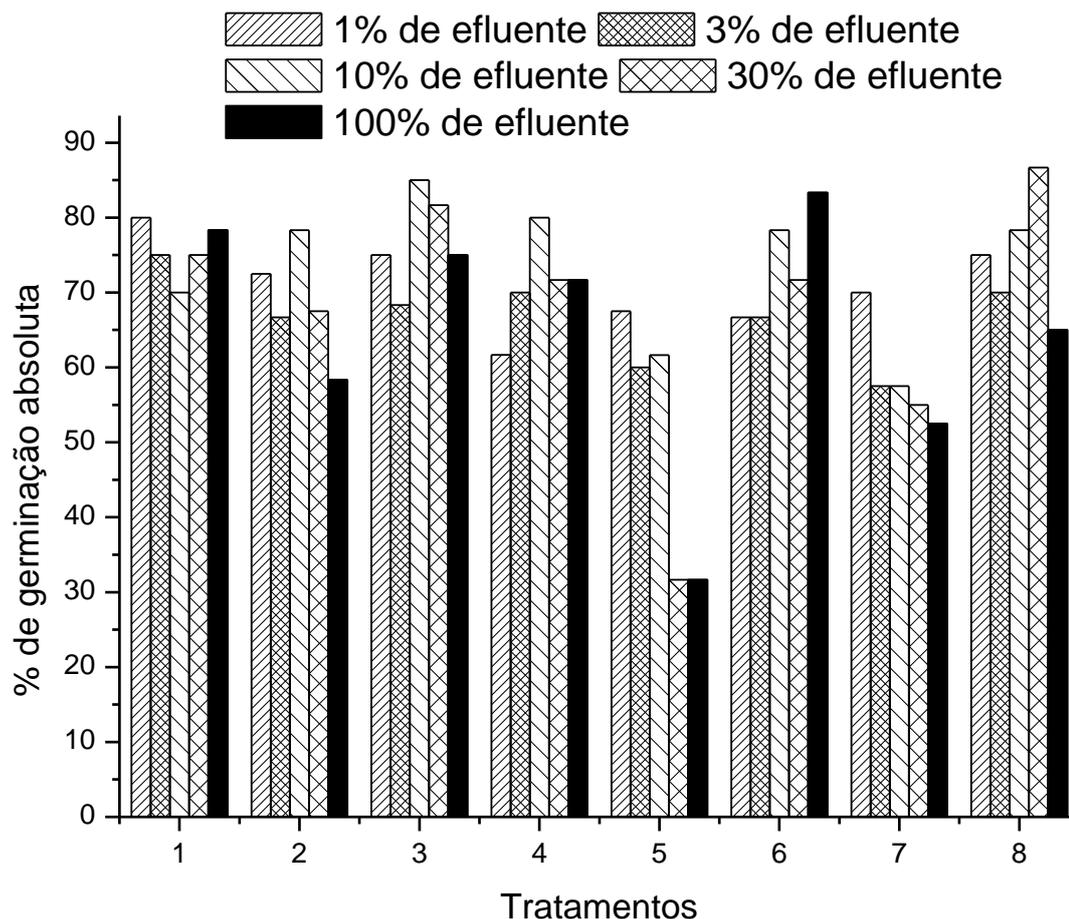


Figura 64: Germinação absoluta nos diferentes tratamentos do efluente têxtil.

A germinação absoluta encontra-se, na maioria dos tratamentos, percentuais acima de 50%, demonstrando que, tanto o efluente bruto, como nos tratamentos combinados de coagulação com tanino, PAC e sulfato de alumínio com a eletrocoagulação e os tratamentos de coagulação utilizando os coagulantes tanino, PAC e sulfato de alumínio, não são letais às sementes.

Nos tratamentos de eletrocoagulação o percentual de germinação foi maior nas amostras mais diluídas, uma vez que as quantidades de substâncias tóxicas diminuí com o aumento da diluição. Deste modo, as amostras com elevadas concentrações, nestes tratamentos, apresentaram elevados efeitos de letalidade.

Foi possível calcular os percentuais de inibição do desenvolvimento das raízes e radículas das plântulas de alface. Os resultados obtidos para o percentual de crescimento relativo das raízes são apresentados na Figura 66 ((1) efluente bruto; (2) Efluente tratado com CF utilizando PAC; (3) Efluente tratado com CF utilizando tanino; (4) Efluente tratado com CF utilizando sulfato de alumínio; (5) Efluente tratado com eletrocoagulação; (6) Efluente

tratado com CC utilizando PAC e eletrocoagulação; (7) Efluente tratado com CC utilizando tanino e eletrocoagulação e (8) Efluente tratado com CC utilizando sulfato de alumínio e eletrocoagulação).

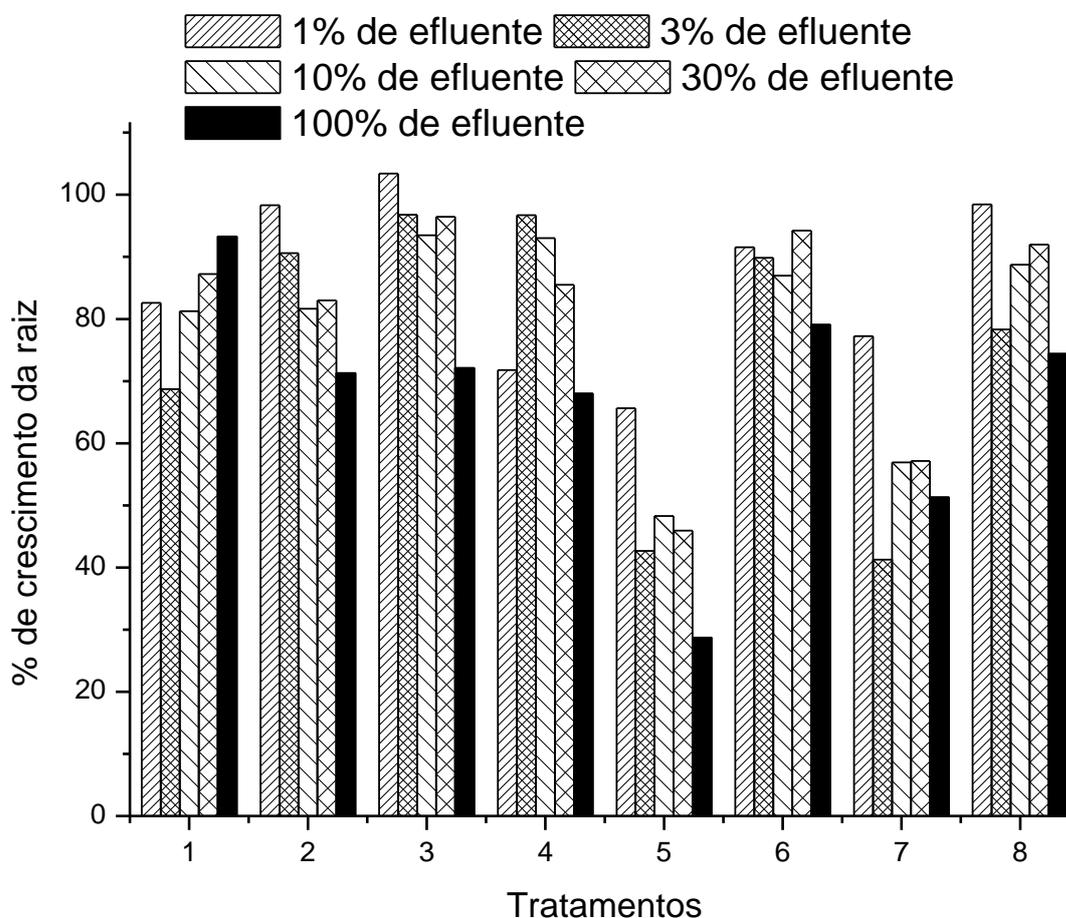


Figura 65: Porcentagem de crescimento da raiz relativo ao controle negativo em função dos diferentes tratamentos do efluente têxtil.

Observar que nos tratamentos de eletrocoagulação e tratamento combinado de coagulação, utilizando tanino, e eletrocoagulação, apresentaram resultados de inibição maior que os observados nos demais tratamentos, principalmente nas concentrações mais altas. Demonstra assim que, o tratamento combinado com a coagulação, utilizando o tanino, não foi capaz de reduzir a toxicidade do efluente tratado apenas com eletrocoagulação, uma vez que, o efluente bruto apresentou alto percentual de crescimento relativo da raiz.

Quanto ao crescimento da radícula, cujo os percentuais de crescimento relativo são apresentados na Figura 67, os tratamentos de coagulação e os combinados, não afetaram o seu desenvolvimento, sendo em alguns casos, apresentando um desenvolvimento maior que o controle negativa usado. O tratamento com eletrocoagulação (tratamento 5 da Figura 67), apresenta os menores desenvolvimento da radícula, mais acentuado nas concentrações maiores.

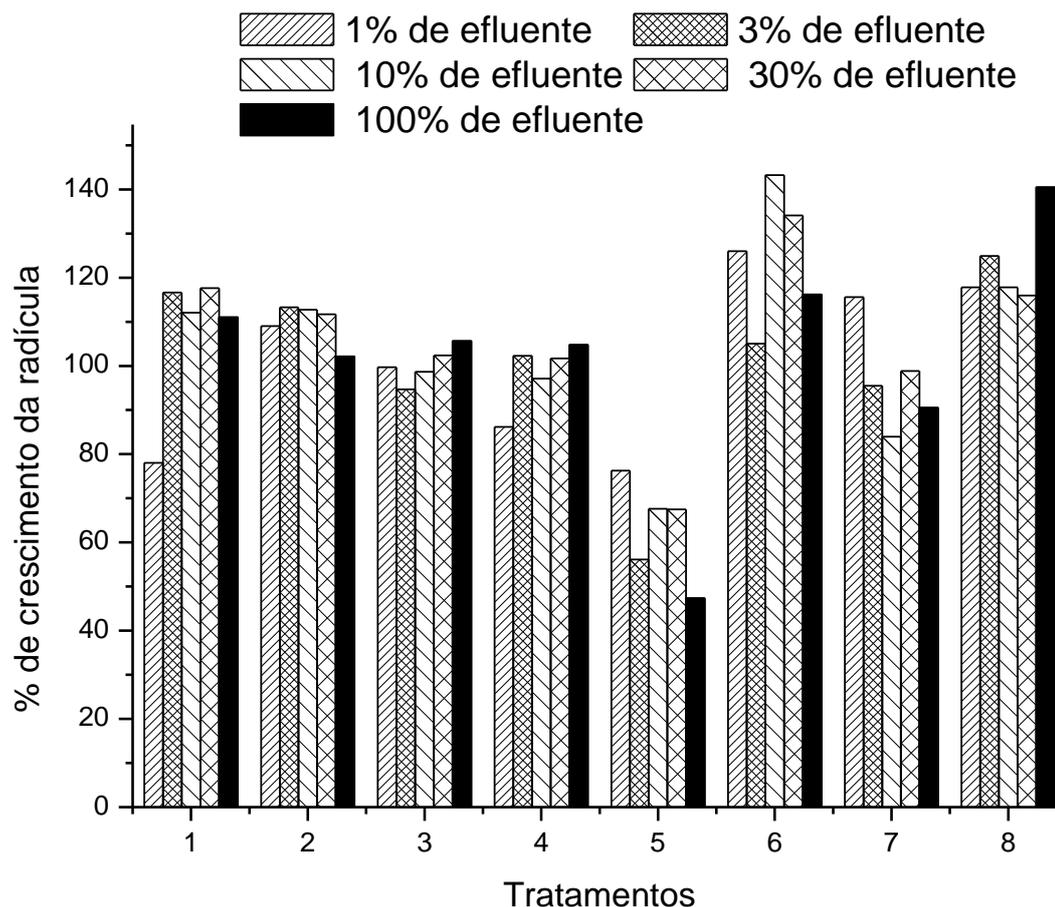


Figura 66: Porcentagem de crescimento da radícula relativo ao controle negativo em função dos diferentes tratamentos do efluente têxtil.

Na Figura 68 são apresentados os percentuais de inibição de crescimento relativo da raiz (em que: (1) efluente bruto; (2) Efluente tratado com CF utilizando PAC; (3) Efluente tratado com CF utilizando tanino; (4) Efluente tratado com CF utilizando sulfato de alumínio; (5) Efluente tratado com eletrocoagulação; (6) Efluente tratado com CC utilizando PAC e eletrocoagulação; (7) Efluente tratado com CC utilizando tanino e eletrocoagulação e (8) Efluente tratado com CC utilizando sulfato de alumínio e eletrocoagulação).

No tratamento com tanino ocorreram inibições negativas nas amostras, na diluição de 1%, decorrência do maior desenvolvimento das raízes nesta amostra do que no controle negativo. O processo de eletrocoagulação se destaca, principalmente nas maiores concentrações, por apresentar os maiores percentuais de inibição de crescimento relativo da raiz.

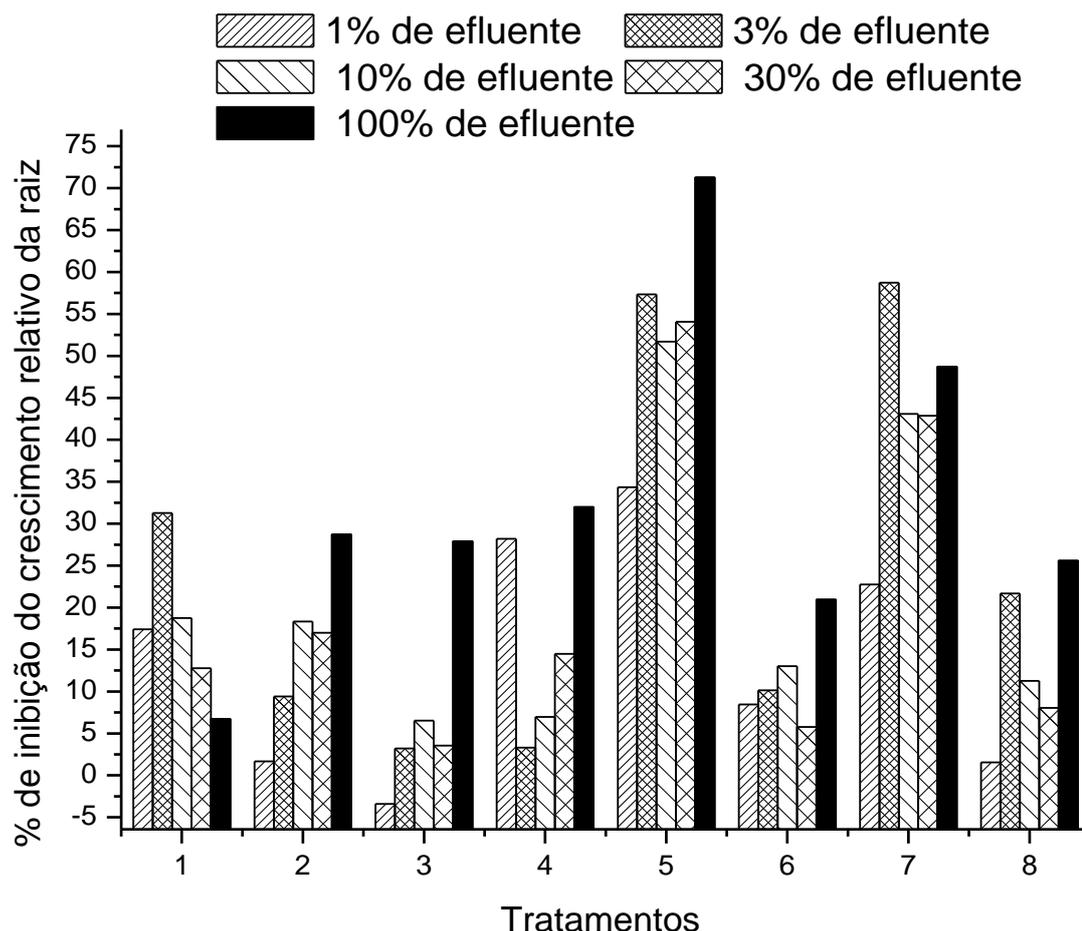


Figura 67: Porcentagem de inibição de crescimento relativo da raiz ao controle negativo em função dos diferentes tratamentos do efluente têxtil.

Quanto a inibição de crescimento das radículas, os resultados apresentados na Figura 69 demonstram que ocorreram inibições negativas nos processos de coagulação, no efluente bruto e nos processos combinados utilizando o coagulante PAC e sulfato de alumínio, tendo portanto esses tratamentos apresentado desenvolvimento da radícula maior do que no controle negativo. O tratamento combinado com tanino apresenta inibições negativas nas amostras mais diluídas, devido à menor concentração de substâncias tóxicas.

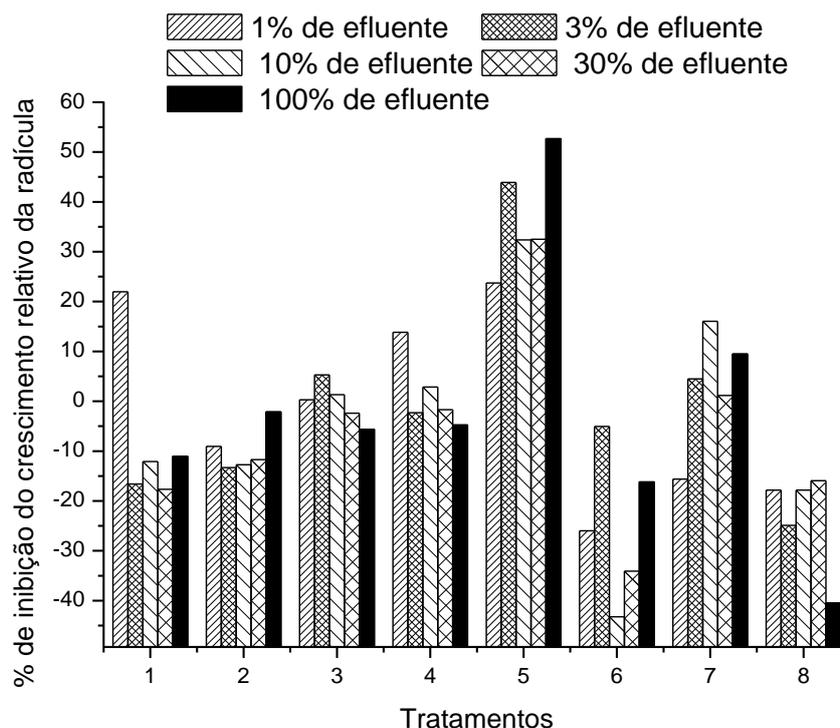


Figura 68: Porcentagem de inibição de crescimento das radículas ao controle negativo em função dos diferentes tratamentos do efluente têxtil.

O tratamento por eletrocoagulação se mostrou letal para a espécie *Lactuca sativa*, pois resultou em concentrações com percentagem de germinação abaixo de 50%. Foram determinados os valores de DL_{50} para este caso, os valores assim como seus intervalos de confiança de 95%, são apresentados na Tabela 28. Concentrações acima de 10% inativam a germinação dessas sementes, comprovando, portanto, efeito tóxico deste efluente.

Tabela 38: Valores de DL_{50} para alíquotas de efluentes submetidos ao processo de eletrocoagulação e processo integrado de coagulação/floculação e eletrocoagulação utilizando o coagulante tanino, para a espécie *Lactuca sativa*.

Tratamentos	DL_{50} (%)	Intervalo de confiança (95%)
Eletrocoagulação	10,93	3,07 – 38,98

Observando as concentrações de metais nas alíquotas oriundas deste tratamento percebe-se que o processo de eletrocoagulação apresenta alta concentração de alumínio (39,60 mg/L), sendo o seu valor em torno de 65% maior dos que as quantidades encontradas deste metal nos tratamentos integrados, isso pode explicar a alta toxicidade deste tratamento.

CAPITULO V

5 CONCLUSÕES

Os efluentes têxteis apresentaram em geral uma composição bastante complexa, o que também foi observado no efluente em estudo.

Com os resultados obtidos verificou-se a eficiência na degradação do efluente têxtil pelo processo de coagulação/floculação, eletrocoagulação e processos integrados, utilizando a coagulação/floculação como pré-tratamento.

Para o tratamento do efluente têxtil pela técnica de coagulação/floculação observou que mesmo os três coagulantes apresentaram uma boa alternativa para o tratamento do efluente têxtil em estudo, e os resultados estão de acordo com as recomendações estabelecidas pelo CONAMA, observou que a DQO do efluente tratado não atinge porcentagem de remoções alta, permanecendo para os coagulantes estudados na faixa de remoção máxima de aproximadamente 80%.

As melhores condições para o processo de coagulação/floculação para o efluente do estudo utilizando o coagulante PAC foi a concentração de 0.20 mL/L, com pH inicial 5,0 e tempo de mistura rápida de 5 minutos e tempo de mistura lenta e sedimentação de 20 minutos cada um. Para o coagulante natural tanino, os melhores resultados ocorreram na concentração de 100 mg/L, quanto ao pH inicial pode-se utilizar o tratamento da faixa compreendida entre 3,00 a 5,00, e esse coagulante permite a redução dos tempos de mistura rápida, lenta e sedimentação para 2,00 minutos, 20 minutos e 20 minutos, respectivamente.

O coagulante sulfato de alumínio, obteve como melhor concentração no estudo 300 mg/L. Quanto ao pH inicial, o sulfato de alumínio apresenta uma faixa de trabalho compreendida entre 5,00 a 8,00, caso o efluente bruto apresente-se valor de pH neste intervalo, não se faz necessário tratamento prévio para ajuste de pH. Para este coagulante não pode reduzir os tempos de mistura lenta e sedimentação, que tem que se manter 30 minutos para ambos, no entanto, para o tempo mistura rápida pode-se reduzir para 2,00 minutos, sem afetar os resultados de remoção para os parâmetros investigados.

Do estudo da aplicação dos coagulantes tanino, PAC e sulfato de alumínio, pode-se concluir que apresentaram remoções satisfatórias para a DQO, sendo os coagulantes tanino e PAC os que apresentaram as melhores porcentagens de remoção, com valores na faixa de 60%. Os coagulantes PAC e sulfato de alumínio apresentaram melhores eficiência na remoção de cor e turbidez com resultados, para estes parâmetros na faixa de 90%.

Para o tratamento do efluente por eletrocoagulação, verificou através do planejamento experimental que as melhores condições de funcionamento do reator foram com o pH inicial 6,0, corrente de 3A e espaçamento do eletrodos de 20mm.

Através dos ensaios cinéticos, verificou-se que o tempo de eletrolise de 60 minutos é suficiente para atingir as melhores eficiência de remoções do reator. A partir de 60 minutos observa-se um acentuado aumento de temperatura no efluente tratado e um aumento na concentração de alumínio nas alíquotas destes efluentes, neste intervalo de tempo os valores de remoção de DQO atingiram eficiências de remoções na faixa de 60%,.

Para ampliar a faixa de estudo sobre a intensidade de corrente foram realizados ensaios cinético em faixas mais amplas do que as investigadas no planejamento experimental, verificando que a corrente de 4A é a que apresenta as melhores remoções para os todos os parâmetros investigados, verificando também nesse estudo, que as correntes acima desse valor apresentam um acentuado aumento de temperatura.

Foram avaliados através de ensaios cinéticos, a influência do pH inicial na remoção de poluentes, utilizando para tanto faixas de pH não avaliadas no planejamento experimental, verificou-se que o pH inicial do efluente apresenta um faixa de trabalho de 6-8, nestas condições as melhores eficiências de remoções para os parâmetros estudados são obtidas.

Quanto ao desgaste dos eletrodos, os valores conduziram a uma taxa de perda mássica média de $1,3161 \text{ g.h}^{-1}$ para o tratamento de 4 litros de efluente. Observou-se um desgaste maior nas placas localizadas no centro do reator. Esse desgaste gerou um aumento na concentração de alumínio e uma variação da condutividade. A concentração de alumínio podem resultar em um efluente mais tóxico.

Quanto a velocidade de agitação dentro do reator, os resultados demonstraram que, para os parâmetro analisados, a velocidade de agitação afetou a eficiência de remoção de poluentes.

Com objetivo de reduzir o tempo de eletrolise, aumentar a eficiência de remoção da DQO e reduzir a concentração de alumínio do efluente tratado, foi feita a integração dos processos. Foram realizados experimentos com processos integrados, utilizando a coagulação/floculação nas melhores condições operacionais, com os três coagulantes estudados, aplicados como pré-tratamento do efluente, e sequencialmente, a eletrocoagulação, também nas melhores condições operacionais.

Para os parâmetros de DQO ocorreu um aumento na eficiência para os tratamentos integrados, comparado ao processo de eletrocoagulação.

As concentrações de metais, o processo de coagulação/floculação não apresentou reduções nas concentrações, já os processos integrados demonstraram uma redução nas concentrações de cálcio. Quanto ao magnésio, o mesmo apresenta menores concentrações no efluente líquido em comparação com o lodo obtido do mesmo tratamento.

O efluente bruto apresenta grande quantidade de sódio, o qual se mantém durante os processos de coagulação/floculação, no entanto, o processo integrado conseguiu atingir reduções nas concentrações destes metais.

Os resultados do ensaio de toxicidade obtido para a espécie *Lactuca sativa*, demonstrou que as amostras apresentaram alta percentagem de germinação relativa, acima de 80% na maioria das concentrações, sendo que, no efluente bruto, a taxa de germinação apresenta-se acima de 100%.

O tratamento utilizando apenas a eletrocoagulação demonstrou ser o mais letal para a espécie estudada, principalmente em altas concentrações. Para a germinação absoluta encontra-se, na maioria dos tratamentos, percentuais acima de 50%, demonstrando que, tanto o efluente bruto, como nos tratamentos combinados de coagulação com tanino, PAC e sulfato de alumínio com a eletrocoagulação e os tratamentos de coagulação utilizando os coagulantes tanino, PAC e sulfato de alumínio, não são letais às sementes.

O processo de eletrocoagulação se destaca, principalmente nas maiores concentrações, por apresentar os maiores percentuais de inibição de crescimento relativo da raiz e radícula, também se mostraram letais para a espécie *Lactuca sativa*, sendo que para concentrações acima de 10% inativa a germinação dessas sementes, comprovando, portanto efeito tóxico destes efluentes.

Observando as concentrações de metais nas alíquotas oriundas deste tratamento percebe-se que o processo de eletrocoagulação apresenta alta concentração de alumínio (39,60 mg/L), sendo o seu valor em torno de 65% maior dos que as quantidades encontradas deste metal nos tratamentos integrado, isso pode explicar a alta toxicidade deste tratamento.

Portanto, o processo integrado conseguiu aumentar a eficiência de remoção dos poluentes comparados com o processo e coagulação/floculação e reduzir as quantidades de metais e a toxicidade do efluente, que apresentavam-se altas nos processos utilizando apenas a eletrocoagulação.

CAPITULO VI**6 REFERÊNCIAS**

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 13370 – Não-tecidos – Terminologia. Brasil, 2006. 6p.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. A evolução da gestão dos recursos hídricos no Brasil. Brasília, 2002.

AKBAL, FERYAL; CAMC, SELVA. COPPER, chromium and nickel removal from metal plating Wastewater by electrocoagulation. Desalination. Volume 269, Issues 1–3, 15 March 2011, Pages 214–222

AKYOL, ABDURRAHMAN. Treatment of paint manufacturing wastewater by electrocoagulation. Desalination 285 (2012) 91–99.

ANDRADE FILHO, J. F.; FRAZÃO, L. Introdução à Tecnologia Têxtil. Rio de Janeiro. CETIQT-SENAI, 1987. 408 p.

AOUDJA, S., KHELIFAB A.; DROUCHEA, N.; HECINIA, M.; HAMITOUCHEB H. Electrocoagulation process applied to wastewater containing dyes from textile industry. Chemical Engineering and Processing 49, p. 1176–1182, 2010.

AOUNI A, FERSI C, CUARTAS-URIBE B, BES-PIÁ A, ALCAINAMIRANDA MI and DHAHBI M. Reactive dyes rejection and textile effluent treatment study using ultrafiltration and nanofiltration processes. Desalination 297 78–96. 2012.

APHA/AWWA.; Standard Methods for the examination of water and wastewater. In: CLESCERI, L.S, GREENBREG, E.; EATON, A.D. (Ed). American public health association. 20 th ed. Washington, 1995.

APHA/WEF/AWWA. Standard Methods for the examination of water and wastewater. In: CLESCERI, L.S, GREENBREG, E.; EATON, A.D. (Ed). American public health association. 20 th ed. Washington, 2012.

AQUINO NETO, S.; MAGRI, T. C.; SILVA, G. M.; ANDRADE, A. R. Tratamento de resíduos de corante por eletrofloculação: um experimento para cursos de graduação em química. Química. Nova, Vol. 34, No. 8, 1468-1471, 2011

ARAÚJO, M.; CASTRO, E. M. M.. Manual de engenharia têxtil. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 1984. v.1.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA TÊXTIL E DE CONFECÇÃO (ABIT). Indústria têxtil e de confecção brasileira: cenário, desafios, perspectivas e demanda. Brasília. Junho, 2013.

BARRADAS, J. L. D. Tanino - Uma solução ecologicamente correta: agente floculante biodegradável de origem vegetal no tratamento de água. Novo Hamburgo: Publicação Técnica, 2004.

BARROS NETO, B.; SCARMINIO, I. S.; BRUNS, R. E., Como fazer experimentos – pesquisa e desenvolvimento na ciência e na indústria. Editora Unicamp, Campinas. 2ª ed., 339 p., 2003.

BASTIAN, ELZA Y. ONISHI; ROCCO, JORGE LUIZ SILVA, colaboração EDUARDO SAN MARTIN ... [et al.]. Guia técnico ambiental da indústria têxtil; ISBN 978-85-61405-08-3. São Paulo: CETESB: SINDITÊXTIL, 2009.

BASTOS, A.C.L.M; RODRIGUES, E.M.S., SOUZA, J.P.I. Físico-química. 22ª. ed., Editora Universitária UFPA, Belém, 302 p., 2011.

BENSADOK, K., BENAMMAR, S., LAPICQUE, F., NEZZAL, G., Electrocoagulation of cutting oil emulsion using aluminum plate electrodes. J. Hazard. Mat., 152, p. 423-430 (2008).

BORBA, FERNANDO H.; MANENTI, DIEGO R.; MORA, NORA D.; MÓDENES, APARECIDO NIVALDO, ESPINOZA-QUINÕES, FERNANDO R.; PALÁCIO, SORAYA M.; YASSUE, PATRÍCIA H.; NASCIMENTO, R. Avaliação da eficiência da técnica de eletro-floculação no tratamento de efluentes de indústrias de subprodutos avícolas. *Estudos Tecnológicos* - Vol. 6, nº 1:36-47. 2010.

BRAILE, P.M.; CAVALCANTI, J.E.W.A. Manual de tratamento de águas residuárias industriais. Sao Paulo, CETESB, 1993. 764 p.

BRASIL MINISTÉRIO DO AMBIENTE. Decreto-Lei no. 236, de 01 de agosto de 1998. Institui valores limites de emissão na descarga de água residuais.

BRASIL. Lei no. 9.433. de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, Brasília, DF.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria 1469, de 29 dez. 2000; Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. Brasília, 2000.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria 36, de 19 jan. 1990; Aprova normas e o padrão de potabilidade da água para consumo humano em todo o território nacional. Brasília, 1990.

BRAZ, RUI; PIRRA, ANTÓNIO; LUCAS, MARCO S; PERES, JOSÉ A. Combination of long term aerated storage and chemical coagulation/flocculation to winery wastewater treatment. *Desalination* 263 (2010) 226–232.

BRITO, GEORGYA ALMEID. Sustentabilidade: um desafio para as lavanderias industriais. *Redige* v. 4, n. 02, ago. 2013

CALADO, VERÔNICA & MONTGOMERY, DOUGLAS C. Planejamento de Experimento usando o *Statistica*. Rio de Janeiro. E-Papers Serviços Editoriais. ISBN 85-87922-83-1. 260p. 2003.

CAMPOS, S. X.; DI BERNARDO, L.; VIEIRA, E. M. Influência das características das substâncias húmicas na eficiência da coagulação com sulfato de alumínio. Engenharia Sanitária e Ambiental. Vol.10, Nº 3, 194-199, 2005.

CERQUEIRA, A. A. E & MARQUES, M. R. C.. Avaliação do processo eletrolítico em corrente alternada no tratamento de água de produção. Química. Nova, Vol. 34, No. 1, 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 281 (2011) 285–292

CHAUDHARY, RUMI; SAHU O.P.. Treatment of Sugar Waste Water by Electrocoagulation. Journal of Atmospheric Pollution, 2013, Vol. 1, No. 1, 5-7.

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

COUTO JUNIOR, OSORIO MOREIRA ; BARROS, MARIA ANGÉLICA SIMÕES DORNELAS ; PEREIRA, NEHEMIAS CURVELO. Study on coagulation and flocculation for treating effluents of textile industry. Acta Scientiarum - Technology, 2013, Vol.35(1), pp.83-88

CPRH – Companhia Pernambucana do Meio Ambiente. Roteiro Complementar de licenciamento e fiscalização para tipologia têxtil. Recife, 2001. Disponível on-line em: <http://www.cprh.pe.gov.br/downloads/roteiro-textil.pdf>. Acessado em: 17/05/2014.

CRESPILHO, F. N. & REZENDE, M. O. O. Eletroflotação: princípios e aplicações. Rima Editora. ISBN: 85-86552-99-2. São Carlos, 96F, 2004.

CRESPILHO, F. N.; SANTANA, C. G.; REZENDE, M. O. O., Tratamento de efluente de indústria de processamento de coco utilizando eletroflotação. Química Nova Vol. 27, No. 3, 387-392, 2004.

DANESHVAR, N.; KHATAEE, A.R.; AMANI, GHADIM, A.R.; RASOULIFARD, M.H. Decolorization of C.I. Acid Yellow 23 solution by electrocoagulation process: Investigation of operational parameters and evaluation of specific electrical energy consumption (SEEC). *Journal of Hazardous Materials*, v.148,n.3,p.566-572, september. 2007.

DA SILVA, T. S. S. Estudo de tratabilidade físicoquímica com uso de taninos vegetais em água de abastecimento e de esgoto. Rio de Janeiro: Fundação Oswaldo Cruz; Escola Nacional de Saúde Pública, 1999.

DE MENESES, J.M.; VASCONCELOS, R.F.; FERNANDES, T.F.; ARAÚJO, G. T. Tratamento de efluentes de biodiesel utilizando a eletrocoagulação/flotação: investigação por parâmetros operacionais. *Química Nova*, v35, n 2, p. 235-240, 2012.

DI BERNARDO, L. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Métodos e técnicas de tratamento de água . 1 ed. Rio de Janeiro: ABES, 1993.

DI BERNARDO, L; DANTAS, A. D. B. Métodos e técnicas de tratamento de água. 2 ed. São Carlos, SP: RiMa, 2005. 1v.

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

FIESP/CIESP. Conservação e Reúso de Água – Manual de orientações para o setor empresarial. São Paulo: FIESP/CIESP, 2004 v. 1

FIGUEIREDO, S. A.; LOUREIRO J. M.; BOAVENTURA R. A. Natural waste materials containing chitin as adsorbents for textile dyestuffs: Batch and continuous studies, *Water Research*, v. 39, 4142-4152, 2005.

FREIRE, F. B. & FREITAS, S. I. Avaliação da remoção de cor de um efluente têxtil sintético. *Engenharia Ambiental – Espírito Santo do Pinhal*, v.7, n. 3, p. 241-249, 2010.

GONZALES, L. G. V. e TOREM, M. L.. O efeito de dois diferentes anodos metálicos na eletrocoagulação de efluentes oleosos sintéticos. Estudos Tecnológicos - Vol. 6, n° 2: 57-67. ISSN 1808-7310. 2010.

HANCOCK, F.E. Catalytic strategies for industrial water re-use. Catal. Today.,v.53, p. 3-9, 1999.

HASSEMER, M. E.; SENS, M. L. Tratamento do efluente de uma indústria têxtil. Processo físico químico, ozônio e coagulação/floculação. Engenharia Sanitária e Ambiental, v.7, n.1, 2002.

HEIKAL, M. Effect of temperature on the physico-mechanical and mineralogical properties of Homra pozzolanic cement pastes. Cement and Concrete Research, v.30, p. 1835-1839, 2000.

HOLT, P.K.; BARTON, G.W.; WARK, M.; MITCHELL, C.A., A quantitative comparison between chemical dosing and electrocoagulation. Colloids and Surfaces A: Physicochemicals Engineering Aspects n. 211, p. 233-248, 2002.

HOSSAIN, MD. MILON; MAHMUD, MD. IQBAL; PARVEZ ,MD. SHOHAN; CHO, HAENG MUK. Impact of Current Density, Operating Time and pH of Textile Wastewater Treatment by Electrocoagulation Process. Environ. Eng. Res. 2013 September,18(3) : 157-161.

JULIO, MARCELO; VOLSKI, I.; FIORAVANTE, D. A.; SELHORST FILHO, O. e OROSKI, F. Avaliação da viabilidade técnica do emprego da tecnologia de filtração direta no tratamento da água bruta afluyente à ETA do município de Ponta Grossa, PR. Ciência & Engenharia (Science & Engineering Journal) ISSN 1983-4071 , 2009.

KARHU M.; KUOKKANEN V.; KUOKKANEN T.; RÄMÖ J. Bench scale electrocoagulation studies of bio oil-in-water and synthetic oil-in-water emulsions. Separation and Purification Technology. v. 96, p. 296-305, 2012.

KARICHAPPAN, THIRUGNANA; VENKATACHALAM, SAMBANDHAM; JEGANATHAN, SIVAKUMAR PRAKASH MARAN AND SENGODAN, KANDASAMY.

Treatment of rice mill wastewater using continuous electrocoagulation technique: optimization and modelling. *Journal of the Korean Chemical Society* 2013, Vol. 57, No. 6.

KATAL REZA; PAHLAVANZADEH, HASSAN. Influence of different combinations of aluminum and iron electrode on electrocoagulation efficiency: Application to the treatment of paper mill wastewater. / *Desalination* 265 (2011) 199–205

KEERTHI, V. SUGANTHI, M. MAHALAKSHMI, N. BALASUBRAMANIAN. Development of hybrid membrane bioreactor for tannery effluent treatment. *Desalination* 309 (2013) 231–236.

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

KIMURA I. Y.; FÁVERE V. T. DE; LARANJEIRA M. C. M.; JOSUÉ, A.; NASCIMENTO A. Avaliação da capacidade de adsorção do corante reativo laranja 16 pela quitosana. *Acta Scientiarum*. Vol. 22, p. 1161- 1166. 2000.

KLIAUGAITE, DAINA; YASADI, KAMURAN; EUVERINK, GERT-JAN; BIJMANS, MARTIJN F.M.; RACYS, VIKTORAS. Electrochemical removal and recovery of humic-like substances from wastewater. *Separation and Purification Technology* 108 (2013) 37–44.

KOBYA, M. ; HIZ, H. ; Senturk, E. ; Aydiner,C. ; Demirbas, E. ; Treatment of potato chips manufacturing wastewater by electrocoagulation. *Desalination*, n. 190, p. 201- 211, 2006.

KUMAR, M., PONSELVAN, F.I.A., RAMMALVIYA, J., SRIVASTAVA, V.C., DEO MALL, I., 2009. Treatment of bio-digester effluent by electrocoagulation using iron electrodes. *J. Hazard. Mater.* 165, 345–352.

KUNZ, AIRTON; PERALTA-ZAMORA, PATRICIO; MORAES, SANDRA GOMES; DURÁN, NELSON. Novas tendências no tratamento de efluentes têxteis. *Quim. Nova*, Vol. 25, No. 1, 78-82, 2002.

KUSHWAHA J. P., SRIVASTAVA V. C., MALL I. D. Organics removal from dairy wastewater by electrochemical treatment and residue disposal. Elsevier B.V . Separation and Purification Technology 76 (2010) 198–205.

LÉDO , PATRÍCIA G.S; LIMA, R. F.S.; PAULO, J. B.A.; DUARTE, M. A.C. Estudio Comparativo de Sulfato de Aluminio y Semillas de *Moringa oleifera lam.* Depuración de Aguas con Baja Turbiedad. Información Tecnológica. Vol. 20(5), 3-12 (2009)

LENHARI, J. L. B., HUSSAR, G. J. Comparação entre o uso da *moringa oleífera Lam* e de polímeros industriais no tratamento físicoquímico do efluente de indústria alimentícia. Engenharia Ambiental - Espírito Santo do Pinhal, v. 7, n. 4, p. 033-042, 2010.

LIANG, ZHEN; WANG, YANXIN; ZHOU, YU; LIU, HUI; WU, ZHENBIN. Stoichiometric relationship in the coagulation of melanoidins-dominated molasses wastewater. Desalination. 250 (2010) 42–48.

LICSKÓ, I. Realistic coagulation mechanisms in the use of aluminium and iron (III) salts. Water Science Technology, v. 40, n. 4-5, p. 103-111, 1997.

LUCENA, G. L.; SILVA, A. G.; HONÓRIO, L. M. C.; SANTOS, V. D. Remoção de corantes têxteis a partir de soluções aquosas por quitosana modificada com tioacetamida. Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science: v. 8, n.1, 2013.

MACÊDO, Jorge Antônio Barros. Métodos laboratoriais de análises FísicoQuímicas e microbiológicas. 3ª. Ed. Belo Horizonte – MG, 2005.

MAHESH, SRIKANTHA; SRIKANTHA H1; AASHITH LOREN LOBO. Performance evaluation of two batch operations using electrochemical coagulation followed by sequential batch reactor in treating coffee wastewater. International Journal of ChemTech Research. Vol.6, No.1, pp 339-346, Jan-March 2014.

MANCUSO, PEDRO CAETANO SANCHES; SANTOS, HILTON FELÍCIO. Reúso de água Universidade de São Paulo. Núcleo de Informações em Saúde Ambiental, Associação Brasileira

de Engenharia Sanitária e Ambiental. ISBN8520414508, 9788520414507. p.579. Editora Manole Ltda, 2003.

MANENTI, D. R; BORBA,. FERNANDO H.; MÓDENES, A. N.; ESPINOZA-QUIÑONES, FERNANDO R; PALÁCIO,SORAYA M; VILAR, V.J.P; BERGAMASCO, ROSÂNGELA. Avaliação do desempenho de um sistema de tratamento utilizando os processos de eletrocoagulação e foto-fenton integrados no tratamento de um efluente têxtil. *Engvista*, Vol. 16, No. 3, 420–431, 2014

MANENTI, D. R, MÓDENES, A. N., SOARES, P. A., BOAVENTURA, RUI A.R, PALÁCIO,SORAYA M, BORBA,. FERNANDO H., ESPINOZA-QUIÑONES, FERNANDO R, ROSÂNGELA, BERGAMASCO & VILAR, V.J.P. Biodegradability and toxicity assessment of a real textile wastewater effluent treated by an optimized electrocoagulation process *Environmental Technology*, Vol. 36, No. 4, 496–506, 2015

MANSOUR, L. B.; KSENTINI, I. e ELLEUCH, B. Treatment of wastewaters of paper industry by coagulation–electroflotation. *Desalination* 208, 34–41, 2007.

MANZOOR, S., SHAH, M.H., SHAHEEN, N., KHALIQUE, A., JAFFAR, M., Multivariate analysis of trace metals in textile effluents in relation to soil and groundwater. *Journal of Hazardous Materials*, v. 137, p. 31-37, 2006.

MENESES, JANAINA MOREIRA DE; VASCONCELOS, ROBELSA DE FÁTIMA; FERNANDES, THALYS DE FREITAS; ARAÚJO; GILMAR TRINDADE. Tratamento do efluente do biodiesel utilizando a eletrocoagulação/flotação: investigação dos parâmetros operacionais. *Quim. Nova*, Vol. 35, No. 2, 235-240, 2012.

MERZOUK, B.; GOURICH, B.; SEKKI, A.; MADANI, K. e CHIBANE, M. Removal turbidity and separation of heavy metals using eletrocoagulation-eletroflotation technique. *Journal of Hazardous Materials*. v. 164, p. 215-222, 2009.

MERZOUK, B. , GOURICH, B. , MADANI, K. , VIAL, CH. , SEKKI, A. Removal of a disperse red dye from synthetic wastewater by chemical coagulation and continuous

electrocoagulation. A comparative study. *Desalination*. Volume 272, Issues 1–3, 3 May 2011, Pages 246–253

METCALF. AND EDDY. *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse*, 2nd ed., McGraw-Hill, New York.(1979).

MIERZWA, JOSÉ CARLOS & HESPANHOL, IVANILDO. *Água na indústria: uso racional e reuso*. Oficina de Textos, São Paulo, 2005.

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

MODI, POOJA YOGESHKUMAR & VARANDANI, DR. NANIK S. Treatment reactive dye by electrocoagulation process. *Separation and Purification Technology* 108 (2013) 37–44.

MODIRSHAHLA N.; BEHNAJADY M.A.; KOOSHAIAN S. Investigation of the effect of different electrode connections on the removal efficiency of Tartrazine from aqueous solutions by electrocoagulation. *Dyes and Pigments*, v.74, n. 2, p. 249- 257, 2007.

MODIRSHAHLA, N., BEHNAJADY, M.A., MOHAMMADI-AGHDAM, S. Investigation of the effect of different electrodes and their connections on the removal efficiency of 4-nitrophenol from aqueous solution by electrocoagulation. *J. Hazard. Mater*, v. 154 (1 e 3), p. 778 e 786, 2008.

MOHAMMAD, M.; EMAMJOMEH, E.; MUTTUCUMARU S. Review of pollutants removed by Electrocoagulation and Electrocoagulation/flotation processes. *Journal of Environmental Management* 90 (2009) 1663–1679

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

MOLLAH, M. Y. A., MORKOSVSKY, P., GOMES, J. A. G., KESMEZ, M., PARGA, J., COCKE, D. L. Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. *J. Hazard Mater.* V. 114, p. 199-210, outubro 2004.

MONDAL B., SRIVASTAVA V. C., KUSHWAHA J. P., BHATNAGAR R., SINGH S., MALL I. D. Parametric and multiple response optimization for the electrochemical treatment of textile printing dye-bath effluent. *Separation and Purification Technology*, v. 109, p.135-143, 2013.

MONTGOMERY, D. C.; RUNGER, G. C. (2003). *Estatística aplicada e probabilidade para engenheiros*. 2. ed. Rio de Janeiro: LTC. 463 p. ISBN 85-216-1360-1.

MORALES, M. A. GARCÍA; MORALES, G. ROA ; DÍAZ, C.,BARRERA; MIRANDA, V. MARTÍNEZ ; HERNÁNDE, P. BALDERAS; SILVA, T. B. PAVÓN. Integrated Advanced Oxidation Process (Ozonation) and Electrocoagulation Treatments for Dye Removal in Denim Effluents *Int. J. Electrochem. Sci.*, 8 (2013) 8752 - 8763

MORETI, LIVIA DE OLIVEIRA RUIZ; CAMACHO, F. P.; BONGIOVANI, M. C.; STROHER, A. P.; NISHI, L.; VIEIRA, A. M. S.; BERGAMASCO R. Emprego das sementes de *moringa oleifera lam*, como coagulante alternativo ao policloreto de alumínio (pac), no tratamento de água para fins potáveis. Editora UniBH. *e-xacta*, Belo Horizonte, v. 6, n. 1, p. 153-165. (2013).

MOUEDHEN, G., FEKI, M., PETRIS WERY, M., AYEDI, H. F. Behavior of aluminum electrodes in electrocoagulation process. *Journal of Hazardous Materials*. v. 150, p. 124–13. 2008.

MYERS, R.H.; MONTGOMERY, D.C. *Response surface methodology: process and product optimization using designed experiments*. 2nd ed. New York: John Wiley Professional, 1995.

MUYIBI, S. A. & EVISON, L. M. Optimizing physical parameters affecting coagulation of turbid water with *Moringa oleifera* seeds. *Water Resources* , Fenix, v. 29, n. 12, p. 2689-2695. 1995.

NADJIB, DROUCHE,; SALEH, AOUDJ; HAKIM, LOUNIC; DROUCHE, M.; TARI K, OUSLIMANE ; NORREDINE, GHAF FOUR. Fluoride Removal from pretreated Photovoltaic Wastewater by Electrocoagulation: An Investigation of The Effect of Operational Parameters. *Procedia Engineering* 33(385-391). 2012.

NANSEU-NJIKI C. P.; TCHAMANGO S. R.; NGOM P. C.; DARCHEN A.; NGAMENI E. Mercury (II) removal from water by electrocoagulation using aluminium and iron electrodes. *Journal of Hazardous Materials*, v.168, (2–3), p.1430-1436, 2009.

NDABIGENGESERE, A.; NARASIAH, S.; TALBOT, B. G. Active agents and mechanism of coagulation of turbid waters using *Moringa oleifera* . *Water Research*, Cardiff, UK v. 29, n. 2, p. 703-710. 1995.

NDABIGENGESERE A. e NARASIAH, S. K. Influence of operating parameters on turbidity removal by coagulation with *Moringa oleifera* seeds . *Wat. Res.* Vol. 32, Nº 3. p. 781-791, 1998.

NISHI, L.; MADRONA, G. S; VIEIRA, A. M. S.; BASSETTI, F. J.; SILVA, G. F. ; BERGAMASCO, R. Coagulação/Floculação com Sementes de *Moringa oleifera Lam* para Remoção de Cistos de *Giardia spp.* e Oocistos de *Cryptosporidium spp.* da água. 3rd International Workshop | *Advances in Cleaner Production*. São Paulo – Brazil. 2011.

OLIVEIRA, SHYRLENE LIMA DE AQUINO; BARBOSA FILHO, OLAVO; GIORDANO, GANDHI. Análises de risco e confiabilidade aplicadas à gestão de estações de tratamento de efluentes industriais (eteis): uma revisão crítica. *Revista Tecnologia e Ambiente*, v. 21, 2014, Criciúma, Santa Catarina. ISSN: 1413- 8131 (versão impressa) ISSN: 2358-9426 (versão eletrônica).

PALÁCIO, SORAYA MORENO; CEREJA, MAYARA; BORBA, FERNANDO HENRIQUE, MANENTI, DIEGO RICIÉRI. Tratamento de efluente de cromagem por eletrocoagulação com eletrodo de aço inoxidável e eletrodo misto de aço inoxidável e alumínio. *ENGEVISTA*, V. 15, n. 3. p. 249-255, 2013.

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

PALÁCIO, SORAYA MORENO; NOGUEIRA, D. A., MANENTI, D. R., MÓDENES, A. N., ESPINOZA-QUIÑONES, F. R., BORBA, F. H. Estudo da toxicidade de efluente têxtil tratado por foto-fenton artificial utilizando as espécies *Lactuca sativas* e *artemia salina*. *ENGEVISTA*, V. 14, n. 2. p. 127-134, 2012.

PARRA, S.; MALATO, S.; PULGARIN, C. New integrated photocatalytic-biological flow system using supported TiO₂ and fixed bacteria for the mineralization isoproturon. *Applied Catalysis B: Environmental*. v.36, p. 131–144, 2002.

PERES, C.S.; ABRAHÃO, A.J. Características e sistemas de tratamento de águas residuais das indústrias têxteis- uma primeira abordagem. *Química Têxtil*, São Paulo: ABQCT , Vol 52, p. 22-39, 1998.

RICHTER, CARLOS A. Água: métodos e tecnologia de tratamento. São Paulo: Edgard Blucher, 2009. 333 p. ISBN 9788521204985.

ROBINSON, T., MCMULLAN, G., MARCHANT, R., NIGAM, P. Remediation of dyes in textile effluent: a critical review on current treatment technologies with a proposed alternative. *Bioresource Technology*, v.77, p.247-255, 2001.

RODRÍGUEZ, CLAUDIA TEODORA CANO;rf MORALES, GABRIELA ROA; CHÁVEZ, ARACELI AMAYA; ARIAS, RICARDO ANTONIO VALDÉS; DÍAZ, CARLOS EDUARDO BARRERA AND HERNÁNDEZ, PATRICIA BALDERAS. Tolerance of *Myriophyllum aquaticum* to exposure of industrial wastewater pretreatment with electrocoagulation and their efficiency in the removal of pollutants. *Journal of Environmental Biology*, Vol. 35 Special issue, 127-136, January 2014.

RONCO, A., BÁEZ, M. C. D., GRANADOS, Y. P. Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas – estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones; G. C., ed.; Centro Internacional de Investigaciones para el Desarrollo: Ottawa, cap. 1, 2004.

SALEM, VIDAL. Tingimento têxtil: fibras, conceitos e tecnologias.. São Paulo, Editora Blucher, 2010.

SALEM, V.; DE MARCHI, A.; MENEZES, F. G. Beneficiamento têxtil na prática. São Paulo: Golden Química do Brasil, 2005.

SANTANA, C. R.; PEREIRA, D. F.; ARAÚJO, N. A.; CAVALCANTI, E. B. e SILVA, G. F. Caracterização físico-química da moringa (*Moringa oleífera Lam*). Revista Brasileira de Produtos Agroindustriais, Campina Grande, v.12, n.1, p.55-60, 2010.

SAWYER, C.N. & McCARTY, P.L., “Chemistry for Environmental Engineers”. Mc Graw Hill Book Company, 4th ed, 1994.

SILVA, CYNTHIA ALGAYER; SILVEIRA, CAROLE; SILVA, FERNANDO ALVES; KLEN, MARCIA REGINA FAGUNDES; BERGAMASCO, ROSÂNGELA. Classificação dos lodos formados durante o processo de coagulação/floculação da água com os coagulantes PAC e *moringa oleífera*. ENGEVISTA, V. 14, n. 3. p. 302-309, dezembro 2012

SMOCZYNSKI, L.; MUNSKA, K.; PIEROZYNSKI, B. Eletrocoagulation of synthetic dairy wastewater. Water Science & Technology, n 67.2, p 404-409, 2013

SOBRERO, M. C.; RONCO, A. Ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga (*Lactuca sativa L.*). In: Ensayos Toxicológicos y Métodos de Evaluación de Calidad de Aguas, G. Castillo, Ed., Ottawa, Canadá, p. 71-79, 2004.

STRÖHER, ANA PAULA; MENEZES, MARAÍSA LOPES; PEREIRA, NEHEMIAS CURVELO; BERGAMASCO, ROSÂNGELA. Utilização de coagulantes naturais no

tratamento de efluente proveniente de lavagem de jeans . ENGEVISTA, V. 15, n. 3. p. 255-260, dezembro de 2013

TCHAMANGO, S., NANSEU-NJIKI, C. P., NGAMENI, E., HADJIEV, D., DARCHEN, A. Treatment of dairy effluents by electrocoagulation using aluminium electrodes. *Science of the Total Environment*, 408, 947–952, 2010.

TELLES, D. A.; COSTA, R. P. (Coord.) Reuso da água: conceitos, teorias e práticas. 2. ed. São Paulo: Blucher, 2010. 408 p

TEXPAL INDUSTRIA QUIMICA. 2005. Boletim técnico do corante Azul Reativo BF 5G. Valinhos, SP.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. Reuse of effluents: methods of wastewater treatment and health safeguards. Of a WHO meeting of experts. Technical report series n. 517. Genebra, 1973.

VAZ, G. L.; KLEN, M. R. F.; VEIT, M. T.; SILVA, E. A. , BARBIERO, T. A. e BERGAMASCO, R. Avaliação da eficiência de diferentes agentes coagulantes na remoção de cor e turbidez em efluentes de galvanoplastia. *Eclética Química*. Volume 35, N4, 2010.

ZODI, SALIM; POTIER, OLIVIER; LAPICQUE, FRANÇOIS; LECLERC, JEAN-PIERRE. Treatment of the textile wastewaters by eletrocoagulation: Effect of operating parameters on the sludge setting characteristics. *Separation and Purification Technology*, n.69, p.29 -36, 2009.

ZODI, SALIM; POTIER, OLIVIER; LAPICQUE, FRANÇOIS; LECLERC, JEAN-PIERRE. Treatment of the industrial wastewaters by electrocoagulation: Optimization of coupled electrochemical and sedimentation processes. *Desalination* 261 (2010) 186–190.

VIANNA, M. R., *Química para Tratamento de Água: Fundamentos- Hidráulica Aplicada às Estações de Tratamento de Água*. Instituto de Engenharia Aplicada Editora. 2ª Edição. 1992.

VILAR, V.J.P.; CAPELO, S.M.S.; SILVA, T.F.C.V.; BOAVENTURA, R.A.R. Solar photo-fenton as a pre-oxidation step for biological treatment of landfill leachate in a pilot plant with CPCs. *Catalysis Today*. V.161, p. 228-234, 2011.

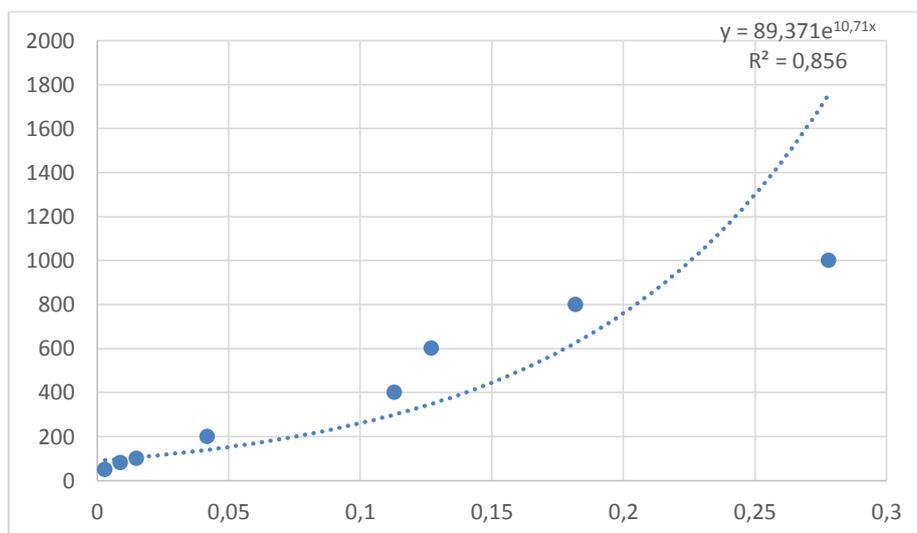
XU, X., ZHU, X., Treatment of refractory oily wastewater by electro-coagulation process, *Chemosphere*, 56, 889 (2004).

ANEXOS

Anexo 1

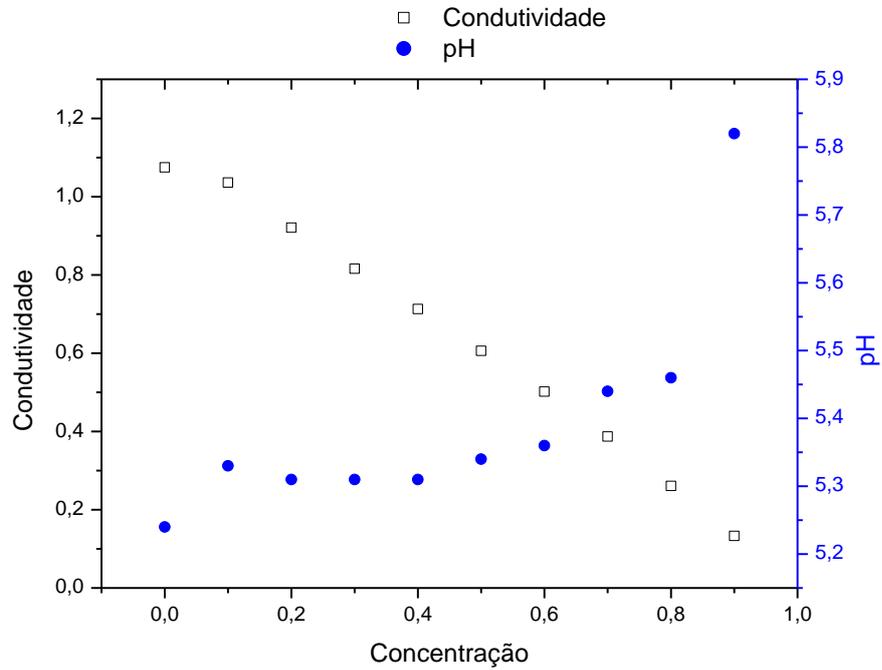
Curva de DQO

Volume da solução padrão a elevar a 100 mL	Concentração (mg de O ₂ /L)
0,003	50
0,009	80
0,015	100
0,042	200
0,113	400
0,127	600
0,182	800
0,278	1000

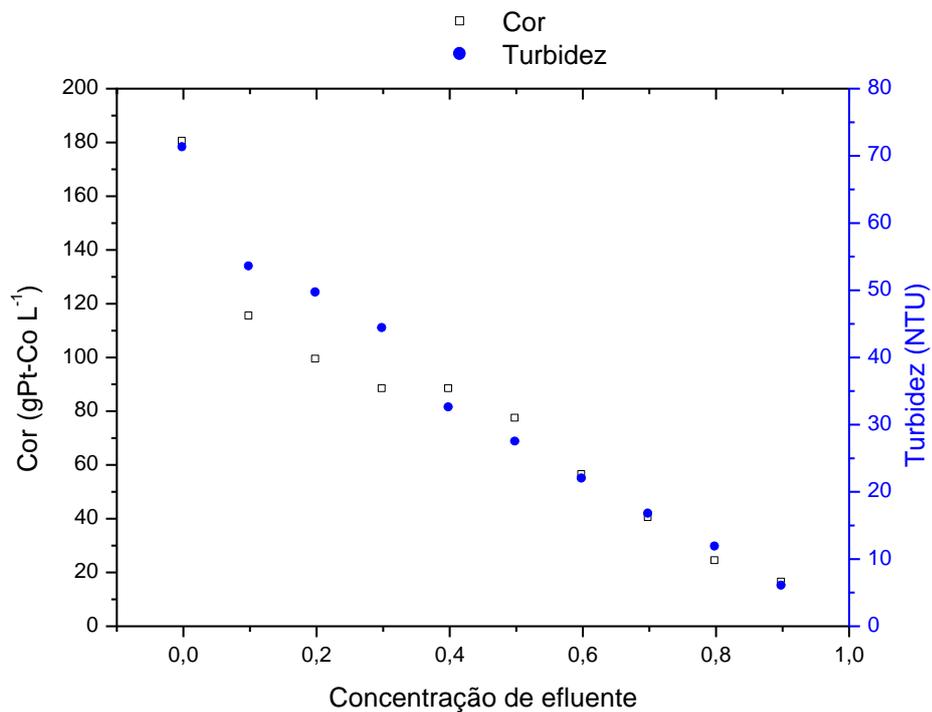


Anexo 2

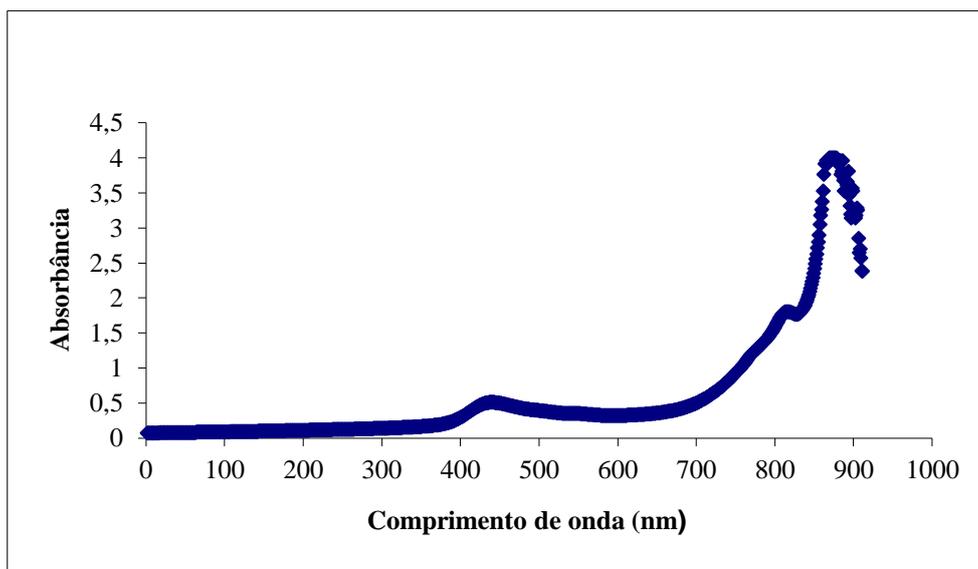
Curva de diluição do efluente bruto em relação a variação da condutividade e pH do efluente em diferentes diluições.



Curva de diluição do efluente bruto em relação a variação da cor e da turbidez do efluente em diferentes diluições.



Análise de varredura para o efluente bruto do efluente bruto, realizada em espectrofotômetro.



O maior índice de absorbância para o comprimento de onda em 890 nm, o qual representa a presença do corante.

Anexo 3

Determinação de cor (APHA, 1998).

Determinação de cor (APHA, 1998).

Metodologia:

Determinação da cor, pelo método Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.

Materiais, Reagente e Equipamentos:

- Cubeta de 10 mL;
- Água destilada;
- Espectrofotômetro (HACH modelo DR/2010).

Procedimento:

Entrar no programa 120 do espectrofotômetro e ajustar o comprimento de onda de 455nm no equipamento. Acrescentar 25mL de água destilada (o branco) na cubeta e zerar o equipamento. Após, acrescentar 25mL de amostra na cubeta e realizar a leitura.

Anexo 4

Determinação de turbidez (APHA-1995)

Metodologia:

Determinação da Turbidez pelo método Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.

Materiais, Reagente e Equipamentos:

-Cubeta de 25 mL

-Água deionizada

-Equipamento Portable Datalogging Spectrophotometer HACH

Procedimento:

Entrar no programa 750 e ajustar o comprimento de onda de 860 nm no equipamento. Acrescentar 25 mL de água deionizada (o branco) na cubeta e zerar o equipamento. Após, acrescentar 25 mL de amostra na cubeta e realizar a leitura da turbidez da amostra.

Anexo 5

Determinação da Demanda Química de Oxigênio (DQO) (APHA, 1998)

Metodologia:

Determinação da demanda química de oxigênio através do micro método.

Materiais, Reagente e Equipamentos:

-Tubos de oxidação;

-Reator (COD – REACTOR HACH);

-Água destilada;

-Solução oxidante;

$K_2Cr_2O_7$: Cromato de Potássio;

$HgSO_4$: Sulfato de Mercúrio;

H_2SO_4 : Ácido Sulfúrico;

-Solução catalítica;

Ag_2SO_4 : Sulfato de Prata;

H_2SO_4 : Ácido Sulfúrico;

-Solução padrão;

$C_8H_5KO_4$: Biftalato de Potássio;

Procedimento:

Preparo da solução oxidante:

Dissolver em 500mL de água destilada, 10,216g de $K_2Cr_2O_7$ (Dicromato de Potássio), previamente seco à 103°C por 2h; adicionar 33,3g de $HgSO_4$ (Sulfato de Mercúrio) e 167mL de H_2SO_4 (Ácido Sulfúrico) concentrado. Dissolver, esperar esfriar e após, completar o volume de 1000mL com água destilada.

Preparo da solução catalítica:

Dissolver 10g de Ag_2SO_4 (Sulfato de Prata) em 1000mL de H_2SO_4 (Ácido Sulfúrico) concentrado.

Preparo da solução padrão:

Pesar 0,8509g de $C_8H_5KO_4$ (Biftalato de Potássio P.A.) seco em estufa a 105-110°C por 2h e dissolver em água destilada. Logo após, completar o volume de 1000mL com água destilada. Esta solução corresponde a uma concentração de 1000mg de O_2/L .

Preparação da curva de calibração:

Preparar uma série de soluções padrões de 100 a 700mg de O_2/L a partir da solução padrão de acordo com a **Tabela A**.

Tabela A: Série de soluções padrões de 100 a 700mg de O_2/L a partir da solução padrão.

Volume da solução padrão a elevar a 100mL	Concentração (mg de O_2/L)
10	100
20	200
30	300
40	400
50	500
60	600
70	700

Conhecida a concentração de oxigênio a ser oxidado em cada amostra, fazer o procedimento abaixo para cada solução, determinar a absorbância para solução e construir uma reta de calibração. O branco é preparado, substituindo-se a amostra por água destilada.

Análise de DQO:

Colocar em tubos de oxidação 1,5mL de solução oxidante; 2,5mL da amostra (DQO menor que 600mg de O_2/L); 3,5mL de solução catalítica. Fechar e agitar. Colocar no reator (COD – REACTOR HACH) à 150°C durante 2h. Ler a absorbância a 600nm após ligeiro resfriamento. Ler a curva de calibração e determinar a concentração de oxigênio necessário para oxidar a amostra.

OBS: Se a amostra contiver íons Cl^- , a leitura deve ser realizada a quente, pois os íons Cl^- precipitam com a prata à frio, interferindo na leitura.

Anexo 6

Sólidos Totais, Fixos e Voláteis (APHA, 1998)

-Colocar uma cápsula de porcelana limpa na mufla a 550°C por 30 minutos, esfriar em dessecador até temperatura ambiente, não esquecer de fazer vácuo no dessecador, pesar a cápsula e anotar o peso (P1, g).

-Adicionar à cápsula um volume conhecido da amostra (preferencialmente 50 ml) importante agitar lentamente antes de adicioná-la.

-Levar a cápsula a estufa à 100°C, até a secagem completa (cerca de 12 horas). Esfriar em dessecador até temperatura ambiente, não esquecer de fazer vácuo no dessecador, pesar a cápsula e anotar o peso (P2, g).

-Levar a cápsula à mufla (550°C) por duas horas. Esfriar em dessecador até temperatura ambiente, não esquecer de fazer vácuo no dessecador, pesar a cápsula e anotar o peso (P3, g).

As equações para se determinar os Sólidos Totais, Sólidos Fixos e Sólidos Voláteis seguem presentes respectivamente a seguir:

Em que: VA: Volume da amostra.

Sólidos Dissolvidos Totais

A metodologia para determinação dos sólidos dissolvidos é análoga à metodologia para sólidos suspensos, sendo que os sólidos dissolvidos são determinados pela amostra filtrada que passou pelo papel filtro para a determinação dos sólidos suspensos.

Os sólidos dissolvidos totais podem ser determinados pelas seguintes equações.

Sólidos Dissolvidos Totais (SDT) = Sólidos Totais (ST) – Sólidos Suspensos Totais (SST)

Sólidos Suspensos Totais, Fixos e Voláteis (APHA, 1998)**Metodologia:**

Determinação de sólidos, pelo método gravimétrico.

Materiais, Reagente e Equipamentos:

- Cápsula de porcelana;
- Água destilada;
- Mufla 550°C;
- Estufa 105-110°C;
- Dessecador;
- Balança analítica;
- Papel de filtro de fibra de vidro;
- Bomba de sucção à vácuo;
- Proveta graduada;

Procedimento:**Preparo do material para Determinação dos Sólidos Suspensos Totais (SST), Fixos (SSF) e Voláteis (SSV):**

Colocar um disco de papel de fibra de vidro no aparelho de sucção com a bomba de vácuo ligada, lavando o filtro com 3 sucessivos volumes de 20mL de água destilada. Remover toda a água com a aplicação de vácuo. Retirar o papel de filtro de fibra de vidro do aparelho e levar à estufa por 1h e após, à mufla a 550°C por 30min. Deixar no dessecador até resfriamento total.

Análise de Sólidos Suspensos Totais (SST):

Pesar o papel de fibra de vidro preparado acima, obtendo-se $P_1(g)$. Agitar a amostra e tomar 10mL em uma proveta graduada e filtrar. Remover cuidadosamente o papel com o resíduo retido. Levar à estufa a 105-110°C durante 12h, ou até peso constante. Esfriar no dessecador e pesar, obtendo $P_2(g)$.

Para calcular os sólidos suspensos totais utiliza-se a fórmula;

$$SST (mg/L) = \frac{(P_1 - P_2) \times 1.000.000}{V_A}$$

em que,

VA: volume da amostra (mL).

Análise de Sólidos Suspensos Fixos e Voláteis (SSF e SSV):

Levar o papel com o resíduo à mufla a 550°C por 1h. Deixar em seguida no dessecador até esfriamento total, pesar, obtendo-se $P_3(g)$. As equações para se determinar os sólidos suspensos fixos e voláteis são, respectivamente;

$$SSF (mg/L) = \frac{(P_2 - P_1) \times 1.000.000}{V_A}$$

$$SSV (mg/L) = \frac{(P_2 - P_3) \times 1.000.000}{V_A}$$

em que,

V_A é o volume da amostra (mL).

A metodologia para determinação dos sólidos dissolvidos é análoga à metodologia para a determinação dos sólidos suspensos, sendo que os sólidos dissolvidos são determinados pela amostra filtrada que passou pelo papel de filtro para a determinação dos sólidos suspensos.

Os sólidos totais podem ser determinados pelas seguintes equações:

Sólidos Totais (ST) = Sólidos Suspensos (SS) + Sólidos Dissolvidos (SD)

Sólidos Totais Fixos (STF) = Sólidos Suspensos Fixos (SSF) + Sólidos Dissolvidos Fixos (SDF)

Sólidos Totais Voláteis (STV) = Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) + Sólidos Dissolvidos