



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

***VIVIAN ALVES MÁXIMO***

TRATAMENTO POR COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO DOS LIXIVIADOS  
DO ATERRO SANITÁRIO DA REGIÃO METROPOLITANA DE  
FLORIANÓPOLIS

Florianópolis - SC, 2007

**VIVIAN ALVES MÁXIMO**

TRATAMENTO POR COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO DOS LIXIVIADOS  
DO ATERRO SANITÁRIO DA REGIÃO METROPOLITANA DE  
FLORIANÓPOLIS

Dissertação apresentada à  
Universidade Federal de Santa  
Catarina, para Obtenção do título de  
Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Armando Borges de Castilhos Jr., Dr.

Florianópolis - SC, 2007

M464t Máximo, Vivian Alves

Tratamento por coagulação-floculação dos lixiviados gerados no aterro da região metropolitana de Florianópolis / Vivian Alves Máximo; orientador Armando Borges de Castilhos Jr. – Florianópolis, 2007.

186 f. : il ; 30 cm

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, 2007.

Inclui bibliografia

1. Aterro sanitário. 2. Lixiviados. 3. Tratamento físico-químico.  
4. Coagulação-Floculação. I. Castilhos Jr., Armando Borges de. II. Universidade Federal de Santa Catarina. Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. III. Título.

CDU: 628.4

# TERMO DE APROVAÇÃO

*Vivian Alves Máximo*

## TRATAMENTO POR COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO DOS LIXIVIADOS DO ATERRO SANITÁRIO DA REGIÃO METROPOLITANA DE FLORIANÓPOLIS

Dissertação aprovada como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre no Curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina

### BANCA EXAMINADORA

---

Prof. William Gerson Matias, Dr.  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFSC.

---

Prof. Flávio Rubens Lapolli, Dr.  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFSC.

---

Prof<sup>a</sup>. Viviana Maria Zanta, Dr<sup>a</sup>.  
Departamento de Engenharia Ambiental, UFBA

---

Prof. Armando Borges de Castilhos Jr., Dr.  
(Orientador)

---

Prof. Sebastião Roberto Soares  
(Coordenador PGEA)

Florianópolis, 20 de Outubro de 2006.

Aos Meus pais,  
Juarez e Leci Delorme A. Máximo,  
Pela vida, amor e o exemplo.

## AGRADECIMENTOS

Gostaria de relacionar todas as pessoas que de uma forma ou outra contribuíram para a realização deste trabalho. Sem o apoio destas pessoas e das instituições esta pesquisa não teria sido realizada. A todos, muito obrigado pelo privilégio da oportunidade tão valiosa.

Não posso, no entanto, deixar de mencionar algumas às quais devo agradecimentos especiais:

Ao professor Armando Borges de Castilhos Jr. pela oportunidade desta pesquisa, orientação e incentivo. Muito obrigada!

Ao prof. Maurício Luiz Sens pela sua participação, incentivo e orientação dos experimentos em laboratório.

Aos professores componentes da banca: Prof. William Gérson Matias, Prof<sup>a</sup>. Rejane Helena Ribeiro da Costa, Prof. Flávio Rubens Lapolli e Prof<sup>a</sup>. Viviana Maria Zanta pela disposição para a avaliação deste trabalho e pelas valiosas observações e sugestões.

Agradeço a amiga Marina pela parceria, apoio nos experimentos e conselhos que incrementaram esta dissertação. Aos amigos do mestrado e ao pessoal do LARESO que estiveram presentes nesta etapa de minha vida, que incentivaram e auxiliaram: Elivete, Iona, Dani e aos amigos André, Joel, Lucas e Fábio. Agradeço a Cláudia pela grande ajuda prestada e amizade.

Agradeço ao pessoal do LIMA pelo apoio dado, permitindo a realização dos ensaios e análises.

Ao CNPq pelo apoio financeiro.

À minha família, sempre presente, em especial, o meu irmão Alexandre, pelo incentivo e apoio dados durante a realização do mestrado.

# TRATAMENTO POR COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO DOS LIXIVIADOS DO ATERRO SANITÁRIO DA REGIÃO METROPOLITANA DE FLORIANÓPOLIS

## RESUMO

A rápida industrialização e urbanização resultaram num incremento do consumo de produtos ou materiais diversos, conseqüentemente, aumentando a geração de resíduos sólidos, principalmente nas grandes cidades e regiões metropolitanas. Uma das alternativas mais utilizadas para dispor os resíduos sólidos são os aterros sanitários. Mas esta técnica requer cuidados na sua execução para que atenda às normas ambientais, como a impermeabilização da camada de base e a cobertura do aterro. Os lixiviados gerados pela degradação biológica dos resíduos contidos no seu interior e pela ação das chuvas que infiltram pelo mesmo podem contaminar os recursos hídricos. Os lixiviados caracterizam-se pela sua composição complexa e sua variabilidade em relação à quantidade e qualidade gerada. Sua composição e a concentração de substâncias poluidoras são influenciadas pelos tipos de resíduos depositados no aterro. Em geral os lixiviados, ou chorume como são comumente denominados, apresentam altas concentrações de contaminantes orgânicos representados pela demanda química de oxigênio (DQO) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO), e também com altas concentrações de amônia. Devido às características acima mencionadas e às problemáticas ambientais, esta pesquisa estudou o processo de tratamento físico-químico por coagulação-floculação para o lixiviado gerado no Aterro Metropolitano de Grande Florianópolis, situado em Biguaçu – SC, utilizando cloreto férrico, sulfato de alumínio e tanino como coagulantes. O estudo foi desenvolvido em duas etapas principais, a primeira com o objetivo da otimização dos parâmetros operacionais através dos ensaios de bancada utilizando o equipamento Jar Test, a segunda etapa já com os parâmetros ótimos conhecidos (Gradientes de velocidade para a mistura rápida e floculação, bem como os tempos da mistura rápida, floculação e sedimentação) foi avaliado através de análises físicas e químicas as eficiências de remoção dos materiais recalcitrantes e metais pesados para o lixiviado bruto e tratado. Observou-se que o tratamento primário utilizando o tanino foi mais eficiente alcançando remoções de 38% de DQO, 50% de COT e 28% de fósforo total. Cabe ainda ressaltar, que o tanino apresentar melhores remoções, mas o cloreto férrico alcançou melhor eficiência na remoção de fósforo total (62%).

**Palavras-Chave:** aterros Sanitários, lixiviados, tratamento físico-químico, coagulação, floculação.

## ABSTRACT

The disposal of these wastes has been a great problem in virtue of the increasing concern of the environment preservation. The fast industrialization and urbanization had resulted in an increment of the consumption of products or diverse materials, consequently, increasing the generation of solid wastes, mainly in the great cities and regions metropolitans. One of the alternatives more used to deposit the solid wastes is in Landfills. But this technique requires cares in its execution so that it takes care of to the environment norms, as the waterproofing of the base layer and the covering of Landfill with earth it. The leachate generated by the biological degradation of the wastes contained in its interior and by the action of rains that infiltrate for exactly can contaminate the underground resources. The leachate characterizes for its complex composition and its variability in relation to the amount and generated quality. Its composition and the polluting substance concentration is influenced by the types of wastes deposited in Landfills with earth it. In general the percolate, or leachate as commonly are called, they present high concentrations of organic contaminantes represented by the chemical demand of oxygen (COD) and biochemical demand of oxygen (BOD), and also with high ammonia concentrations. Had to the problematic mentioned above characteristics and the environment ones, this research if considered to study the process of a treatment physici-st-chemistry for coagulation-flocculation for the leachate generated in Metropolitan Landfill of Great Florianópolis, situated in Biguaçu - SC, using ferric chloride, aluminum sulphate and tanning bark as coagulants. The research if gave in two main stages, first with the optimization of the operational parameters through the group of benches assays using the equipment Jar Test, the second stage already with the known excellent parameters (Gradients of speed for the fast mixture and flocculation, as well as the times of the fast mixture, flocculation and sedimentation) was evaluated through physical and chemical analyses the efficiencies of removal of the recalcitrant materials and metals weighed for the leachate liquid and after the treatment. One observed that the primary treatment using the tanning bark was more efficient reaching removals of 38% of COD, 50% of TOC and 28% of total match. In addition the tanning bark to present better removals, the ferric chloride better reached efficiency in the removal of total phosphorus (62%).

**Key-word:** Landfills, treatment physical-chemical, coagulation, flocculation



## INDICE DE TABELAS

TABELA 1 - Componentes comuns da composição gravimétrica.....	31
TABELA 2 - Produtos intermediários da degradação dos RSU .....	36
TABELA 3 - Produtos finais da degradação dos RSU.....	36
TABELA 4 - Características do lixiviado nas fases Acidogênica e Metanogênica em Aterros Sanitários.....	48
TABELA 5- Comparação entre a caracterização do lixiviado de aterros sanitários da Ásia, Europa e EUA .....	50
TABELA 6 - Principais mecanismos de remoção de poluentes no tratamento de esgotos.....	67
TABELA 7 - Principais processos químicos.....	69
TABELA 8 - Dependência entre o pH do meio e as diversas formas de ferro em solução.....	72
TABELA 9 - Descrição dos produtos utilizados nos ensaios de bancada.....	90
TABELA 10 - Principais características físico-químicas do lixiviado.....	95
TABELA 11 - Dados recentes sobre parâmetros característicos dos lixiviados gerados em diferentes regiões brasileiras .....	99
TABELA 12 - Resultados dos ensaios de coagulação/floculação.....	100
TABELA 13 - Parâmetros utilizados por Bila (2002).....	101
TABELA 14 - Variação dos gradientes de floculação nas câmaras de um floculador (Gradientes otimizados).....	113
TABELA 15 - Variação dos gradientes de floculação nas câmaras de um floculador (Gradientes otimizados).....	114
TABELA 16 - Sedimentação em Cone Imhof .....	115
TABELA 17 - Variação dos gradientes de floculação nas câmaras de um floculador (gradientes otimizados).....	123
TABELA 18 - Variação dos gradientes de floculação nas câmaras de um floculador (gradientes otimizados).....	123
TABELA 19 - Variação dos gradientes de floculação nas câmaras de um floculador (gradientes otimizados).....	124

TABELA 20 - Sedimentação em Cone Imhof .....	125
TABELA 21 - Parâmetros otimizados para o cloreto férrico e sulfato de alumínio .....	126
TABELA 22 - Remoção de cor aparente e turbidez nos pontos escolhidos.....	128
TABELA 23 - Remoção de cor aparente e turbidez nos pontos escolhidos.....	130
TABELA 24 - Sedimentação em Cone Imhof .....	131
TABELA 25 - Desempenho do tratamento por coagulação-floculação utilizando diferentes coagulantes .....	132
TABELA 26 - Valores de remoção de metais alcançados no emprego dos diferentes coagulantes	139
TABELA 27 - Resultados dos testes de toxicidade aguda do lixiviado de Aterro Sanitário .....	140
TABELA 28 - Avaliação de custos de coagulantes em função do consumo no tratamento de lixiviado.....	141

## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - Fenômenos físicos e químicos de dissolução dos minerais.....	33
FIGURA 2 - Sequências metabólicas e principais grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbica.....	38
FIGURA 3 - Variação dos parâmetros durante as fases de estabilização da matéria orgânica .....	40
FIGURA 4 - Desenho esquemático de um Aterro Sanitário .....	45
FIGURA 5 - Variação nas taxas de poluentes significantes frente ao aumento da idade do aterro Sanitário. ....	49
FIGURA 6 - Configuração esquemática da dupla camada elétrica.....	57
FIGURA 7 - Esquema de foto excitação de um semicondutor. ....	75
FIGURA 8 - Espectrômetro de Absorção Atômica.....	84
FIGURA 9 - Digestão ácida .....	85
FIGURA 10 - Calcinação na mufla.....	85
FIGURA 11 - Ataque ácido (ácido clorídrico e clorídrico na proporção 3:1).....	86
FIGURA 12 - Realização da leitura das amostras no espectrômetro .....	86
FIGURA 13 - Equipamento Jar Test.....	88
FIGURA 14 - Representação em perspectiva do equipamento Jar Test utilizado nos ensaios de otimização .....	89
FIGURA 15 - Diagrama esquemático da metodologia do ensaio de bancada Jar Test.....	91
FIGURA 16 - Variação do pH nas coletas realizadas .....	97
FIGURA 17 - Redução da Turbidez em função da dosagem de Cloreto Férrico para o tempo de decantação de 30 minutos ( $v_s = 0,23$ cm/min).....	102
FIGURA 18 - Redução da Cor Aparente e DQO em função da dosagem de Cloreto Férrico para o tempo de decantação de 30 minutos ( $v_s=0.23$ cm/min) .....	102
FIGURA 19 - Redução da Turbidez em função da variação do Gradiente de velocidade e tempo da Mistura Rápida para o tempo de sedimentação de 15 minutos.....	104
FIGURA 20 - Redução da Turbidez em função da variação do Gradiente de velocidade e tempo da Mistura Rápida para o tempo de sedimentação de 30 minutos.....	105

FIGURA 21 - Redução de Turbidez em função da dosagem de FeCl e Gradiente de velocidade de 850 s <sup>-1</sup> .....	106
FIGURA 22 - Redução de Cor Aparente em função da dosagem de FeCl e Gradiente de velocidade de 850 s <sup>-1</sup> .....	107
FIGURA 23 - Redução de Cor Aparente em função da dosagem de FeCl e Gradiente de velocidade de 1200 s <sup>-1</sup> .....	108
FIGURA 24 - Redução de Turbidez em função da dosagem de FeCl e Gradiente de velocidade de 1200 s <sup>-1</sup> .....	108
FIGURA 25 - Redução de Turbidez em função da dosagem de FeCl e Gradiente de velocidade de 1600 s <sup>-1</sup> .....	109
FIGURA 26 - Redução de Cor Aparente em função da dosagem de FeCl e Gradiente de velocidade de 1600 s <sup>-1</sup> .....	109
FIGURA 27 - Resultado da cor após tratamento com Cloreto Férrico .....	110
FIGURA 28 - Redução da Turbidez em função dos diferentes Gradientes de velocidade da mistura lenta para ts= 15 min .....	111
FIGURA 29 - Redução da Turbidez em função dos diferentes Gradientes de velocidade da mistura lenta para ts= 30 min .....	111
FIGURA 30 - Cor Aparente em função dos diferentes Gradientes de velocidade da mistura lenta para ts = 15 min .....	112
FIGURA 31 - Cor Aparente em função dos diferentes Gradientes de velocidade da mistura lenta para ts = 30 min .....	112
FIGURA 32 - Concentração de lodo em função do tempo de adensamento .....	115
FIGURA 33 - Cones Imhof no ensaio de determinação do volume de lodo .....	116
FIGURA 34 - Redução da Cor aparente em função da variação do pH para tempo de decantação de 30 minutos e velocidade de sedimentação de 0,23 cm/min .....	117
FIGURA 35 - Redução da Turbidez em função da variação do pH para tempo de decantação de 30 minutos e velocidade de sedimentação de 0,23 cm/min .....	117
FIGURA 36 - Redução da turbidez em função da variação do gradiente de velocidade da mistura rápida, dosagem de 1200 mg/L de sulfato de alumínio e ts = 30 minutos .....	118
FIGURA 37 - Redução da Cor aparente em função da variação do gradiente de velocidade da mistura rápida, dosagem de 1200 mg/L de sulfato de alumínio e ts = 30 minutos .....	119

FIGURA 38 - Redução da Turbidez em função da variação do gradiente de velocidade da mistura rápida, dosagem de 1500 mg/L de sulfato de alumínio e $t_s = 30$ minutos .....	119
FIGURA 39 - Redução da cor aparente em função da variação do gradiente de velocidade da mistura rápida, dosagem de 1500 mg/L e $t_s = 30$ minutos.....	120
FIGURA 40 - Remoção da turbidez em função da variação do gradiente de velocidade ( $s^{-1}$ ) e dosagem de 1500 mg/L de Sulfato de Alumínio para $t_s = 30$ minutos .....	121
FIGURA 41 - Cor aparente em função dos diferentes Gradientes de velocidade ( $s^{-1}$ ) da mistura lenta para $t_s = 30$ min .....	122
FIGURA 42 - Concentração de lodo em função do tempo de adensamento.....	125
FIGURA 43 - Redução da Turbidez e Cor Aparente em função da variação da dosagem de Tanino para $t_s = 30$ minutos.....	127
FIGURA 44 - Eficiência de remoção alcançada em função da variação da dosagem de tanino .....	127
FIGURA 45 - Eficiências de remoção de cor aparente alcançada em função da variação da dosagem de tanino .....	128
FIGURA 46 - Valores da Turbidez em função da variação da dosagem de polieletrólito e Tanino para $t_s = 30$ minutos .....	129
FIGURA 47 - Redução da Cor Aparente em função da variação da dosagem de polieletrólito e Tanino para $t_s = 30$ minutos .....	129
FIGURA 48 - Comparação das eficiências de remoção para a turbidez e cor aparente com ou sem a utilização de polieletrólitos .....	130
FIGURA 49 - Concentração de lodo em função do tempo de adensamento.....	131
FIGURA 50 - Gráfico de remoção de Cor Aparente obtidos entre os coagulantes utilizados .....	133
FIGURA 51 - Gráfico de remoção de Cor Aparente obtidos entre os coagulantes utilizados .....	134
FIGURA 52 - Gráfico de remoção de Nitrogênio Amoniacal obtidos entre os coagulantes utilizados .....	134
FIGURA 53 - Gráfico de remoção de COT obtidos entre os coagulantes utilizados.....	135
FIGURA 54 - Gráfico de remoção de DQO obtidos entre os coagulantes utilizados .....	136
FIGURA 55 - Percentagens de remoção total entre os coagulantes utilizados .....	137
FIGURA 56 - Espectrofotometro de Absorção Atômica .....	138
FIGURA 57 - Remoção de metais entre os coagulantes utilizados.....	139

## LISTA DE SIMBOLOS, ABREVIACOES E SIGLAS

<b>AA</b>	Alumina ativada
<b>ABNT</b>	Associação Brasileira de Normas Técnicas
<b>A/dm<sup>2</sup></b>	Densidade de corrente – mpere por decmetro quadrado
<b>Al<sup>3+</sup></b>	Alumínio
<b>Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub></b>	xido de Alumínio
<b>Al(OH)<sup>3+</sup></b>	Hidróxido de Alumínio
<b>(Al(SO<sub>4</sub>))<sub>3</sub></b>	Sulfato de Alumínio
<b>Fe(OH)<sup>3+</sup></b>	Hidróxido de Ferro
<b>AGV</b>	cidos graxos voláteis
<b>APHA</b>	American Public Health Association
<b>C</b>	Carbono
<b>Ca</b>	Cálcio
<b>CaCO<sub>3</sub></b>	Carbonato de cálcio
<b>Cd</b>	Cádmio
<b>CE(I)</b>	Concentração efetiva inicial
<b>CETESB</b>	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo
<b>cm</b>	centímetro
<b>CONAMA</b>	Conselho Nacional do Meio Ambiente
<b>Cond.</b>	Condutividade
<b>COT</b>	Carbono Orgânico Total
<b>CO<sub>2</sub></b>	Gás Carbnico
<b>CH<sub>4</sub></b>	Gás Metano
<b>Cl</b>	Cloro
<b>Cu</b>	Cobre
<b>Cr</b>	Cromo
<b>DBO<sub>5</sub></b>	Demanda Bioquímica de Oxigênio
<b>DQO</b>	Demanda Química de Oxigênio
<b>e-</b>	letron
<b>Eo</b>	Potencial redox
<b>F</b>	Flúor
<b>Fe</b>	Ferro
<b>FeCl<sub>3</sub></b>	Cloreto Férrico
<b>FATMA</b>	Fundação do meio ambiente de Santa Catarina
<b>FD</b>	Fator de diluição
<b>Fig.</b>	Figura
<b>G(s<sup>-1</sup>)</b>	Gradiente de velocidade
<b>GMR</b>	Gradiente da mistura rápida
<b>GML</b>	Gradiente da mistura lenta
<b>g/mol</b>	Grama por mol
<b>H<sub>2</sub></b>	Gás hidrogênio
<b>Hg</b>	Mrcurio
<b>H<sub>2</sub>O</b>	gua
<b>H<sub>2</sub>O<sub>2</sub></b>	Peróxido de hidrogênio
<b>H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub></b>	cido Slfurico
<b>IBGE</b>	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
<b>k</b>	constante

<b>Kg/cm<sup>2</sup></b>	Quilograma pr centímetro quadrado
<b>L</b>	Litro
<b>LIMA</b>	Laboratório Integrado de Meio ambiente
<b>m<sup>3</sup></b>	Metro cúbico
<b>mg</b>	Miligrama
<b>mg O<sub>2</sub>/L</b>	Miligrama de oxigênio por Litro
<b>Mg<sup>+</sup></b>	Magnésio
<b>Mn</b>	Manganês
<b>mm</b>	milímetro
<b>mV</b>	Milivolt
<b>nm</b>	nanômetro
<b>µm</b>	micrometro
<b>N</b>	Nitrogênio
<b>N</b>	normal
<b>Na</b>	Sódio
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	Nitrato
<b>N.º</b>	Número
<b>NBR</b>	Norma Brasileira
<b>N-NH<sub>4</sub></b>	Nitrogênio Amoniacal
<b>O<sub>2</sub></b>	Oxigênio
<b>OD</b>	Oxigênio Dissolvido
<b>OH<sup>-</sup></b>	Hidroxila
<b>OER</b>	Reações de evolução de oxigênio
<b>P</b>	Fósforo
<b>pH</b>	Potencial Hidrogeniônico
<b>pH<sub>ZPC</sub></b>	Potencial Zeta
<b>POAs</b>	Processos oxidativos avançados
<b>RH</b>	Radical hidroxila
<b>rpm</b>	Rotação por minuto
<b>SO<sub>4</sub><sup>-2</sup></b>	Sulfato
<b>SFT</b>	Sólidos Fixos Totais
<b>SVT</b>	Sólidos Voláteis Totais
<b>SST</b>	Sólidos suspensos Totais
<b>ST</b>	Sólidos Totais
<b>Tab.</b>	Tabela
<b>TMR</b>	Tempo de mistura rápida
<b>TML</b>	Tempo da mistura lenta
<b>TiO<sub>2</sub></b>	Óxido de titânio
<b>UV</b>	Ultravioleta
<b>UNT</b>	Unidade nefelométrica de turbidez
<b>u PtCo</b>	Unidades de Prata-Cobalto (cor )
<b>UFSC</b>	Universidade Federal de Santa Catarina
<b>V</b>	Volt
<b>vs</b>	Vlelocidade de sedimentação
<b>µS</b>	Micro Simens
<b>°C</b>	Graus Celsius
<b>α -FeOOH</b>	Goetita
<b>Zn</b>	Zinco

## SUMÁRIO

<b>AGRADECIMENTOS</b> .....	<b>6</b>
<b>RESUMO</b> .....	<b>7</b>
<b>ABSTRACT</b> .....	<b>8</b>
<b>INDICE DE TABELAS</b> .....	<b>9</b>
<b>LISTA DE FIGURAS</b> .....	<b>11</b>
<b>LISTA DE SIMBOLOS, ABREVIACÕES E SIGLAS</b> .....	<b>14</b>
<b>SUMÁRIO</b> .....	<b>16</b>
<b>CAPÍTULO 1</b> .....	<b>19</b>
<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	<b>19</b>
1.1. OBJETIVOS.....	22
1.1.1. Objetivo Geral .....	22
1.1.2. Objetivos Específicos .....	22
1.2. JUSTIFICATIVA DE ESTUDO .....	22
<b>CAPÍTULO 2</b> .....	<b>26</b>
2.1. DEFINIÇÃO DE LIXO E RESÍDUOS SÓLIDOS .....	26
2.2. CLASSIFICAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS.....	27
2.2.1. Quanto aos Riscos Potenciais de Contaminação Do Meio Ambiente.....	27
2.2.2. Quanto À Natureza ou Origem .....	28
2.2.3. Quanto À Degradabilidade .....	30
2.3. CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DOS RESÍDUOS SÓLIDOS.....	30
2.4. CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS .....	32
2.5. CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS.....	32
2.6. PROCESSOS DE DEGRADAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU).....	32
2.6.1. Processos Físico-Químicos de Degradação dos Resíduos Sólidos Urbanos .....	33
2.6.2. Processos Biológicos de Degradação dos Resíduos Sólidos Urbanos .....	35
2.7. TÉCNICAS DE TRATAMENTO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS.....	41
2.7.1. Redução, Reutilização e Reciclagem .....	41
2.7.2. Compostagem .....	41
2.7.3. Incineração.....	42
2.7.4. Aterro Sanitário .....	43
2.8. ASPECTOS QUALITATIVOS E QUANTITATIVOS DOS LIXIVIADOS .....	46
2.8.1. Composição e Características do Lixiviado.....	47
2.9. TÉCNICAS DE TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO DE LIXIVIADOS .....	51
2.9.1. Coagulação .....	51



2.9.2. Mecanismos da Coagulação.....	54
2.9.3. Sistema Coloidal.....	55
2.9.4. Partículas Coloidais.....	56
2.9.5. Estabilidade dos Colóides.....	56
2.9.6. Mistura Rápida.....	58
2.9.7. Coagulantes.....	58
2.10. FLOCULAÇÃO.....	60
2.11. FLOTAÇÃO.....	61
2.12. PROCESSOS ELETROLÍTICOS.....	61
2.13. SEPARAÇÃO POR MEMBRANAS.....	65
2.14. ADSORÇÃO.....	67
2.15. PROCESSOS OXIDATIVOS AVANÇADOS (POAs).....	68
2.15.1.UV/ H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> .....	69
2.15.2.Fenton, Foto-Fenton, Fenton Modificado e Eletro-Fenton.....	70
2.15.3.Processos Fundamentados em Ozônio.....	73
2.15.4.Processos Fotoeletroquímicos.....	74
<b>CAPÍTULO 3.....</b>	<b>77</b>
3.1. COLETA E PRESERVAÇÃO DAS AMOSTRAS.....	77
3.2. MÉTODOS ANALÍTICOS.....	78
3.2.1. Determinação do Ph, Condutividade, Temperatura e Potencial Redox.....	79
3.2.2. Determinação da Alcalinidade Total.....	80
3.2.3. Determinação da Dureza.....	80
3.2.4. Determinação da Demanda Química De Oxigênio.....	81
3.2.5. Determinação do Fósforo Total.....	81
3.2.6. Determinação da Turbidez.....	82
3.2.7. Determinação da Cor Aparente.....	82
3.2.8. Determinação do Nitrogênio Amomiacal.....	83
3.2.9. Determinação do Carbono Orgânico Total.....	83
3.2.10.Determinação de Nitratos.....	83
3.2.11 Determinação de Sólidos Totais (ST) e Voláteis (SV).....	83
3.2.12.Determinação de Sólidos Suspensos Totais (SST).....	84
3.2.13.Determinação de Metais.....	84
3.2.14.Avaliação da Toxicidade Aguda.....	86
3.2.15.Ensaios de Bancada: Coagulação-Floculação-Sedimentação.....	88
Série 1 – Construção dos diagramas de Coagulação:.....	91
Série 2 – Otimização da dosagem de polímero.....	92
Série 3 – Otimização da Mistura Rápida.....	93
Série 4 – Otimização da Floculação.....	93
Série 5 – Influência da Velocidade de Sedimentação.....	93

Série 6 – Determinação do Volume de Lodo.....	94
<b>CAPÍTULO 4.....</b>	<b>95</b>
4.1. CARACTERÍSTICAS DO LIXIVIADO EM ESTUDO.....	95
4.2. ENSAIOS DE COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO.....	100
4.2.1. Ensaios de Coagulação-Floculação utilizando Cloreto Férrico .....	101
4.2.2. Ensaios de Coagulação-Floculação utilizando Sulfato de Alumínio .....	116
4.2.3. Ensaios de Coagulação-Floculação utilizando Tanino .....	126
4.3. COMPARAÇÃO DE EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO ENTRE OS COAGULANTES UTILIZADOS..	132
4.4. REMOÇÃO DE METAIS PESADOS ENTRE OS COAGULANTES .....	138
4.5. AVALIAÇÃO DE TOXICIDADE AGUDA ENTRE OS COAGULANTES .....	140
4.6. AVALIAÇÃO DE CUSTOS OPERACIONAIS.....	140
<b>CAPÍTULO 5.....</b>	<b>142</b>
5.1. CONCLUSÕES .....	142
5.2. DIFICULDADES .....	143
5.3. RECOMENDAÇÕES.....	144
<b>APÊNDICE A .....</b>	<b>155</b>
<b>APÊNDICE B .....</b>	<b>166</b>
<b>APÊNDICE C .....</b>	<b>181</b>

### 1. INTRODUÇÃO

A intensa industrialização e a urbanização no Brasil resultaram em uma grande degradação ambiental. O crescimento da população, a mudança nas características dos resíduos sólidos nos últimos anos, devido ao aumento de consumo e mudanças nos hábitos da população, bem como as práticas de gerenciamento ambiental inadequadas conduziu, igualmente, à degradação da qualidade ambiental na maioria dos países desenvolvidos.

Nos últimos anos, o gerenciamento dos resíduos sólidos ganhou o foco em muitos países. A redução, o reuso e a reciclagem na fonte, compostagem, incineração e o aterro sanitário são algumas das práticas de gerenciamento de resíduos praticadas em diferentes países. A aplicabilidade destas difere de lugar para lugar. A disposição dos resíduos sólidos em aterros sanitários é a prática mais comum, seja devido aos custos mais reduzidos como na prática de seu manejo amplamente difundido. Entretanto, o aterro sanitário requer uma preocupação na impermeabilização da base do aterro para evitar que o lixiviado gerado não atinja os recursos hídricos nas proximidades do aterro.

As principais razões para a elevada aceitação e uso de aterros sanitários em muitas partes do mundo, são: (a) estudos comparativos em muitos países, entre os vários métodos alternativos de disposição, para os resíduos sólidos urbanos, têm mostrado que esta é a opção mais econômica e, (b) além das vantagens financeiras, os aterros sanitários permitem que a maioria dos resíduos sólidos sejam decompostos em condições mais ou menos controladas, até sua transformação em material estabilizado e relativamente inerte (LEMA *et al.*, 1988, ZOUBOULIS *et al.*, 2002).

Entretanto, o aterro sanitário requer um monitoramento ambiental cuidadoso desde o projeto até a sua operação. A decomposição desses resíduos gera lixiviados, cuja

composição é variada e complexa. A presença de diversos poluentes no lixiviado impõe a necessidade de tratamento adequado antes de seu lançamento no corpo receptor. O lixiviado é gerado principalmente pela infiltração da água, que passa pelos resíduos preenchendo seus vazios e facilitando a transferência dos contaminantes da fase sólida à fase líquida. Devido à natureza heterogênea dos resíduos e às diferenças nas densidades de compactação encontradas no aterro, a água pode dessa maneira infiltrar conduzindo esses contaminantes à base do aterro. Se nenhuma medida corretiva for adotada para impedir entradas de água contínuas nos resíduos, drenagem adequada e impermeabilização na base do aterro, o lixiviado gerado pode gerar impactos ambientais variados (WICHITSATHIAN, 2004).

Até poucos anos atrás a água era vista como um recurso ilimitado, a generosidade da natureza fazia crer em inesgotáveis mananciais, abundantes e renováveis. Atualmente, o mau uso, aliado à crescente demanda deste recurso, tem sido motivo de preocupação, pelo evidente decréscimo da disponibilidade de água potável em todo planeta.

Em virtude desta evidência os recursos hídricos passam a ser considerado um recurso natural de valor econômico, estratégico e social à existência e bem estar do homem e à manutenção dos ecossistemas, conseqüentemente, a água é um bem comum a toda humanidade. No Brasil o, diante do conhecimento da sua limitação e do estabelecimento da política de Recursos Hídricos, no Brasil expressa na Lei nº. 9633 de 1997, desse modo, espera-se que haja maior esforço para controlar a poluição das águas e, conseqüentemente, assegurar proteção da qualidade da mesma.

O manejo inadequado dos resíduos sólidos urbanos pode comprometer a qualidade dos recursos hídricos de uma forma intensa, sobretudo quando o é permitido que o lixiviado seja disposto diretamente, sem tratamento ou com tratamento inadequado nos recursos hídricos. Diante da necessidade de um sistema de tratamento que possibilite uma redução da concentração dos principais compostos orgânicos, inorgânicos, metais pesados e amônia que possam a vir comprometer um posterior tratamento biológico do lixiviado, o estudo do tratamento físico-químico por coagulação-floculação se faz necessário, não só por estes aspectos levantados, mas pela ampla aplicação deste processo de tratamento das águas de abastecimento, efluentes domésticos e industriais.

Para tanto, neste projeto de pesquisa verificou-se a necessidade da utilização da metodologia de tratamento baseada no tratamento de águas de abastecimento (DI BERNARDO, 1993 *apud* HASSEMER, 2000) com algumas modificações com o objetivo de adaptar às características do lixiviado.

Constitui-se, portanto, como objetivo deste trabalho investigar a técnica de tratamento físico-químico por coagulação-floculação do lixiviado utilizando cloreto férrico, sulfato de alumínio e tanino como coagulantes e determinando a sua eficiência na redução de parâmetros físico-químicos, como cor, turbidez, DQO, fósforo total, sólidos, nitrato, amônia, entre outros. Este trabalho está estruturado da seguinte forma:

No Capítulo I encontra-se o objetivo geral e específico bem como a justificativa de estudo.

No capítulo II foi realizada uma revisão na literatura sobre resíduos sólidos, com o objetivo de proporcionar a fundamentação teórica da pesquisa no que diz respeito aos resíduos sólidos, quanto suas definições classificação, legislação, características, processos de degradação e tratamento, bem como a caracterização e tipos de tratamento para os lixiviados.

No capítulo III, encontram-se os materiais e métodos, que descrevem todos os ensaios para determinação dos parâmetros físicos químicos, bem como a metodologia utilizada para a otimização dos parâmetros operacionais.

E por fim, são comentados no capítulo IV, os resultados, discussões e no capítulo V as conclusões, dificuldades e recomendações da pesquisa.

## **1.1. OBJETIVOS**

### **1.1.1. OBJETIVO GERAL**

Estudar alternativa de tratamento físico-químico para lixiviados de Aterro Sanitário, empregando a técnica de coagulação-floculação.

### **1.1.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Caracterização física e química do lixiviado bruto e tratado;
- Determinar as condições operacionais ótimas da mistura rápida, floculação e sedimentação, para fornecer subsídios para a sua aplicação em escala piloto, através da simulação em bancada utilizando equipamento jar test;
- Determinar as dosagens ótimas de Cloreto Férrico, Sulfato de Alumínio, Tanino e auxiliares de floculação;
- Determinar a eficiência dos diferentes coagulantes utilizados, através do monitoramento dos parâmetros físico - químicos do lixiviado bruto e após tratamento.

## **1.2. JUSTIFICATIVA DE ESTUDO**

Diversas técnicas vêm sendo desenvolvidas para tratar os lixiviados de modo que seu impacto possa ser minimizado. O tratamento do lixiviado e a minimização da sua geração são em princípio, as duas opções disponíveis para o gerenciamento destes efluentes em aterro sanitário. A eliminação do lixiviado na rede coletora de esgotos é uma opção atrativa, mas a variação na qualidade do esgoto e do lixiviado bem como a distância dos aterros as estações de tratamento torna esta opção difícil na prática, principalmente pelos custos elevados na sua coleta até a estação de tratamento mais próxima.

O tratamento do lixiviado tornou-se inevitável e uma exigência muito mais difundida em aterros. E essa tecnologia foi desenvolvida em 1980 no Reino Unido, mas avançou rapidamente sendo aplicada em grande escala (ROBINSON *et al*, 1992).

Um dos principais problemas ambientais vivenciados na operação de aterros são as perdas do lixiviado (infiltração) no local do aterro resultando na contaminação do subsolo e das águas circunvizinhas.

Os avanços nas técnicas de engenharia dos aterros permitem a redução na geração do lixiviado, onde é coletado e tratado antes da disposição e limitando, desse modo, a infiltração do lixiviado no solo (FARQUHAR, 1989). Porém existe ainda uma necessidade de desenvolvimento de outras opções confiáveis, sustentáveis para controlar a geração e tratamento do lixiviado.

Existem algumas dificuldades relacionadas com o tratamento do lixiviado. Primeiramente, a sua variabilidade e a concentração têm uma grande importância do tratamento do mesmo. Em segundo, devido às características únicas encontradas em diferentes aterros são tais que a tecnologia do tratamento dos resíduos aplicável em um local nem sempre pode ser diretamente transferível à outra posição. Terceiro, as flutuações na qualidade do lixiviado que ocorre tanto em intervalos curtos como longos devem ser estimados dentro do projeto do tratamento principalmente em longo prazo.

No projeto do sistema de tratamento do lixiviado, o processo deve se à variabilidade de concentrações e de vazões do lixiviado ao longo do tempo, pois um sistema de tratamento eficiente para um lixiviado jovem pode ser tornar completamente inadequado na medida em que a idade do aterro aumenta (WICHITSATHIAN, 2004).

Vários métodos de tratamento biológico foram empregados para o tratamento do lixiviado em aterros sanitários. Os sistemas de aeração prolongados, combinando grupos seqüenciais de reatores e lagoas aeradas podem ser eficientes, estáveis e confiáveis para tratar o lixiviado. No entanto, estes sistemas de tratamento podem ser ineficientes para o

tratamento de lixiviado que contêm altas concentrações de substâncias não biodegradáveis e amônia. Além disso, a concentração de matéria orgânica e o pH são significativos e, influenciam o crescimento de bactérias no processo de nitrificação (ABERLING *et al*, 1992; BAE *et al*, 1997; KABDASLI, *et al*, 2000 *apud* WICHITSATHIAN, 2004). Adicionalmente, a alta concentração da amônia com aproximadamente 1.000 mg/L no lixiviado podem influenciar diretamente a toxicidade nos efluentes (ROBINSON *et al.*, 1992).

Os sistemas de tratamento físicos usados para o tratamento do lixiviado incluem a adsorção com carvão ativado, filtração, evaporação; etc. Estes processos geralmente não são eficientes na remoção do material orgânico do lixiviado bruto. Os métodos químicos incluem a coagulação e a precipitação, a oxidação dos orgânicos. Algumas das desvantagens da coagulação e da precipitação são: a grande quantidade de lodo produzida; maior consumo de produtos químicos e a remoção parcial da matéria orgânica. Conseqüentemente, de acordo com as características do lixiviado, a combinação dos processos físico-químicos e biológicos pode-se alcançar uma melhor eficiência no seu tratamento.

O tratamento físico-químico é necessário para remover os metais pesados e hidrolisar alguns dos materiais orgânicos para o tratamento biológico, que é necessário para a estabilização e a degradação da matéria orgânica. Diante destes aspectos, o tratamento do lixiviado requer técnica avançada do tratamento, para estarem de acordo com os padrões de lançamento de efluente nos corpos receptores. Existem duas razões para a baixa eficiência na remoção do sistema de tratamento individual: a alta porcentagem matéria orgânica com alto peso molecular, a amônia e os metais pesados. A alta concentração de amônia e metais pesados pode causar a inibição biológica.

Desse modo, este trabalho de pesquisa justifica-se pela necessidade de estudos dos processos físico-químicos, utilização de tecnologia amplamente difundida e fundamentada no tratamento de águas de abastecimento, buscando uma metodologia que possibilite o tratamento do lixiviado. Os experimentos foram conduzidos em laboratório com o objetivo de simular o tratamento físico-químico por coagulação floculação em bancada utilizando o



equipamento jar test que reproduz em escala de bancada as condições operacionais ótimas próximas às encontradas na escala real.

## **2. RESÍDUOS SÓLIDOS: ORIGEM, DEFINIÇÃO E CARACTERÍSTICAS.**

### **2.1. DEFINIÇÃO DE LIXO E RESÍDUOS SÓLIDOS**

De acordo com o dicionário de Aurélio Buarque de Holanda, os resíduos sólidos urbanos são comumente denominados de lixo, segundo o autor, “lixo é tudo aquilo que não se quer mais e se joga fora; coisas inúteis, velhas e sem valor”. De um ponto de vista técnico – científico, a Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT – de acordo com a norma brasileira NBR 10004:2004 define os resíduos sólidos como:

*“Aqueles resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades da comunidade de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnicas e economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível”.*

Segundo Zanta e Ferreira (2003), os resíduos sólidos de origem urbana (RSU) são aqueles gerados pelas variadas atividades desenvolvidas nas áreas densamente povoadas e urbanizadas do município. Os resíduos gerados nessas regiões são oriundos de várias fontes, como residenciais, comerciais, de estabelecimentos de saúde, industriais, da limpeza pública (varrição, capina, poda e outros), da construção civil e, finalmente, os agrícolas.

Dentre os resíduos acima mencionados os resíduos de origem domiciliar ou aqueles com características similares, como os comerciais, e os resíduos da limpeza pública são

normalmente encaminhados para a disposição em aterros sob responsabilidade do poder municipal.

De acordo com os autores, os resíduos comerciais podem ser aceitos para coleta e disposição no aterro desde que autorizado pelas instituições responsáveis pelo gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos. Entretanto, o gerenciamento de resíduos de origem não domiciliar, como os resíduos de serviço de saúde ou da construção civil, é igualmente, de responsabilidade do gerador, estando sujeitos à legislação específica vigente.

## **2.2. CLASSIFICAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS**

Os resíduos sólidos podem ter várias formas de classificação. As mais comuns são quanto aos riscos potenciais de contaminação ao meio ambiente e quanto à natureza ou origem.

### **2.2.1. QUANTO AOS RISCOS POTENCIAIS DE CONTAMINAÇÃO DO MEIO AMBIENTE**

A norma NBR 10004, de 2004 trata da classificação de resíduos sólidos quanto a sua periculosidade, ou seja, as características apresentadas pelos resíduos em função de suas propriedades físicas, químicas ou infecto-contagiosas, que podem representar potencial de risco à saúde pública e ao meio ambiente. De acordo com sua periculosidade os resíduos sólidos podem ser enquadrados em duas categorias:

Resíduos Classe I - Perigosos

Resíduos Classe II - Não Perigosos

IIA – Não Inertes

## IIB - Inertes

- **Os resíduos classe I – Perigosos** - são os que apresentam, pelo menos, uma das seguintes características: inflamabilidade; corrosividade; reatividade; toxicidade; patogenicidade. A patogenicidade é a característica inerente aos RSU pela potencialidade em apresentar, em sua composição, agentes infectantes, como microorganismos ou toxinas por estes produzidos, que possam afetar principalmente a saúde humana.

- **Os resíduos da Classe II A – Não Inertes** – pode ter propriedades como a solubilidade em água, combustibilidade e biodegradabilidade, e não se enquadram na Classe I (Perigosos) nem na Classe II B (Inertes). Segundo Pinheiro (2005), nesta categoria, enquadra-se os papéis, papelão, matéria vegetal e outros.

- **Os resíduos da Classe II B – Inertes** – são aqueles que, submetidos aos ensaios de solubilização, não tenham nenhum de seus constituintes solubilizados, em concentrações superiores aos padrões de potabilidade de águas, excetuando-se os padrões: aspecto, cor, turbidez e sabor. Como exemplo destes materiais, pode-se citar rochas, tijolos, vidros e certos plásticos e borrachas que não são decompostos prontamente.

### 2.2.2. QUANTO À NATUREZA OU ORIGEM

A origem é o principal elemento para a caracterização dos resíduos sólidos. Segundo Monteiro *et al* (2001), este critério, os diferentes tipos de resíduos podem ser agrupados, a saber:

- **Domiciliar:** aquele originado das residências, constituído por restos de alimentos (cascas de frutas, verduras etc.), produtos deteriorados, jornais, revistas, garrafas, embalagens em geral, papel higiênico, fraldas descartáveis e uma grande diversidade de outros materiais. Podem conter, ainda, alguns resíduos que podem ser tóxicos.

▪ **Comercial:** aquele proveniente dos estabelecimentos comerciais e de serviços, tais como: supermercados, estabelecimentos bancários, lojas, bares etc.

▪ **Público:** originados dos serviços da limpeza pública urbana (limpeza das vias públicas, praias, galerias, córregos e de terrenos, restos de podas de árvores etc.), e de limpeza de áreas de feiras livres, constituídos por restos de vegetais diversos, embalagens, etc.

▪ **De serviços de saúde e hospitalar:** são constituídos de resíduos sépticos, ou seja, que contêm, ou potencialmente podem conter agentes patogênicos. São produzidos em serviços de saúde como hospitais, clínicas, laboratórios, farmácias, clínicas veterinárias, postos de saúde.

▪ **De portos, aeroportos, terminais rodoviários e ferroviários:** constituem os resíduos sépticos, que contêm, ou potencialmente podem conter agentes patogênicos trazidos dos portos, aeroportos, terminais rodoviários e ferroviários. Basicamente, originam-se de material de higiene, de asseio pessoal e de restos de alimentação que podem veicular doenças provenientes de outras cidades, Estados e países. Também nestes locais, os resíduos assépticos são considerados domiciliares.

▪ **Industrial:** são aqueles originados nas atividades da indústria: metalúrgica, química, petroquímica, papelaria, alimentícia, entre outros. O resíduo sólido industrial é bastante variado, podendo ser representado por cinzas, lodos, óleos, resíduos alcalinos ou ácidos, plásticos, papel, madeira, fibras, borracha, metal, escórias, vidros, cerâmicas etc. Nesta categoria, inclui-se a grande maioria dos resíduos sólidos considerados tóxicos.

▪ **Agrícola:** são os resíduos sólidos das atividades agrícolas e da pecuária, como embalagens de adubos, defensivos agrícolas, ração, restos de colheita etc.

- **Resíduos da construção civil (entulho):** demolições e restos de obras, solos de escavações, entre outros.

### 2.2.3. QUANTO À DEGRADABILIDADE

A classificação dos resíduos sólidos segundo Bidone & Povinelli, 1999 *apud* Souza (2005) também pode ser feita de acordo com o grau de degradabilidade, conforme apresentada a seguir:

- Facilmente degradáveis: a matéria orgânica presente nos resíduos sólidos de origem urbana;
- Moderadamente degradáveis: são os papéis, papelão e material celulósico;
- Dificilmente degradáveis: pedaços de pano, retalhos, aparas e serragens de couro, borracha e madeira;
- Não degradáveis: podem-se citar os vidros, metais, plásticos, pedras, terra, entre outros.

### 2.3. CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DOS RESÍDUOS SÓLIDOS

**Composição gravimétrica** traduz o percentual de cada componente em relação ao peso total da amostra de resíduos sólidos analisada. Os componentes mais utilizados na determinação da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos encontram-se na TAB.1

A variedade e quantidade de fontes geradoras fazem com que os resíduos tenham uma composição muito variada e heterogênea.

**TABELA 1 - Componentes comuns da composição gravimétrica.**

<b>Componentes</b>
Matéria orgânica
Papel/papelão
Plástico rígido
Plástico maleável
PET
Metal ferroso
Metal não-ferroso
Alumínio
Vidro claro
Vidro claro
Vidro escuro
Madeira
Borracha
Couro
Tecido/trapos
Ossos
Cerâmica
Agregado fino

Fonte: Monteiro *et al* (2001)

A informação sobre a composição dos resíduos sólidos urbanos é importante, para dimensionar a quantidade de equipamentos necessários, sistemas de tratamento e os planos de gestão. De acordo com Monteiro *et al* (2001), muitos técnicos tendem a simplificar, considerando apenas alguns componentes, tais como papel/papelão; plásticos; vidros; metais; matéria orgânica e outros. O autor comenta que este tipo de composição simplificada, embora possa ser usado no dimensionamento de uma usina de compostagem e de outras unidades de um sistema de limpeza urbana, não se presta, por exemplo, a um estudo preciso de reciclagem ou de coleta.

**Peso específico aparente:** é o peso dos resíduos sólidos soltos, em função do volume ocupado livremente, sem qualquer compactação, expresso em kg/m<sup>3</sup>.

**Teor de umidade** representa a quantidade de água presente nos resíduos sólidos, medida em percentual do seu peso. Este parâmetro se altera em função das estações do ano e da incidência de chuvas, podendo-se estimar um teor de umidade variando em torno de 40 a 60%.

**Compressividade** é o grau de compactação ou a redução do volume que uma massa de resíduos sólidos pode sofrer quando compactada. Submetido a uma pressão de 4 kg/cm<sup>2</sup>, o volume dos resíduos sólidos pode ser reduzido de um terço (1/3) a um quarto (1/4) do seu volume original.

## **2.4. CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS**

A composição química dos resíduos sólidos está relacionada principalmente, a componentes orgânicos, e engloba a quantificação de parâmetros como carbono, nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, cobre, zinco, ferro, manganês, sódio e enxofre, que compõem o elenco básico de macro e micro nutrientes, a relação C/N, o pH e as concentrações de sólidos totais, fixos e voláteis, poder calorífico entre outros.

## **2.5. CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS**

As características biológicas dos resíduos sólidos são aquelas determinadas pela população microbiana e dos agentes patogênicos presentes nestes materiais que, ao lado das suas características físicas e químicas, permitem que sejam selecionados os métodos de tratamento e disposição final mais adequado.

## **2.6. PROCESSOS DE DEGRADAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU)**

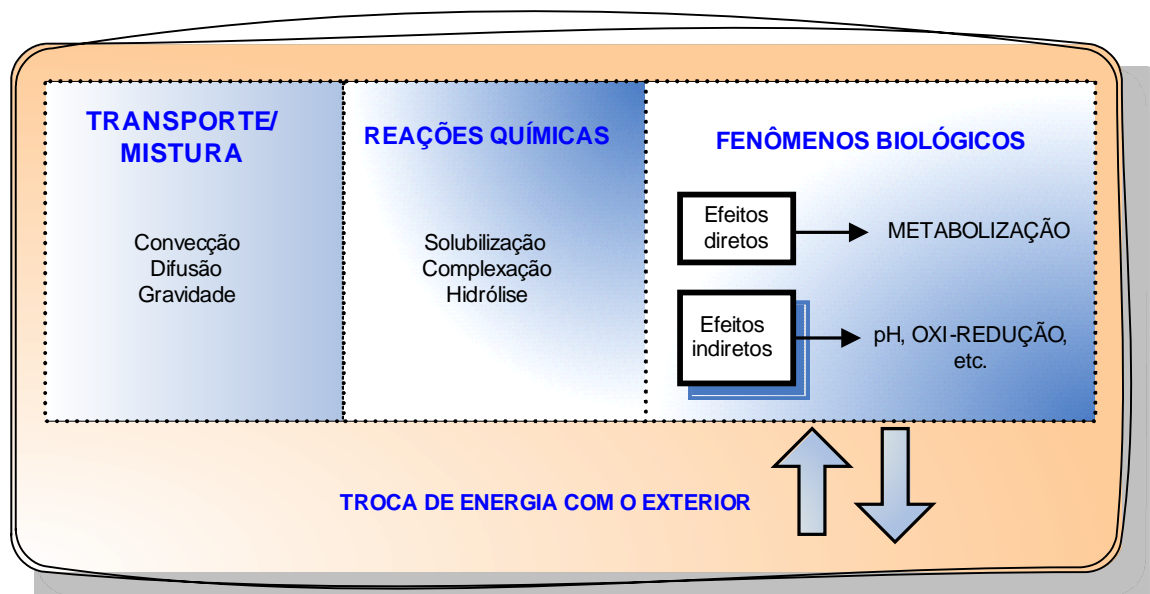
Segundo Castilhos *et al* (2003) os resíduos sólidos resultam de uma mistura de uma grande variedade química, que sob a influência de agentes naturais como a chuva e microrganismos sofrem evoluções complexas, constituídas pela superposição de mecanismos físicos, químicos e biológicos. Além da dissolução dos elementos minerais e da percolação da água pelo aterro carreando partículas finas e materiais solúveis, o principal mecanismo



responsável pela degradação dos resíduos é a bio-conversão da matéria orgânica em formas solúveis e gasosas, o que resulta em biogás e lixiviados.

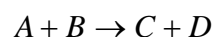
### 2.6.1. PROCESSOS FÍSICO-QUÍMICOS DE DEGRADAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Os elementos minerais presentes na composição dos resíduos sólidos urbanos sofrem processos físico-químicos de dissolução, cujos fatores determinantes da solubilização dos compostos químicos podem ser representados esquematicamente conforme a FIG.1.



**FIGURA 1 - Fenômenos físicos e químicos de dissolução dos minerais.**  
Fonte: Castilhos *et al.*, 2003.

A dissolução dos compostos minerais é análoga a uma reação química descrita por uma equação estequiométrica, indicando de um lado os reagentes e de outro os produtos:



A velocidade global de dissolução será aquela de uma reação química de dissolução ou aquela de liberação dos produtos a partir da interface de reação sólido-líquido até a solução. Dois casos de cinética de dissolução podem ser observados: a controlada pela reação química e a controlada por fenômenos de transporte (CASTILHOS *et al.*, 2003).

- ***Cinética controlada pela reação química:*** é considerada a mais simples, porém menos freqüente. O fenômeno de dissolução é descrito pelas leis cinéticas da reação química correspondente, ou seja, pelo conhecimento das constantes que intervêm na expressão da equação cinética da reação. A velocidade de dissolução pode ser definida, portanto, como a velocidade de mudança de concentração de um composto químico determinado na solução em contato com o sólido.
- ***Cinética controlada por fenômenos de transporte:*** na medida em que a dissolução obedece a uma lei cinética expressa em função da concentração dos produtos em solução, pressupõe-se a liberação dos produtos da reação. À temperatura constante, a dissolução ocorre segundo duas modalidades: a etapa de dissolução propriamente dita e a difusão das espécies químicas da interface para a solução. Assim, a velocidade de uma dissolução congruente dependerá da cinética da reação heterogênea na superfície do mineral, da velocidade de transporte da matéria entre a interface mineral-solução, da massa da solução, da velocidade das reações homogêneas no interior do solvente e da formação de íons complexos.

Castilhos *et al.* (2003), descreve os principais fatores de influência sobre a cinética de dissolução:

- ***Características do sólido:*** a quantidade de material solubilizado ao final de um determinado tempo, é proporcional à superfície de interação entre o mineral e a solução. Em alguns casos, as características da superfície externa do material são diferentes das características de sua massa, alterando assim a cinética de dissolução.
- ***Composição da solução:*** dependendo da composição da solução, pode haver indução de reações paralelas em nível do sólido, podendo ocasionar a inibição da dissolução. Desse modo, a velocidade de dissolução pode ser severamente reduzida pela adsorção de íons minerais ou de moléculas orgânicas que se localizam na interface sólido-líquido. As características físico-químicas do meio desempenham também papel importante na solubilização de numerosas espécies minerais. Os principais fatores

que afetam esse fenômeno são: pH, potencial de oxido-redução, complexação e temperatura.

### **2.6.2. PROCESSOS BIOLÓGICOS DE DEGRADAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**

Além das transformações físicas e químicas que ocorrem, o lixiviado gerado também sofre uma série de transformações biológicas no interior de um aterro. Segundo Castilhos (2003) os mecanismos biológicos de degradação dos resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário são iniciados a partir da presença de microrganismos heterótrofos, que para atender às suas necessidades energéticas oxidam substratos orgânicos. Os metabolismos predominantes são o metabolismo aeróbio e o anaeróbio, os quais estão condicionados à disponibilidade de oxigênio gasoso de origem atmosférica nas camadas de resíduos.

As comunidades microbianas presentes em sistemas de disposição final de RSU incluem bactérias hidrolíticas e fermentativas, acidogênica, acetogênicas e *archeas* metanogênicas, além de bactérias redutoras de sulfato e protozoários. Consórcios microbianos presentes em sistemas anaeróbios de aterramento de resíduos são responsáveis pela degradação. De uma forma generalizada, um aterro sanitário funciona como um grande reator anaeróbio em regime de batelada. De acordo com Ehrig, 1983 *apud* Souza, 2005, em um aterro, onde a penetração do oxigênio no interior do aterro é baixa, com exceção da área da superfície, o mecanismo biológico predominante é o anaeróbio.

Na fase inicial, durante e logo após a deposição dos resíduos nos aterros, observam-se condições adequadas de crescimento de microrganismos aeróbios. Na etapa aeróbia predominam fungos, *streptomicetos* e bactérias fotossintéticas, que se desenvolvem em presença de oxigênio molecular ou excepcionalmente, incorporado a elementos minerais (nitratos). Os principais microrganismos são as bactérias, as leveduras e os fungos. LU *et al.* (1985) *apud* Souza (2005), afirmam também que a fase de decomposição aeróbica é geralmente curta, devido à alta demanda bioquímica de oxigênio (DBO) dos resíduos e função do oxigênio presente em um aterro.

O lixiviado produzido durante esta fase é caracterizado pelo arrastamento do material particulado, a alta dissolução de sais solúveis que inicialmente estão presentes no aterro sanitário e a presença relativamente pequena de substâncias de espécies orgânicas para a degradação aeróbia. Os lixiviados formados nessa fase inicial são resultantes da umidade restante da compactação do resíduo durante a construção da célula.

A partir de substratos inicialmente presentes, há liberação no meio de uma série de metabólitos intermediários. Segundo as características dos substratos degradados, os metabólitos formados podem ser de diferentes espécies. Apresentam-se nas TAB.2 e TAB.3, os principais produtos intermediários e finais do processo de degradação aeróbia e seus efeitos (CASTILHOS, 2003).

**TABELA 2 - Produtos intermediários da degradação dos RSU**

<b>Natureza da Matéria Degradada</b>	<b>Principais Classes de Produtos Intermediários</b>
Proteínas	Polipeptídeos, ácidos aminados.
Graxas	Ácidos graxos
Hidratos de Carbono	Polissacarídeos, açúcares, aldeídos
Hidrocarbonetos	Ácidos graxos, aldeídos.

Fonte: CASTILHOS et al, 2003

Segundo os autores, os principais efeitos dos metabólitos intermediários são: poluição dos lixiviados, por meio das matérias orgânicas, globalmente medidas por intermédio da DQO, DBO<sub>5</sub> e COT; ação complexante de certos produtos (ácidos aminados e compostos aminocarboxílicos) sobre os metais; e estimulação da atividade biológica (contaminação bacteriana).

**TABELA 3 - Produtos finais da degradação dos RSU**

<b>Elementos Constituintes da Matéria Orgânica</b>	<b>Produtos Finais da Biodegradação Aeróbia</b>
H	Água H <sub>2</sub> O
C	Gás carbônico CO <sub>2</sub> , bicarbonatos e Carbonatos
N	Nitratos NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
P	Fosfato PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>
S	Sulfatos SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>
Metais	Seus hidróxidos ou carbonatos

Fonte: CASTILHOS et al., 2003

Os principais efeitos dos metabólitos finais são: influência do CO<sub>2</sub>, dos carbonatos e dos bicarbonatos sobre o pH do meio aquoso e sua capacidade tampão ácido-base em

função do pH insolubilização dos íons metálicos sob forma de hidróxidos, fosfatos, carbonatos pouco solúveis ou solubilização desses metais; liberação de elementos eutrofizantes (nitratos e fosfatos) para as águas (CASTILHOS *et al.*, 2003 *apud* SOUZA, 2005).

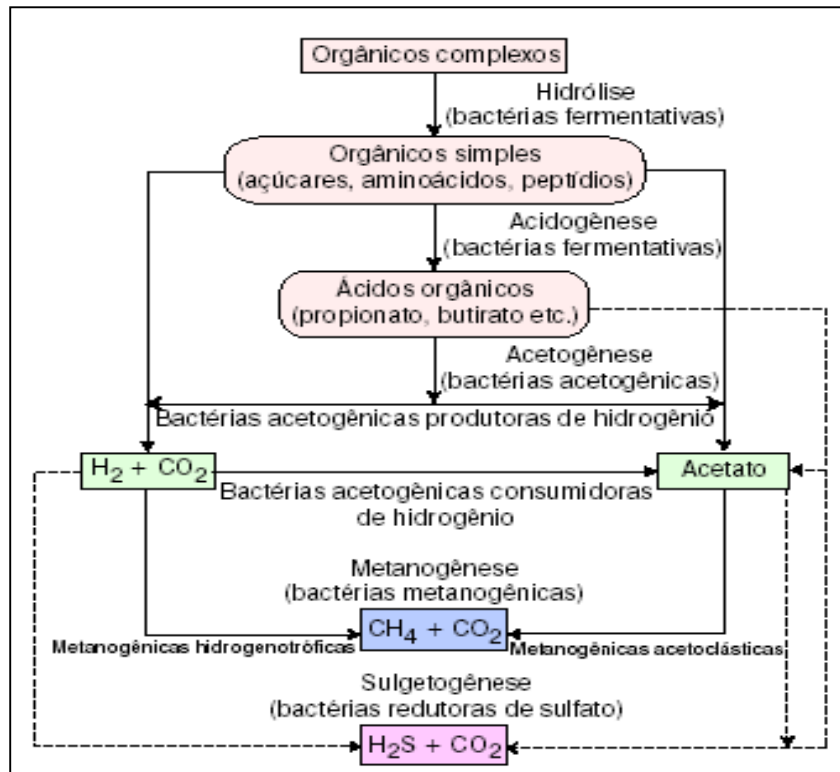
LU *et al.* (1985) *apud* Souza (2005) comentam, que no início do processo de degradação anaeróbia há a prevalência da fermentação ácida, tendo como resultados lixiviados com baixo pH, alta concentração de ácidos voláteis e concentrações consideráveis de íons inorgânicos (por exemplo:  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Ca}^{+2}$ ,  $\text{Mg}^{+2}$ ,  $\text{Na}^+$ ). Nesta condição o pH geralmente diminui conforme a produção de ácidos graxos voláteis, o aumento parcial da pressão de  $\text{CO}_2$ , o aumento na concentração de cátions e ânions, provavelmente resulta da lixiviação de materiais rapidamente solúveis, incluindo aqueles originalmente disponíveis na massa do resíduo e aqueles gerados pela biodegradação da matéria orgânica.

No metabolismo anaeróbio, os microrganismos se desenvolvem na ausência de oxigênio, podendo, entretanto, ser tolerado (anaeróbios facultativos) ou não (anaeróbios estritos). Os principais microrganismos são as bactérias. Os principais gases gerados no processo biológico de decomposição dos resíduos em um aterro sanitário, de acordo com diversos pesquisadores do tema, são: dióxido de carbono, monóxido de carbono, hidrogênio, ácido sulfídrico, metano, nitrogênio e oxigênio, assim como ácidos graxos voláteis. O dióxido de carbono e o metano são os principais gases produzidos pela decomposição anaeróbia dos componentes sobre os resíduos sólidos (CASTILHOS *et al.*, 2003).

De acordo com Barros (2004), dependendo dos valores de pH e de  $\text{DBO}_5$  é possível dizer em que fase de decomposição que se encontram os resíduos urbanos: a fase inicial, acidogênica, ou de fermentação ácida, caracteriza-se por valores de pH baixos e  $\text{DBO}_5$  elevados. A segunda fase de fermentação metanogênica caracteriza-se por valores de pH mais elevados e  $\text{DBO}_5$  menores. Nessa fase há decomposição dos produtos da fermentação ácida, sendo convertidos em metano ( $\text{CH}_4$ ), substâncias úmidas e água. A FIG. 2 apresenta cinco fases de degradação dos resíduos sólidos, descritas por Souza (2005). As descrições das cinco fases de degradação dos resíduos sólidos são apresentadas a seguir:

- Fase I: Degradação aeróbica ou Hidrólise;

- Fase II: Hidrólise e Fermentação;
- Fase III: Acetogênica;
- Fase IV: Metanogênica;
- Fase V: Oxidação.



**FIGURA 2 - Seqüências metabólicas e principais grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbica**

Fonte: SOUZA (2005)

Fase I - Degradação aeróbica ou Hidrólise: ocorre em condições oxigenadas ou aeróbias, sendo uma fase rápida podendo durar dias ou semanas, dependendo da disponibilidade de oxigênio. Os microrganismos são do tipo aeróbio e eles metabolizam o oxigênio disponível e uma fração orgânica dos resíduos para produtos simples como: hidrocarbonetos, dióxidos de carbonos, água e calor. O calor gerado pela reação de degradação exotérmica pode aumentar a temperatura dos resíduos para valores elevados. A água e o ácido carbônico são os principais produtos, com dióxido de carbono liberado como gás ou absorvido pelo resíduo para formar ácido carbônico que aumentam a acidez dos lixiviados. Os lixiviados produzidos durante esta fase inicial são provavelmente resultado de umidade atarrada com os resíduos sólidos durante a compactação e construção das células.

Fase II - Hidrólise e Fermentação: os microrganismos presentes nesta fase são facultativos, que podem tolerar a condição de redução do oxigênio. carboidratos, proteínas e lipídios sendo hidrolisados para açúcares, que favorecem a decomposição do dióxido de carbono, hidrogênio, amônia e ácidos orgânicos. Os lixiviados gerados contêm nitrogênio amoniacal em alta concentração. Os principais ácidos orgânicos são: acético, propiônico, butírico, lático e fórmico e ácidos derivados. A temperatura varia entre 30 e 50°C durante esta fase. As concentrações de DQO variam na faixa de 480 a 18.000 mgO<sub>2</sub>/l e ácidos orgânicos voláteis na faixa de 100 a 3.000 mg/l podem ser encontradas nos lixiviados.

Fase III – Acetogênica: O ácido orgânico formado na fase II é convertido por microrganismos acetogênicos para ácido acético e derivados, dióxido de carbono e hidrogênio durante as condições anaeróbicas. Outros organismos convertem hidrocarbonetos diretamente para ácido acético na presença de dióxido de carbono e hidrogênio. As condições ácidas desta fase aumentam a solubilização dos íons metálicos e aumentam as concentrações no lixiviado. A presença de ácidos orgânicos em geral deixa o pH na faixa de 4 ou menos. Altas concentrações de DBO<sub>5</sub> na faixa de 1.000 a 57.700 mg O<sub>2</sub>/l, DQO de 1.500 a 71.100 mg O<sub>2</sub>/l, ocorrem durante esta fase.

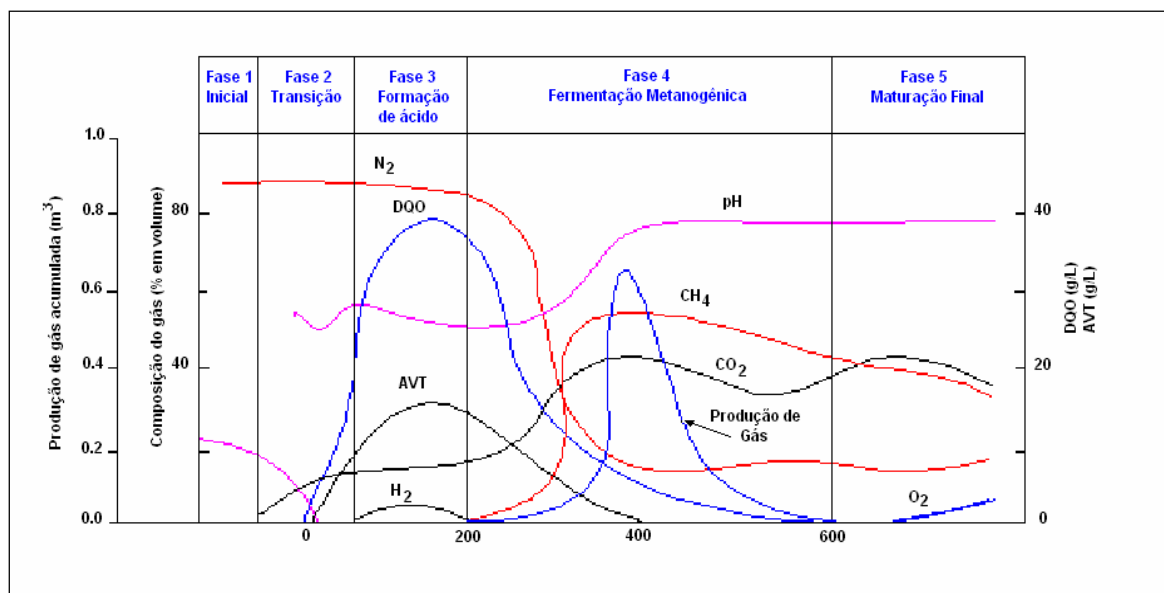
Fase IV – Metanogênica: Esta é a principal fase da produção de gás, onde gera aproximadamente 60 % de metano e 40 % de dióxido de carbono. Níveis baixos de hidrogênio são requeridos para manter os organismos, as bactérias metanogênicas, que geram dióxido de carbono e metano. O metano pode ser também resultado direto da conversão por microrganismos do hidrogênio e dióxido de carbono para metano e água. Existem dois tipos de microrganismos envolvidos desta fase, as bactérias mesofílicas, que são ativadas na faixa de temperatura de 30°C a 35°C e as bactérias termofílicas, que são ativadas na faixa de temperatura de 45°C a 65°C. Como as concentrações de ácidos caem, a faixa de pH sobe entre 7 a 8. Esta fase pode ser a mais longa ocorrida no aterro, variando entre seis meses até vários anos. Concentrações significantes de metano são geradas entre 3 e 12 meses, dependendo do desenvolvimento dos microrganismos e dos produtos da degradação dos resíduos. A produção de gás pode continuar a ser gerado por um período entre 15 e 30 anos depois da deposição dos resíduos sólidos, dependendo dos resíduos e das

características locais do aterro. Nesta fase, sulfatos e nitratos são reduzidos para sulfitos e amônia, e as concentrações de  $\text{DBO}_5$  e DQO declinam. Alguns metais são removidos por complexação e precipitação.

Fase V – Oxidação: Ocorre durante o estágio de estabilização final no aterro, os nutrientes e substratos disponíveis tornam-se limitados e a atividade biológica é reduzida. A produção de gás diminui e os lixiviados permanecem com concentrações mais baixas.

A FIG.3 apresenta as diversas fases de estabilização descritas acima, observadas em um aterro experimental em escala piloto, que recebeu reciclo de lixiviado para promover a aceleração do processo (POHLAND E HARPER, 1986).

É importante ressaltar que, este é um modelo não reflete na prática o que ocorre no aterro, uma vez que o tempo para completar o enchimento de um aterro é muito longo, ou seja, as fases ocorrem simultaneamente nos diferentes setores do aterro. Setores mais antigos estarão numa fase de estabilização mais avançada comparando-se com outros com resíduos sólidos recém depositados.



**FIGURA 3 - Variação dos parâmetros durante as fases de estabilização da matéria orgânica**  
 Fonte: Pohland e Harper (1985) adaptado por Souza, 2003



## **2.7. TÉCNICAS DE TRATAMENTO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**

O tratamento dos resíduos sólidos consiste em ações que procuram reduzir a quantidade e periculosidade do material que deve ser disposto num aterro sanitário. As vantagens são de ordem ambiental e econômica. No caso dos benefícios econômicos, a redução de custos na disposição final é a mais importante. Os fatores que reforçam a necessidade de tratamento dos resíduos são: a escassez de áreas para a disposição final dos resíduos sólidos; disputas pelo uso dos espaços disponíveis com a população vizinha aos espaços em questão; valorização dos componentes dos resíduos sólidos como forma de promover a conservação dos recursos e a inertização dos resíduos contaminados.

Os processos de tratamento de resíduos sólidos mais conhecidos são:

- Reutilização e reciclagem;
- Compostagem;
- Incineração;
- Aterros sanitários.

### **2.7.1. REDUÇÃO, REUTILIZAÇÃO E RECICLAGEM.**

Teixeira (1999) *apud* Souza (2005) define a redução da produção na origem como sendo a redução do peso e/ou do volume de resíduos, através de alterações de matéria prima, ou seja, mudando o material empregado ou sua composição. Segundo Castilhos (2003) *apud* Souza (2005), reciclagem é a incorporação do material residual num processo de fabricação para obtenção de um mesmo produto. Por outro lado, a reutilização é o prolongamento do período de utilização para obtenção de outro produto.

### **2.7.2. COMPOSTAGEM**

A compostagem pode ser definida como o processo natural de decomposição biológica de materiais orgânicos (aqueles que possuem carbono em sua estrutura), podendo ser de origem animal e vegetal, através da ação de microorganismos. Para que ocorra esta decomposição não é necessária a adição de qualquer componente físico ou químico à massa do resíduo sólido. A compostagem pode ser aeróbia ou anaeróbia, dependendo da presença ou não de oxigênio no processo (MONTEIRO *et al.*, 2001).

Na compostagem anaeróbia a decomposição é realizada por microorganismos que sobrevivem em ambientes sem a presença de oxigênio; ocorre em baixa temperatura, com exalação de fortes odores, e leva mais tempo até que a matéria orgânica se estabilize. É importante frisar que, modernamente, admite-se apenas o processo de compostagem pelo metabolismo aeróbio. Na compostagem aeróbia, processo este, portanto mais adequado ao tratamento dos resíduos sólidos domiciliares, a decomposição é realizada por microorganismos que só vivem na presença de oxigênio. A temperatura pode chegar a até 70°C, os odores emanados não são agressivos e a decomposição é mais veloz.

### **2.7.3. INCINERAÇÃO**

De acordo com Lora (2000), este método de tratamento é baseado na decomposição térmica por oxidação, com o objetivo de tornar o resíduo menos volumoso, menos tóxico ou atóxico, ou em alguns casos, eliminá-los. Comparando a incineração com a disposição em aterros sanitários, a incineração não apresenta o problema da geração e tratamento de lixiviado, além das emissões gasosas permanentes que caracterizam os aterros sanitários. Porém, para que haja uma eficiência, há necessidade de uma separação prévia da matéria orgânica (que contém muita umidade) e de outros materiais que possam ser prejudiciais ao incinerador, além do investimento inicial e de manutenção do processo ser mais elevado.

O autor afirma também que a incineração não é aplicável como um método universal de tratamento de resíduos, considerando que:

- Alguns materiais, como resíduos com alto conteúdo de umidade ou solo não combustível, não são incineráveis;
- O controle dos metais pesados (chumbo, cromo, cádmio, mercúrio, níquel, arsênio, etc.) no processo de incineração de resíduos inorgânicos é complexo;
- Pode existir a emissão de dioxinas e furanos com os gases de combustão;
- Necessita de combustíveis complementares para levar o incinerador até a temperatura de incineração e manter a mesma;
- Requer operários qualificados.

#### **2.7.4. ATERRO SANITÁRIO**

O incremento do número de habitantes no planeta, associado à concentração de grande parcela da população nas cidades, acarretam vários problemas, além daqueles ligados à infra-estrutura urbana como o crescimento desordenado e falta de saneamento básico, há uma demanda de solução para o problema da destinação adequada dos resíduos sólidos, seja pelos aspectos ligados à veiculação de doenças e, portanto à saúde pública; seja pela contaminação de cursos de água e lençóis freáticos, na abordagem ambiental.

Segundo Souza (2005), em algumas localidades ainda é utilizado o lixão como forma de disposição de resíduos. De acordo com pesquisa do IBGE no censo de 2000, observou-se que no Brasil cerca de 64% dos municípios utilizavam os lixões para destinação dos resíduos. Entretanto, outras localidades evoluíram e passaram a ter os aterros sanitários, que são locais propriamente escolhidos e preparados para receber a destinação correta do resíduo, minimizando o impacto ambiental.

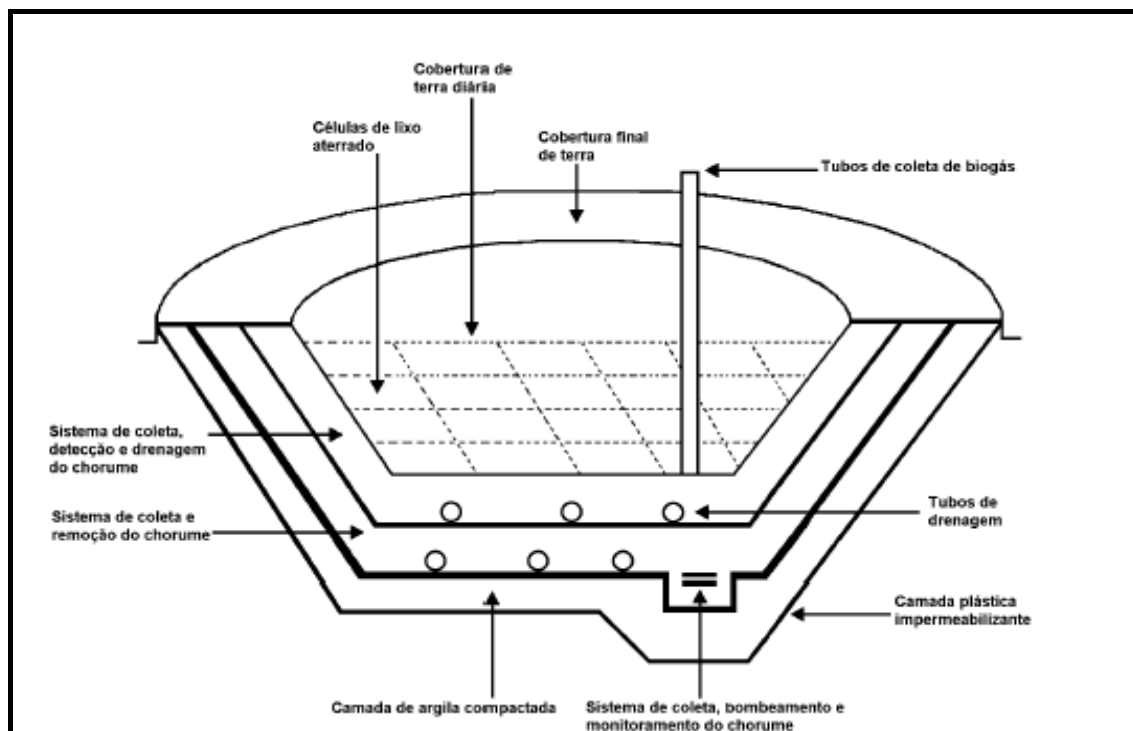
O aterro sanitário se destaca dentre as diferentes técnicas para tratamento dos resíduos sólidos de origem urbana, como um método tecnicamente e economicamente adequado para as condições do país Souza (2005). Segundo a NBR 8419 (ABNT 1984) “o aterro sanitário é uma técnica de disposição de resíduos sólidos no solo, sem causar danos à

saúde pública e a sua segurança, minimizando os impactos ambientais”. Bidone & Povinelli (1999) *apud* Souza (2005) observam que o aterro sanitário é uma forma de disposição dos resíduos sólidos urbanos no solo, utilizando critérios de engenharia e normas operacionais específicas, proporcionando o confinamento adequado dos resíduos sólidos.

A localização de um aterro sanitário é estudada de forma que atenda a uma série de requisitos, incluindo geologia do terreno, localização e movimentação das águas subterrâneas, zoneamento da área, distância do ponto de coleta dos resíduos sólidos, custos fixos e operacionais, entre outros (MARTIN *et al.*, 1999 *apud* RITA (2002)).

A FIG. 4 apresenta uma representação gráfica das linhas gerais do projeto de um aterro sanitário onde o fundo do aterro recebe uma camada de argila compactada e uma camada extra, composta por manta plástica denominada de geomembrana, para promover a sua impermeabilidade, evitando infiltração do lixiviado no solo. Também são dispostos poços de coleta e bombeamento do lixiviado gerado. Os resíduos sólidos depositado no aterro são cobertos periodicamente por uma camada de terra, formando células (LIMA, 1986; MIMIDES e PERRAKI, 2000). Tubulações perfuradas são colocadas verticalmente, com o intuito de coletar os gases produzidos pela decomposição do material, basicamente, mais de 90% desse gás gerado é composto de metano e dióxido de carbono (EL-FADEL *et al.*, 1997).

Quando a aterro atinge a saturação, várias camadas de solo são colocadas sobre sua superfície com a finalidade de cobertura, impermeabilizando parcialmente, e promover o crescimento de vegetação. Poços de controle e monitoramento de contaminação do solo e das águas subterrâneas também são instalados nas redondezas do aterro (SWITZENBAUM, 1992).



**FIGURA 4 - Desenho esquemático de um Aterro Sanitário**  
 Fonte: SWITZENBAUM (1992)

Reichert (2000) comenta que o monitoramento de um aterro sanitário pode ter como finalidade a avaliação da evolução do processo de decomposição dos resíduos sólidos do interior do aterro e avaliar a influência deste processo sobre o meio ambiente. Por meio do monitoramento podem ser avaliados os seguintes processos:

- As alterações causadas pelo aterro nas águas de superfície;
- Alteração na qualidade das águas subterrâneas, do aquífero livre;
- A vazão e características físico-químicas dos lixiviados que forneçam informações sobre os processos do interior do aterro;
- Avaliar a vazão e a produção de biogás em diferentes locais do aterro ao longo do tempo avaliando os estágios do processo de degradação;
- Obter dados sobre a degradação da matéria orgânica no aterro sanitário;
- Observar e controlar os recalques e deslocamento horizontal da massa de resíduos sólidos;
- Eficiência do sistema de tratamento de lixiviados, se esta em conformidade com os padrões de emissões definidos pelos Órgãos Ambientais.

Segundo Souza (2005) o monitoramento, no Brasil, se restringe ao aspecto ambiental ao redor do aterro e da qualidade do efluente final, sendo pouco monitorado o processo de degradação que ocorre no interior do aterro. Os estudos existentes nesta área do monitoramento do processo de degradação são pesquisas geralmente desenvolvidas por universidades e institutos de pesquisas.

## **2.8. ASPECTOS QUALITATIVOS E QUANTITATIVOS DOS LIXIVIADOS**

Os lixiviados produzidos em aterros sanitários são líquidos de cor escura e elevados teores de turbidez, de odor desagradável, que apresentam em sua composição altos teores de compostos orgânicos e inorgânicos, nas formas dissolvidas e coloidais, decorrentes do processo de degradação dos resíduos sólidos. Há uma grande contribuição das águas originadas das precipitações que penetram pela face superior do aterro, provocando lixiviação do material aterrado, desse modo contribuindo para o aumento do volume do lixiviado resultante da degradação dos resíduos e, conseqüentemente diminuindo a concentração de muitos íons presentes.

Segundo Silva (2002), a composição do lixiviado está condicionada a uma série de fatores e sua composição química variável, dependendo muito dos tipos de resíduos que são depositados no aterro. Para que se tenha um controle da situação, torna-se necessário o gerenciamento ambiental do lixiviado, monitorando-se, dentre outros fatores, a qualidade e a quantidade do efluente produzido.

De acordo com a autora a determinação do volume de lixiviado gerado no aterro não é uma tarefa fácil, para tanto, vários pesquisadores vem estimando a produção do lixiviado com aplicação de modelos matemáticos. Segundo Silva (2002) esta ferramenta ainda apresenta imprecisões, decorrentes da diferença dos cenários para a aplicação do modelo e do grande número de variáveis envolvidas.

### **2.8.1. COMPOSIÇÃO E CARACTERÍSTICAS DO LIXIVIADO**

Durante os cinco primeiros anos (< 5 anos), o aterro está na fase acidogênica e o lixiviado gerado é denominado lixiviado novo, com presença de alta concentração de carbono orgânico. Já os aterros com mais de dez anos são geralmente denominado lixiviado velho com altas concentrações de amônia (MAVINIC, 1998 *apud* WICHITSATHIAN, 2004).

A TAB. 4 apresenta as características presentes no lixiviado nas fases acidogênica e metanogênica. De acordo com WICHITSATHIAN (2004), as diferenças na qualidade do lixiviado se devem a várias razões, que podem ser categorizadas dentro de quatro divisões maiores, em outras palavras o resíduo (tipo, grau de decomposição e possível variação sazonal), o ambiente do aterro (fase de degradação, umidade, temperatura, etc.), técnica de disposição (peso das camadas do aterro, etc.) e amostragem (método de análise e amostras coletadas).

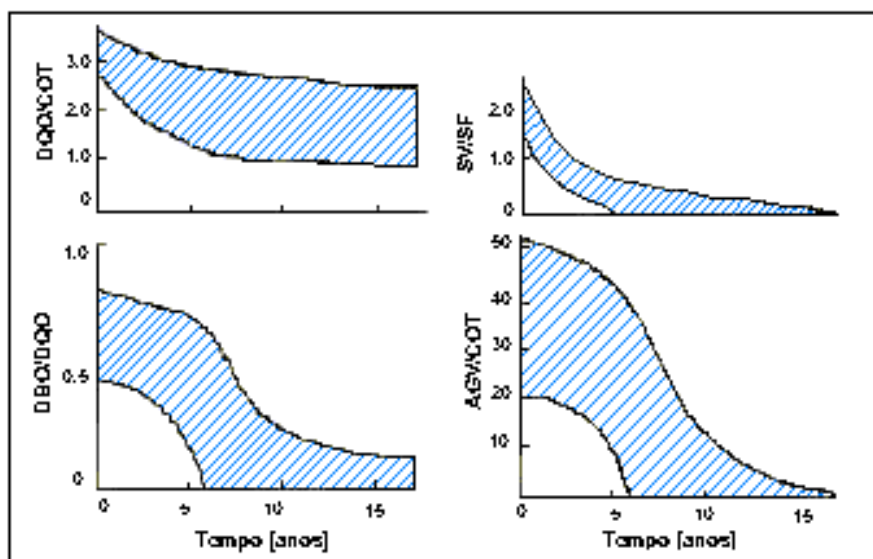
**TABELA 4 - Características do lixiviado nas fases Acidogênica e Metanogênica em Aterros Sanitários**

Parâmetro	Fase Acidogênica			Fase Metanogênica	
	Unidade	Média	Variação	Média	Variação
pH	-	6,1	4,5 a 7,5	8	7,5 a 9
DBO <sub>5</sub>	mg/L	13000	4000 a 40000	180	20 a 550
DQO	mg/L	22000	6000 a 60000	3000	500 a 4500
DBO <sub>5</sub> /DQO	-	0,58	-	0,06	-
SO <sub>4</sub>	mg/L	500	70 a 1750	80	10 a 420
Ca	mg/L	1200	10 a 2500	60	20 a 600
Mg	mg/L	470	50 a 1150	180	40 a 350
Fe	mg/L	780	20 a 2100	15	3 a 280
Mn	mg/L	25	0,3 a 65	0,7	0,03 a 45
Zn	mg/L	5	0,1 a 120	0,6	0,03 a 4

Fonte: Ehrig, 1998 *apud* Wichitsathian, 2004

O autor comenta que os fatores que influenciam a qualidade do lixiviado são interrelacionados e afetam geralmente as suas características. As mudanças na relação DBO/DQO, DQO/COT, SV/SF e ácidos graxos voláteis (AGV) / COT do lixiviado são dependentes em grande parte da idade do aterro (CHIAN *et al.*, 1976; KYLEFORS, 1997). A FIG.5 representa a tendência da variação e período de tempo no aterro.





**FIGURA 5 - Variação nas taxas de poluentes significantes frente ao aumento da idade do aterro Sanitário.**

Fonte: CHIAN *et al.*, 1976.

Durante os estágios iniciais o aterro é aeróbio e rico em matéria orgânica biodegradável. Como a idade do aterro aumenta, os microorganismos presentes tendem a degradar os compostos orgânicos que estão contidos ou associados aos materiais inorgânicos. Quando a fase anaeróbia inicia um aumento decrescendo a relação DBO/DQO. Este decréscimo na razão DBO/DQO observada sugere uma mudança na biodegradabilidade do aterro com o tempo. Para aterros novos, a proporção é por volta de 0,5 a 0,8 enquanto que num aterro velho atinge quase 0,1. A razão para a baixa biodegradabilidade no aterro velho pode ser devido à presença de ácidos húmicos e fúlvicos.

Como se pode notar na TAB.5 a amônia varia com a idade, no lixiviado novo observa-se uma concentração de DQO alta ( $> 5000$ ) e baixa concentração de nitrogênio ( $< 400$  mg/L) enquanto no lixiviado velho observa-se uma concentração alta de amônia ( $> 400$ mg/L) e a presença de compostos recalcitrantes e baixa biodegradabilidade da fração orgânica ( $DBO_5/DQO = 0,1$ ). As características do lixiviado de aterros oriundos da Ásia incluindo Tailândia, Europa e América. A caracterização do lixiviado depende da composição do resíduo sólido, a localização do aterro e o clima local. As concentrações de DBO e DQO diminuem com o aumento da idade do aterro (WICHITSATHIAN, 2004).

TABELA 5- Comparação entre a caracterização do lixiviado de aterros sanitários da Ásia, Europa e EUA

Cidades	Tailândia <sup>1,2</sup>				Malásia <sup>3</sup>				Hong-Kong <sup>4</sup>		EUA <sup>5</sup>		Europa <sup>6</sup>	
	Phitsanuklok	Pathumthami	Naklonpathom	Pathumtani	On-Nutch	Air Hitami	Sabak Bemam	Tamam Beringin	6	10	1	5	16	-
Anos de operação	1	3	4	9	20	5	7	16	6	10	1	5	16	-
Alcalinidade (mg/L)	300 - 4700	918 - 4250	960 - 2740	6620	-	1540 - 9000	1200 - 1550	3750 - 9375	10700 - 11700	3230 - 4940	800 - 4000	5810	2250	300 - 11500
pH	7,1 - 8,3	8,2 - 8,9	8,2 - 8,5	8,1	7,5	7,6 - 8,8	8,0 - 8,01	7,8 - 8,7	8,1 - 8,6	7,6 - 8,1	5,2 - 6,4	6,3	-	5,3 - 8,5
Cloretos (mg/L)	-	1220 - 5545	655 - 2200	2530	-	1625 - 3200	420 - 1820	875 - 2875	2320 - 2740	522 - 853	600 - 800	1130	70	-
SS (mg/L)	1950	29 - 110	8,4 - 15,7	12,5	488	410 - 1250	111 - 920	420 - 1150	40 - 53	3 - 124	-	-	-	-
ST (mg/L)	6700	350 - 1598	274 - 1200	848	11320	13930 - 15380	-	10300 - 13680	-	-	100 - 700	-	-	-
DQO (mg/L)	4900 - 11000	1488 - 3200	800 - 3575	3200	1200	1724 - 7038	1250 - 2570	1960 - 5500	2460 - 2830	641 - 873	10000 - 40000	8000	400	150 - 100000
DBO (mg/L)	3000 - 7150	198 - 260	100 - 240	280	130	1120 - 1800	726 - 1210	562 - 1990	-	-	7500 - 28000	4000	80	100 - 90000
NTK (mg/L)	-	240 - 452	64 - 1260	1256	700	131 - 930	-	104 - 1014	2219 - 2860	889 - 1180	-	-	-	50 - 5000
NH <sub>3</sub> -N (mg/L)	150 - 1250	-	-	-	-	2 - 32	3 - 8	2 - 47	1190 - 2700	784 - 1156	56 - 482	-	-	1 - 1500
Ni (mg/L)	0,02 - 1,56	0,01 - 0,42	0,1	0,25	0,035	0,13 - 0,95	-	0 - 0,6	-	-	-	-	-	0,02 - 2,05
Cd (mg/L)	0,037	0,02	0,001	0,002	-	0 - 0,23	0 - 0,001	0 - 0,6	-	-	-	<0,05	<0,05	0,14
Pb (mg/L)	0,03 - 0,45	0,07	0,05	-	0,52	0 - 5,37	0 - 0,03	0 - 0,15	-	-	-	-	1,0	1,02
Cr (mg/L)	-	0,01 - 0,52	0,08 - 2,9	0,07	-	0,24 - 0,94	-	0 - 3,45	-	-	-	-	-	0,03 - 1,6
Hg (mg/L)	0,5 - 1,7	-	-	-	0,684	-	-	0,04 - 0,7	-	-	-	-	-	0,05

Fonte: Wichitsathian, 2004

1. Pollution Control Department, 2000

5. Qasim e Chiang, 1994

2. Sivapornpun, 2000

6. Andreottola e Cannas, 1992

3. Agamuthu, 1999

4. Robinson e Luo, 1991.

## 2.9. TÉCNICAS DE TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO DE LIXIVIADOS

O tratamento do lixiviado através de sistemas biológicos e aeróbios é bastante efetivo quando o lixiviado é novo e quando a razão DBO/DQO é maior que a 0,4. Mas o tratamento biológico isoladamente pode ser ineficiente quando o lixiviado é originário de aterros de meia-idade e velho, neste caso, o efluente apresenta uma resistência à biodegradação e necessita de um tratamento que diminua a sua recalcitrância (Ferreira *et. al.*, 2001).

O tratamento de lixiviados por processos físicos – químicos constitui-se em uma etapa primordial na busca de diminuição da carga poluente destes efluentes. A degradação ou separação dos componentes orgânicos no lixiviado depende da composição química dos compostos orgânicos presentes (estrutura e peso molecular) e das condições ambientais que podem modificá-los. Para isso, são vários os processos de tratamento possíveis (biológicos, coagulação/floculação, precipitação química, adsorção em carvão ativado, ozonização, membranas) (BAIG *et al.*, 1999, PETERS, 1998 *apud* BILA, 2000).

No Brasil, estes processos são pouco aplicados no tratamento de lixiviados de aterros sanitários, porém no tratamento de efluentes sanitários urbanos e industriais, estes processos encontram aplicações mais cotidianas. Segundo Pacheco (2000) de modo geral, não há tecnologia que, atuando isoladamente, consiga tratar resíduos tão recalcitrantes e com elevada carga orgânica como o lixiviado. Os processos convencionais são baseados em sistemas cujas preocupações fundamentais estão associadas principalmente ao custo desse tratamento. Os principais métodos de tratamento existentes para o lixiviado podem ser divididos em físico-químico, biológicos e alternativos.

### 2.9.1. COAGULAÇÃO

No processo de coagulação, quando o coagulante é adicionado ao efluente ocorre a hidrolização, polimerização e a reação com a alcalinidade, formando hidróxidos comumente

chamados de gel, compostos de íons positivos. Como as partículas coloidais e em suspensão possuem cargas negativas em sua superfície, os íons formados na hidrólise desestabilizarão as cargas destas partículas, reduzindo o potencial zeta até próximo à zero, sendo denominado este ponto de isoelétrico, permitindo a aproximação e aglomeração das partículas e, como consequência à formação dos flocos. Desse modo, os flocos formados poderão ser separados na decantação, flotação ou filtração. A coagulação ocorre em um curto espaço de tempo, podendo variar de décimos de segundo a um período da ordem de 100 segundos.

O tratamento físico-químico por coagulação seguida de precipitação química envolve reações químicas, sendo a teoria dessas reações complexas tendo sido estudada e relatada em diversas publicações (PAVANELLI, 2001).

Segundo Pavanelli (2001), a história da separação das impurezas em dispersões na água (coagulação) é antiga. No Egito farinhas de favas e amendoim já eram utilizadas na remoção de partículas coloidais. Na Índia, cascas moídas de nozes e, na China, o alume, um sulfato duplo de alumínio e potássio. Sendo este último (alume), um precursor dos coagulantes minerais. Em 1853, na Inglaterra, J. Simpson testou em larga escala o sulfato de alumínio. Mas somente em 1885 registrou-se a primeira patente nas instalações do Departamento de Água Potável nas cidades de Somerville e Ravedan, em Nova Jersey.

Na literatura, os termos coagulação e floculação são definidos sob formas diferentes. Dentre elas, pode-se destacar Gregor *et al.* (1997) que definiram a coagulação como a formação de micro flocos e a floculação como o desenvolvimento de macro flocos. Pavanelli (2001) define que a coagulação corresponde à desestabilização das cargas negativas por meio de produto químico apropriado, habitualmente sais de ferro ou alumínio ou de polímeros sintéticos, seguidos de agitação rápida, com intuito de homogeneizar a mistura. Pode-se citar ainda Moffett (1968) que prefere definir a coagulação como a desestabilização das partículas coloidais pela neutralização das cargas presentes em sua superfície, por outro lado, o termo floculação pode ser entendido como a aglomeração dessas partículas dando origem a flocos maiores.

A coagulação, segundo Di Bernardo (1993), “geralmente realizada com sais de alumínio ou ferro, resulta de dois fenômenos: o primeiro essencialmente químico consiste nas reações do coagulante com a água e de espécies hidrolisadas com carga positiva e depende da concentração do cátion e do pH final da mistura; o segundo, essencialmente físico, consiste no transporte das espécies hidrolisadas para que haja o contato com as impurezas presentes na água”. Santos (2001) comenta a utilização de coagulantes no tratamento de águas residuárias, bem como de alguns polieletrólitos, tem sido muito difundido, em virtude da potencialidade do uso de processos físico-químicos, principalmente quando associados aos processos biológicos anaeróbicos. Neste sentido a coagulação e floculação seguidas da sedimentação ou flotação podem ser utilizadas em diversos pontos de um sistema de tratamento de efluentes, desde um afluente bruto, até o pós-tratamento, precedendo a desinfecção.

De acordo com Santos *apud* Ødegaard (2001), a formação dos flocos ocorre em três etapas distintas: coagulação/precipitação, floculação, e separação de partículas (sedimentação ou flotação e filtração). Após a coagulação as partículas, têm tamanho variando entre 0,5 e 5  $\mu\text{m}$  e são chamadas de partículas primárias. Na etapa seguinte, na floculação, são formados flocos maiores capazes de sedimentar, com tamanho de 100 a 5000  $\mu\text{m}$ .

## 2.9.2. MECANISMOS DA COAGULAÇÃO

Segundo Santos (2001) existem quatro mecanismos de coagulação: (1) compressão da camada difusa; (2) adsorção e neutralização da carga; (3) varredura; e (4) adsorção e formação de pontes.

### a) Compressão da camada difusa

Segundo Pavanelli (2001), o mecanismo de coagulação ocasiona a desestabilização das partículas através da adição de íons de carga contrária. Já em 1900, Schulze e Hardy, por meio das teorias de Derjaguin, Landau e Overbeek, mostraram que quanto maior a carga do íon positivo, menor a quantidade requerida para a coagulação. Quando ocorre a desestabilização dos colóides negativos, as concentrações molares dos metais  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{++}$  e  $\text{Al}^{+++}$  variam de 1000:10: 1.

O fenômeno é observado devido à grande concentração de cargas positivas que causam excesso de íons na camada difusa, fazendo com que reduza o volume de sua esfera para manter-se eletricamente neutra, reduzindo o potencial elétrico (potencial zeta) e predominando a força de Van der Waals (DI BERNARDO, 1993).

### b) Adsorção e Neutralização de cargas

Ao adicionar o coagulante na dispersão coloidal ocorrem interações entre coagulante-colóide e colóide-solvente. Mendes *apud* Pavanelli (2001) comenta que algumas espécies químicas são capazes de serem adsorvidas na superfície das partículas coloidais. Como tais espécies são de carga contrária à da superfície dos colóides, ocorrerá a desestabilização causada pelo coagulante em dosagens bem inferiores às da dupla camada.

### **c) Varredura**

De acordo com a quantidade de coagulante (sal metálico), do pH da mistura e da concentração de alguns íons presentes no lixiviado, poderá ocorrer a formação de precipitados como  $\text{Al}(\text{OH})^{3+}$ ,  $\text{Fe}(\text{OH})^{3+}$  ou outros, dependendo do tipo de coagulante empregado. Em geral, os flocos formados são maiores do que aqueles formados pela adsorção e neutralização de cargas, desse modo que as velocidades de sedimentação são maiores. (DI BERNARDO, 1993).

### **d) Adsorção e Formação de pontes.**

Segundo Pavanelli (2001), este mecanismo ocorre por intermédio de utilização de compostos orgânicos (polímeros) sintéticos ou naturais, utilizados como coagulantes; pode apresentar sítios ionizáveis ao longo de suas cadeias, podendo ser classificados como catiônicos, aniônicos e anfóteros.

## **2.9.3. SISTEMA COLOIDAL**

Segundo Hassemer (2000), os sistemas coloidais podem ser classificados em hidrofóbicos ou instáveis (argilas, microrganismos e óxidos metálicos) e hidrófilos ou estáveis (proteínas, amidos, sabões, detergentes sintéticos), de acordo com a condição de permanência ou não dessa estabilidade. A estabilidade depende da resultante final das forças de atração e repulsão que agem entre as moléculas. Entre as propriedades dos colóides que influem na coagulação podemos citar: a hidrofobia, hidrofília e a mobilidade eletroforética.

#### **2.9.4. PARTÍCULAS COLOIDAIS**

As partículas coloidais são classificadas de acordo com os seus tamanhos e podem variar de 1,0 nm a 1,0  $\mu\text{m}$ . No meio aquático as dispersões coloidais mais encontradas são as emulsões (dispersão líquido-líquido) e suspensões (dispersão sólido-líquido).

#### **2.9.5. ESTABILIDADE DOS COLÓIDES**

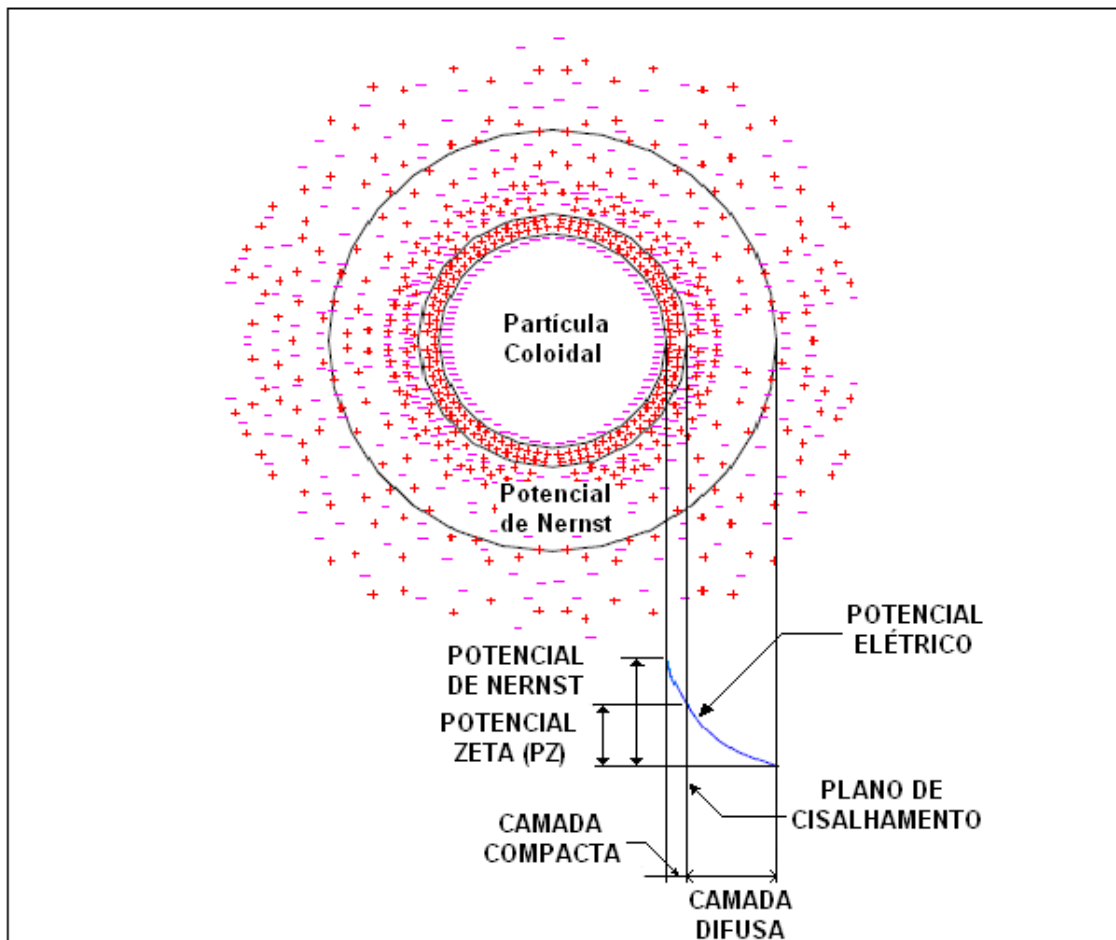
A estabilidade dos colóides depende da resultante final de forças de atração e repulsão que agem entre as partículas coloidais. As forças de atração são causadas pela interação de partículas dipolares permanentes ou induzidas, conhecidas como força de Van der Waals, e as forças de repulsão são fornecidas pelo potencial zeta (HASSEMER, 2000). Estas cargas elétricas presentes sobre as superfícies dos colóides responsáveis pela sua estabilidade podem ser adquiridas através de imperfeições na estrutura cristalina, ou da adsorção de íons da solução na superfície das mesmas.

Como os colóides apresentam carga negativa na sua superfície, ocorre um balanço com íons de carga contrária presentes no líquido. Como a superfície da partícula é negativa há um acúmulo de íons positivos na região de interface sólido-líquido, formando desse modo a Dupla Camada Elétrica, também denominada Camada Compacta. Íons negativos se aproximam da camada compacta e atraem íons positivos, resultando a Camada Difusa, que engloba a primeira. Segundo Hassemer (2000), a difusão de íons de carga contrária à da partícula, foi primeiramente introduzida por Helmholtz, e reconhecida por Gouy Chapman por volta de 1910, e por Stern, em 1924. O modelo proposto por Stern pode ser utilizado para descrever a distribuição do potencial elétrico na superfície coloidal, como mostra a FIG.6.

Existe uma concentração elevada de íons positivos próximos à superfície do colóide, também denominada Camada de Stern, a partir da qual se forma a camada difusa, na qual a concentração de íons é menor. O potencial elétrico criado pela



presença do colóide diminui com a distância, a partir da superfície do mesmo, onde é máximo e denominado Potencial de Nerst.



**FIGURA 6 - Configuração esquemática da dupla camada elétrica.**  
 Fonte: Modificado de Di Bernardo (1993) *apud* Pavanelli (2001)

Segundo Stern existe uma distância mínima entre a superfície do colóide e os íons de carga contrária (positivos), no qual o potencial elétrico decresce linearmente; em seguida a diminuição resulta exponencial passando pela fronteira entre a camada compacta e a difusa, local denominada potencial Zeta, que está associado à aplicação da diferença de potencial em uma amostra de líquido contendo colóides negativos de tal forma que certa porção do meio, em torno da partícula, caminha junto com esta ao eletrodo positivo, caracterizando o Plano de Cisalhamento (Di Bernardo, 1993 *apud* HASSEMER, 2000).

### 2.9.6. MISTURA RÁPIDA

O objetivo da mistura rápida é dispersar rapidamente os coagulantes no meio líquido, de forma que ocorra o contato entre coagulante e partículas coloidais. Ocorre sob forte agitação e altos gradientes de velocidade  $G$ , na ordem de 350 a 750  $s^{-1}$  (padrão geralmente utilizado na mistura rápida). Segundo Hassemer (2000), para a dispersão uniforme dos colóides num tempo de 1 ou 2 segundos, o potencial zeta dos mesmos deve ser reduzido. Se a mistura for insuficiente, o coagulante não será uniformemente disperso e conseqüentemente, uma grande quantidade de massa líquida não será coagulada.

A eficiência da coagulação será em função do tipo de coagulante utilizado, da dosagem e de uma mistura rápida adequada. A adequação da mistura rápida é crítica porque os coagulantes sofrem hidrólise em segundos e as espécies de múltipla valência se transformam rapidamente em metais complexos que devem ser uniformemente dispersos no meio.

### 2.9.7. COAGULANTES

Os coagulantes mais empregados são os inorgânicos (sais de ferro e alumínio), como por exemplo, o sulfato de alumínio, cloreto férrico e o sulfato férrico. Também são utilizados coagulantes orgânicos com densidade de carga positiva, também chamados polímeros catiônicos, que podem ser sintéticos ou naturais (quitosana, por exemplo).

- **Comportamento químico do alumínio e do ferro**

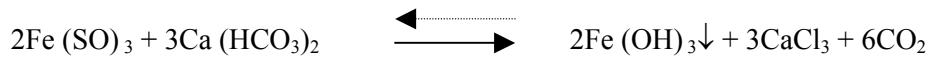
No momento que um sal de alumínio ou ferro é adicionado no meio aquoso, ocorre inicialmente sua dissociação, seguida pela reação com a água, permitindo a formação de espécies mononucleares e polinucleares. A seguir serão mostradas algumas reações dos coagulantes:

**a) Formação de gel hidróxido insolúvel**

Sulfato de Alumínio com a alcalinidade natural de bicarbonato de cálcio:



Cloreto Férrico com a alcalinidade natural de bicarbonato de cálcio:

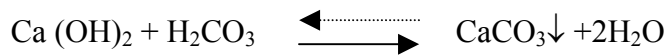


**b) Formação de carbonato de cálcio (insolúvel)**

Cal e alcalinidade natural de bicarbonato de cálcio:



Cal e ácido carbônico:



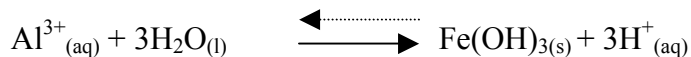
**c) Formação de produtos de hidrólise**

Hidrolização do sulfato de alumínio, formando hidróxido d e Alumínio:





**d) Hidrolização do Cloreto Férrico, formando hidróxido férrico:**



Com a formação de íons  $\text{H}^+$  no meio, há a tendência da diminuição do pH.

## 2.10. FLOCULAÇÃO

A floculação é um processo físico que ocorre logo em seguida à coagulação e se baseia na ocorrência de choques entre as partículas formadas anteriormente, de modo a produzir outras de muito maior volume e densidade, agora chamadas de flocos. Esses flocos, que são as impurezas que se deseja remover, podem ser separados do meio aquoso por meio de sedimentação, que consiste na ação da força gravitacional sobre essas partículas, as quais precipitam em uma unidade chamada decantador. A formação do floco vai acontecendo na medida em que haja colisões entre as partículas.

Nesta fase, para que haja a formação de flocos perfeitamente grandes e densidade suficiente para que possibilite a sua sedimentação, o tempo de sedimentação deve ser em torno de 30 minutos. Segundo Nunes (2004), para a formação de bons flocos ocorre quando se aplica uma dosagem adequada de coagulantes, que pode sofrer influência do pH, temperatura e outros fatores. Quando se aplica pequena dosagem não chega a atingir o ponto isoelétrico, no entanto, aplicando altas dosagens pode ocorrer a reversão dos sinais das cargas, reestabilizando, sendo as duas situações prejudiciais.

## 2.11. FLOTAÇÃO

Outra opção para a retirada desses flocos do meio da solução é a utilização da flotação por ar dissolvido, que consiste na introdução de micro bolhas de ar que aderem à superfície da partícula, diminuindo sua densidade, transportando-a até a superfície, de onde são removidas. Essa unidade é conhecida como flotador. Comparando-se com a sedimentação, a flotação apresenta as seguintes vantagens (NUNES, 2004):

- Lodos mais concentrados; remoção de sólidos de difícil sedimentação;
- Ocupação de menor área e volume;
- Taxas maiores de aplicação superficial.

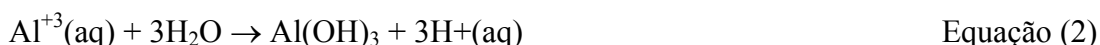
## 2.12. PROCESSOS ELETROLÍTICOS

O tratamento eletrolítico foi utilizado pela primeira vez em tratamento de água, oficialmente ainda no fim do século XIX. No Brasil, o pioneiro desta tecnologia foi Saturnino de Brito, que o apresentou em um congresso médico no ano de 1909. Apenas a partir da década de 80 que tratamento através da eletrólise foi retomado para tratamento de esgotos (WIENDL, 1995). Então, na década seguinte, inicia-se uma série de experimentos especialmente voltados para estudos sobre o uso da eletrólise tratando efluentes industriais e de difícil depuração. Chiang *et al.* (1994) utilizou a técnica eletrolítica para o tratamento de lixiviados alcançando 92% de remoção de DQO com um reator que funcionava com anodo ternário (Sn-Pd-Ru) de óxido de titânio (SPR), com densidade de corrente de 15 A/dm<sup>2</sup>, 240 minutos de tempo de detenção e 7500 mg/L de concentração de cloreto adicional.

A pesquisa desenvolvida por Tsaf *et al.* em 1996, utilizou dois diferentes pares de eletrodos: Fe-Cu ou Al-Cu e obteve entre 30 e 50% de remoção de DQO, do lixiviado, aplicando ao sistema diferentes valores de voltagem.

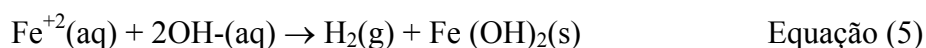
Pesquisa realizada por Morais *et al.* (2003), combinou o uso da eletrólise com o da radiação ultravioleta e desenvolveu um reator eletroquímico com anodo de ADE® (70 TiO<sub>2</sub>/30RuO<sub>2</sub>) e catodo de titânio que envolvia uma lâmpada UV, alcançando reduções de 73% de DQO, 57% de COT e diminuição da toxicidade do lixiviado com uma densidade de corrente de 116,0 A/dm<sup>2</sup>. O tratamento eletrolítico para tratamento de águas residuárias aqui abordado é aquele denominado por alguns autores de eletroflotação. Outro autor como Jiang *et al.* (2002), o denominaram de eletro-coagulação-flotação. O sistema consiste na combinação de três processos que ocorrem simultaneamente dentro da célula eletrolítica: a eletrocoagulação, a eletrofloculação e a eletroflotação.

No processo convencional de coagulação é necessária a adição de sais de alumínio (Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>) ou ferro (FeCl<sub>3</sub>) para sua promoção. Como na coagulação, na eletrocoagulação ocorre a dissolução de eletrodos ativos metálicos, como os alumínio e ferro, em íons. Estes íons são liberados no efluente através da eletrólise, e atuam sobre os colóides presentes na água de forma semelhante aos coagulantes convencionais. Mollah *et al.* (2001), apresenta as equações que descrevem a formação de diferentes hidróxido-espécies de alumínio que se formam de acordo com o valor do pH e que são decorrentes das seguintes reações anódicas:



Na presença de um eletrodo de ferro, as reações que descrevem a formação de hidróxidos de ferro podem ser apresentadas como provenientes de dois mecanismos distintos (MOLLAH *et al.*, 2001). Um dos mecanismos propostos para esta formação pode ser assim descrito:

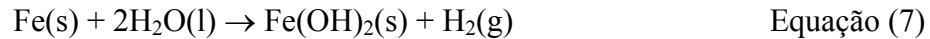
Reação anódica:



Reação catódica:



Reação total de óxido-redução



Tanto os hidróxidos formados pelos eletrodos de alumínio quanto de ferro são capazes de promover a adsorção de partículas coloidais presentes na água, desestabilizando o sistema e assim, promover a formação de agregados próprios do processo de floculação.

A eletrofloculação ocorre simultaneamente com a eletrocoagulação, eletroflotação e/ou sedimentação durante o tratamento eletrolítico. Não há necessidade da utilização de mecanismos que promovam turbulência na água, necessária para encontros entre as espécies hidrolisadas já coaguladas para que se tornem estruturas floculares, visto que as bolhas de gás  $\text{H}_2$  formadas no catodo (Equação 6) em decorrência da eletrólise produzida no meio, são suficientes para a realização deste fenômeno.

Na eletroflotação, as microbolhas de gás  $\text{H}_2$ , produzidas no meio eletrolítico por meio da eletrólise, como mostrado na Equação 6, realizam o processo da flotação, não sendo necessária a adição de ar como nos processos por ar dissolvido, simplificando assim as unidades de tratamento. A eletroflotação promove menor turbulência na solução, produzindo bolhas menores. O tamanho reduzido do diâmetro das bolhas de gás facilita a adesão entre as mesmas e as partículas em suspensão no meio, aumentando a eficiência da flotação.

Autores como Persin (1989 *apud* Pouet, 1992), citam algumas vantagens que o processo geral da eletroflotação possui sobre os processos de coagulação convencionais, como:

- A não adição de produtos químicos;

- Baixo tempo de detenção;
- Ausência de agitação mecânica;
- Produção de menor quantidade de lodo químico;
- Remoção de partículas coloidais menores; a menor partícula tem probabilidade de se agregar (campo elétrico que as mantém em movimento)

Mollah *et al.* (2001) lembra ainda que:

- O processo requer equipamentos simplificados e é de fácil operação com latitude operacional suficiente para lidar com a maioria dos problemas encontrados ou em curso;
- Os flocos da eletrocoagulação tendem a ser bem maiores, contém menos água retida, são resistentes a meios ácidos e são mais estáveis, e ainda, podem ser mais rapidamente separados por filtração, sedimentação ou flotação;
- As bolhas de gás produzidas durante a eletrólise podem carrear os poluentes para o topo da solução onde podem ser facilmente concentrados, coletados e removidos.

As principais desvantagens do processo também são apresentadas (MOLLAH *et al.* 2001):

- Os eletrodos são dissolvidos e como resultado da oxidação, precisando ser regularmente substituídos devido ao desgaste;
- A possibilidade de passividade dos catodos, diminuindo a eficiência do processo ao longo do tempo;
- Custos adicionais devido ao uso de eletricidade.



## 2.13. SEPARAÇÃO POR MEMBRANAS

Os processos de separação por membranas tais como osmose reversa, ultrafiltração, hiperfiltração, e eletrodialise, usam membranas seletivas para separar o contaminante da fase líquida. Essa separação é efetuada por pressão hidrostática ou potencial elétrico. Nesse processo o contaminante dissolvido (ou solvente) passa através de uma membrana seletiva ao tamanho molecular sob pressão. Ao final do processo obtêm-se um solvente relativamente puro, geralmente água, e uma solução rica em impurezas. Na hiperfiltração acontece a passagem de espécies pela membrana com massa molecular na faixa de 100 a 500 g/mol; a ultrafiltração é usada para separação de solutos orgânicos com massa molecular variando de 500 até 1.000.000 g/mol.

A ultrafiltração e a hiperfiltração são especialmente úteis para concentrar e separar óleos, graxas e sólidos finamente divididos na água. Também servem para concentrar soluções de moléculas orgânicas grandes e complexos iônicos de metais pesados. A técnica de separação por membranas mais difundida é a osmose reversa (OR). Embora superficialmente similar à ultra e hiperfiltração, ela opera por um princípio diferente no qual a membrana é seletivamente permeável para a água e não para solutos iônicos. Essa técnica utiliza altas pressões para forçar a permeação do solvente pela membrana, produzindo uma solução altamente concentrada em sais dissolvidos.

A osmose reversa é tradicionalmente utilizada para produção de água para abastecimento a partir de água salgada, na separação de compostos inorgânicos, como metais e cianocomplexos, de compostos orgânicos de massa molecular maior que 120 g/mol e de sólidos em concentração de até 50.000 mg/L.

A osmose reversa é baseada no princípio da osmose. Quando duas soluções de concentrações diferentes estão separadas por uma membrana semipermeável, a água flui da solução menos concentrada para a mais concentrada. O processo ocorre até que se atinja o equilíbrio. Se uma pressão maior que a pressão osmótica é aplicada na solução mais concentrada, observa-se o fenômeno da osmose reversa, ou seja, a água flui da solução mais concentrada para a menos concentrada. A pressão osmótica que necessita ser vencida é proporcional à concentração do soluto e à temperatura, e totalmente independente da

membrana. O princípio básico da eletrodialise é a aplicação de uma diferença de potencial entre dois eletrodos, em uma solução aquosa, separada por membranas seletivas a cátions e ânions e dispostas alternadamente. Os cátions migram em direção ao catodo e os ânions em direção ao anodo, produzindo fluxos alternados, pobres e ricos em cátions e ânions, separados fisicamente pelas diferentes membranas.

Alguns estudos em estações de tratamento de efluentes líquidos mostram que a eletrodialise é um método de grande potencial prático e econômico para remover mais de 50% de compostos inorgânicos dissolvidos em efluentes que sofreram um pré-tratamento para remoção de sólidos em suspensão, os quais provocariam entupimento ou colmatação das membranas. Para uma melhor eficiência de remoção, pode ser preciso que a água a ser tratada recircule quantas vezes for necessário para alcançar o nível desejado de qualidade. Na TAB. 6, são apresentados os mecanismos de remoção dos componentes poluentes mais utilizados em estações de tratamento de águas residuais. A maioria deles já foi descrita anteriormente nos processos biológicos e físico-químicos.

**TABELA 6 - Principais mecanismos de remoção de poluentes no tratamento de esgotos**

<b>Poluente</b>	<b>Dimensões</b>	<b>Principais mecanismos de remoção</b>	
Sólidos	Maiores dimensões ( $\geq 1$ cm)	Gradeamento	Retenção de sólidos com dimensões superiores ao espaçamento entre barras.
	Dimensões Intermediárias ( $\geq 0,001$ mm)	Sedimentação	Separação de partículas com densidade superior a do esgoto.
	Dimensões diminutas ( $\leq 0,001$ mm)	Adsorção	Retenção na superfície de aglomerados de bactérias ou biomassa.
Matéria orgânica	Dimensões $\geq 0,001$ mm	Sedimentação	Separação de partículas com densidade superior a do esgoto.
		Adsorção	Retenção na superfície de aglomerados de bactérias ou biomassa.
	Dimensões $\leq 0,001$ mm	Estabilização	Utilização pelas bactérias como alimento, com conversão a gases, água e outros compostos inertes.
		Adsorção	Retenção na superfície de aglomerados de bactérias ou biomassa.
		Estabilização	Utilização pelas bactérias como alimento, com conversão a gases, água e outros compostos inertes.

Fonte: Barros *et al.*, 1995.

## 2.14. ADSORÇÃO

A adsorção consiste de um fenômeno de superfície e está relacionada com a área disponível do adsorvente, a relação entre massa do adsorvido e massa do adsorvente, pH, temperatura, força iônica e natureza química do adsorvente e do adsorvido. A adsorção pode ser um processo reversível ou irreversível. Historicamente o carvão ativado (CA) ficou conhecido como o adsorvente “universal”, usado principalmente para tratamento de águas residuais contendo radionuclídeos e metais. No entanto, esse adsorvente é notadamente efetivo para a remoção de moléculas apolares, e é muito utilizado em tratamento de água de abastecimento, para remoção de substâncias que provocam cor e sabor. Predominantemente utiliza-se carvão ativado na forma granular, produzido a partir de madeira, lignita e carvão betuminoso, com área superficial variando de 200 a 1.500 m<sup>2</sup>/g.

A adsorção em alumina ativada (AA) tem sido utilizada na remoção de fluoreto, arsênio, sílica e húmus. Esse adsorvente, Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, é preparado em uma faixa de temperatura de 300 a 600 °C e apresenta uma área superficial de 50 a 300 m<sup>2</sup>/g. Na verdade, a adsorção é um fenômeno de troca iônica, e os ânions são mais bem adsorvidos em pHs próximos de 8,2, ou seja, no pH<sub>ZPC</sub>, conhecido como potencial zeta ou isoeletrico. Na faixa de pH de 5 a 8 há uma

ordem preferencial de adsorção de ânions:  $\text{OH}^- > \text{H}_2\text{AsO}_4^- > \text{F}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{NO}_3^-$ . É importante notar que se o pH do efluente a ser tratado for alto (elevada concentração de  $\text{OH}^-$ ), haverá uma rápida saturação dos sítios ativos do adsorvente. Outros adsorventes naturais têm sido testados, tais como plantas, raízes, bagaço de cana, cabelo, cinzas etc. O aguapé, uma macrófita flutuante, foi muito utilizado para tratamento de efluentes contendo fenol e metais.

Esses compostos são adsorvidos em grande parte nas raízes, e evidentemente como desvantagens podem-se citar a necessidade de uma renovação periódica da planta, o aparecimento de mosquitos e destino final das plantas utilizadas.

## 2.15. PROCESSOS OXIDATIVOS AVANÇADOS (POAs)

De acordo com Pacheco (2004), os processos oxidativos avançados surgiram como nova alternativa para o tratamento de efluentes industriais. Alguns processos são conhecidos há muito tempo, porém somente na década de 90 foram realizadas pesquisas mais específicas para o tratamento de resíduos. Segundo o autor, os processos oxidativos avançados são aqueles em que a principal via reacional é mediada pelo radical hidroxila ( $\text{OH}$ ). Em função de seu elevado poder oxidante ( $E^\circ=2,8 \text{ V}$ ), o radical hidroxila é extremamente reativo, o que faz com que reaja rápida e indiscriminadamente com inúmeros substratos orgânicos, levando a sua completa degradação.

Devido à sua elevada reatividade dificulta a sua estocagem, o que obriga a utilização de sistemas de geração *in situ*. Existem diversas maneiras de produzir esse radical, podendo-se citar, dentre os mais conhecidos: fotocatalise heterogênea, processos baseados na reação de Fenton, sistemas do tipo  $\text{UV}/\text{H}_2\text{O}_2$ , processos fotoeletroquímicos e processos baseados nas reações com ozônio (PACHECO, 2004). Podem-se classificar os processos oxidativos avançados em: homogêneos ou heterogêneos e irradiados ou não-irradiados, conforme a TAB. 7. A diferença entre estes processos está na montagem técnica, nos reagentes utilizados para a produção do radical hidroxila e na fase em que se encontra o fotocatalisador, quando presente.

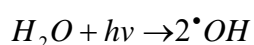
TABELA 7 - Principais processos químicos.

Processos	Homogêneos	Heterogêneos
Irradiados	• UV/H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	• Fotocatalise
	• Foto-Fenton	• <i>Like-Fenton</i> com ferro imobilizado
	• Ozônio/UV	• Processos fotoeletroquímicos
	• Ozônio/UV/H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	
Não irradiados	• Fenton	• <i>Like-Fenton</i> com ferro imobilizado
	• Ozônio/H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	• Processos eletroquímicos

Fonte: Adaptado de Pacheco (2004)

### 2.15.1. UV/ H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>

Segundo Leahy *et al.* (2000) e Shen *et al.* (2002) para ocorrer a geração de radical hidroxila neste sistema há uma cisão homolítica na molécula de peróxido de hidrogênio mediada através de radiação ultravioleta. A ligação peróxido (O – O) da molécula de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> pode ser quebrada por absorção de energia de comprimento de onda da ordem de 254 nm, o que leva à geração de dois moles de radical hidroxila por mol de fótons absorvidos, conforme representado na equação 8.



Equação (8)

Este sistema homogêneo é de simples aplicação, tendo como único limitante à alta energia associada à decomposição do peróxido. Apesar disto, Shen *et al.* (2002) comenta a existência de aplicações em escala piloto e industrial. A evolução da tecnologia de reatores tem sido crescente nos últimos anos, principalmente com relação às fontes de radiação. Diante deste contexto, pode-se dar destaque aos sistemas que utilizam lâmpadas germicidas de baixa potência, as quais, além de evitarem o uso de sistemas de troca de calor, tem tornado o processo menos oneroso.

### 2.15.2. Fenton, Foto-Fenton, Fenton Modificado e Eletro-Fenton

Em 1894, H. J. H. Fenton reportou que íons ferrosos promovem a oxidação de ácido maléico na presença de peróxido de hidrogênio. Seus trabalhos posteriores mostraram que a combinação entre ferro II e peróxido de hidrogênio são processos eficientes para oxidação de compostos orgânicos Walling (1975). Quatro anos depois das publicações de Fenton, Haber e Weiss propuseram o envolvimento de radicais hidroxilas nesse tipo de reação. Entretanto, o verdadeiro mecanismo somente foi desvendado na década de 40 por Merz e Waters, que propuseram a decomposição do  $H_2O_2$  catalisada por  $Fe^{2+}$ . De acordo com Pacheco (2004), o processo, representado pela equação 9, corresponde a uma reação redox, que leva à geração de um mol de radical hidroxila para cada mol de peróxido de hidrogênio presente no meio.



O autor ainda comenta que esta reação é favorecida cineticamente, tendo uma constante  $k = 76 \text{ L mol}^{-1} \text{ s}^{-1}$  a  $30 \text{ }^\circ\text{C}$  e pH igual a 3,0. Íons ferrosos são facilmente doadores de elétrons para sistemas de radicais, paralelamente pode ocorrer à reação de decomposição do radical hidroxila, representada pela equação 10.

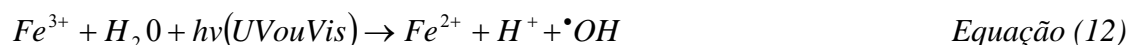


Os radicais hidroxila formados podem atuar sob diferentes mecanismos, como adição nucleofílica, abstração de hidrogênio, substituição no anel, gerando compostos oxidados. A atuação dos radicais hidroxila sobre substratos orgânicos pode ser genericamente representada pela equação 11.



A cinética de decomposição do radical hidroxila é bastante favorecida ( $k \approx 108 \text{ L mol}^{-1} \text{ s}^{-1}$ ), do mesmo modo que a degradação dos compostos orgânicos (representada pela

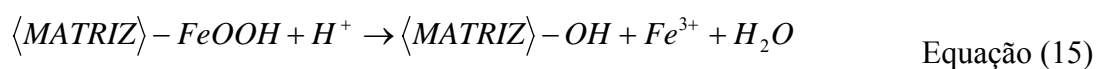
equação 11 com  $k \approx 107 - 1010 \text{ L mol}^{-1} \text{ s}^{-1}$ ). A degradação de uma determinada espécie química então será uma disputa entre os íons ferrosos do meio e a matéria orgânica, pelos radicais hidroxilas. Na década de 1980, descobriu-se que a irradiação do reagente de Fenton provocava a fotoredução dos íons  $\text{Fe}^{3+}$  previamente formados, com geração de mais um mol de radical hidroxila, conforme a equação 12 (Pacheco, 2004).



Segundo WU *et al* (1999), a reação de foto-Fenton (equação 5), é menos favorecida que a reação de Fenton (equação 2), com uma constante  $k = 0,02 \text{ L.mol}^{-1}\text{s}^{-1}$ . Ou seja, embora as duas reações ocorram concomitantemente em um meio reacional, há a predominância de íons férricos, o que determina que o pH deva ser abaixo de 4,0 para evitar a precipitação de óxi-hidróxidos férricos. A oxidação a partir do processo Fenton pode se dar de maneira indireta, com a formação de radical hidroxila, ou por via direta, onde íons  $\text{Fe}^{2+}$  e  $\text{Fe}^{3+}$  podem reduzir ou oxidar diretamente a matéria orgânica, como pode ser visto nas equações 13 e 14.



As reações like-Fenton é outra forma de reações Fenton, onde o precursor inicial é uma forma de ferro diferente de um sal ferroso. Para tanto, utilizam-se sistemas imobilizados de ferro em uma matriz. Nesse tipo de reação, a liberação controlada de íons  $\text{Fe}^{2+}$  garante a reação de Fenton, e essa liberação pode ocorrer em meios químicos, a partir do ajuste do pH, ou por meio de processos fotoquímicos, com a irradiação do meio, conforme as equações 15 e 16.



Os íons férricos e ferrosos formados poderão atuar com reagentes de Fenton. Outra fonte desses íons no meio são os chamados óxi-hidróxidos de ferro. A precipitação de ferro em condições alcalinas leva à formação de uma mistura de óxi-hidróxidos férricos. Alguns desses compostos têm atividade catalítica comprovada (equação 10), como por exemplo, o  $\alpha$ -FeOOH, também conhecida por goetita [HUANG *et al.*(2001); e LU *et al.* (2002)].



A reação de Fenton é extremamente dependente da forma química do ferro presente no meio, por isso sofrem forte influência do pH do meio. A TAB. 8 mostra a relação entre a espécie química presente e o pH do meio. Vários autores apontam o pH próximo a 4,0 como sendo o ideal para as reações do tipo Fenton [MANSANO *et al.* (2002), NEYENS *et al.* (2003)].

De acordo com Pacheco (2004), outros processos de Fenton modificado incluem a formação de radicais hidroxila a partir do peróxido de hidrogênio e outros metais de transição, que não o ferro, sendo os mais conhecidos o cobre, o manganês e o cobalto. Novas tendências para o sistema Fenton são os processos eletroquimicamente assistidos, também chamados de eletro-Fenton.

**TABELA 8 - Dependência entre o pH do meio e as diversas formas de ferro em solução**

pH	Espécie química predominante
1,0	$[Fe(H_2O)_6]_2^+$
2,0	$[Fe(H_2O)_5OH]^+$
4,0	$[Fe(H_2O)_4(OH)_2]^+$

Fonte: Adaptado de Neyens e Bayens (2003) *apud* Pacheco (2004)

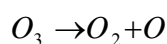
Nesse tipo de processo o controle entre as quantidades de ferro e suas formas presentes no meio se faz por meios potenciométricos. Como fontes de íons ferro (II e III) são utilizadas eletrodos de sacrifício que, por eletro-corrosão, geram íon no meio. Processos Fenton e foto-Fenton, por não necessitarem de radiação na região do ultravioleta, podem ser assistidos por sistemas que coletam luz solar para atuar no processo. Isso faz com que esse sistema possa ser



montado em escala piloto e até industrial, de maneira simplificada e a um custo significativamente baixo. Estudos recentes têm determinado que o reagente de Fenton seja empregado também para a desinfecção de efluentes contaminados por microrganismos, devido à ação bactericida dos radicais hidroxilas formados.

### 2.15.3. PROCESSOS FUNDAMENTADOS EM OZÔNIO

O ozônio é um eficaz agente oxidante que pode ser utilizado na degradação de compostos orgânicos, podendo reagir diretamente (reação nucleofílica ou cicloadição) ou indiretamente, através do radical hidroxila (OH) formado pela decomposição do ozônio. A reação indireta é mais eficiente, entre muitas razões, porque as reações com ozônio são mais seletivas (atacando, em geral, centros nucleofílicos), enquanto os radicais hidroxila, assim como a maioria dos radicais, não apresenta seletividade (Freire *et al.*, 2000). Para o tratamento direto, pequenas doses de ozônio são adicionadas ao sistema e ele irá agir sobre as moléculas orgânicas presentes, porque o ozônio é um gás instável que se decompõe facilmente gerando oxigênio radicalar, conforme a equação 18.



*Equação (18)*

De modo geral, os processos baseados em ozônio apresentam excelentes resultados para tratamento de substâncias coloridas, principalmente devido ao ataque direto ao grupo cromóforo. Porém, em muitos casos, não é relatada a mineralização dos compostos orgânicos. Como a produção de ozônio é um processo de elevado custo, comparativamente a outros sistemas oxidativos avançados, e tem baixo rendimento na sua produção, o que inviabiliza, em muitos casos, o processo de tratamento utilizando esse sistema.

#### 2.15.4. Processos Fotoeletroquímicos

Nesse tipo de tecnologia, vários processos podem agir de maneira simultânea, como o processo fotoquímico, o processo eletroquímico e a fotocatalise heterogênea. O que tem despertado o interesse por essa nova tecnologia são os ganhos obtidos pela combinação de vários processos, havendo um efeito sinérgico entre os variados processos que atuam no sistema, proporcionando eficiências superiores aos dos processos isolados (XIONG *et al.*, 2002). O tratamento consiste em uma aparelhagem simplificada, com dois eletrodos, que em geral podem ser formados por materiais semicondutores, que atuam como fotocatalisadores do processo. Os eletrodos utilizados podem ser formados de óxidos ativos e óxidos não ativos.

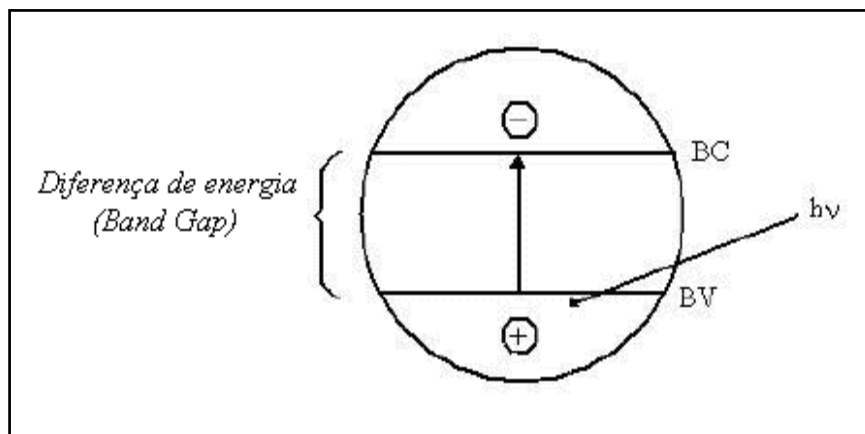
Óxidos superiores são intermediários do processo eletroquímico, a partir das moléculas de água adsorvidas (equação 19). Óxidos ativos são assim denominados por participarem de reações de evolução do oxigênio (OER), que são obtidas a partir da decomposição de óxidos superiores (equação 20), e podem oxidar diretamente a matéria orgânica presente no meio (equação 21). Óxidos não ativos são aqueles que não atuam diretamente sobre a degradação da matéria orgânica e sim, como semicondutores, degradando indiretamente a matéria orgânica a partir do radical hidroxila formado pela irradiação, num processo de fotocatalise heterogênea (PACHECO, 2004).



Em 1972, Fujishima e Honda documentaram a decomposição catalítica da molécula de água utilizando eletrodos de TiO<sub>2</sub>, fato que deu início à era dos semicondutores. Na fotocatalise heterogênea, reações e transformações moleculares são fotoinduzidas na superfície do catalisador.

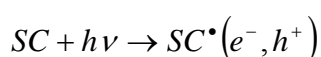
Existem vários fotocatalisadores documentados (ex.  $\text{WO}_3$ ,  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  e  $\text{CdS}$ ), entretanto o de maior aplicação em estudos ambientais é o  $\text{TiO}_2$ , principalmente na sua forma anatase (MILLS *et al.*, 1997). O processo eletrônico da fotocatalise inicia-se com a absorção de um fóton de energia, o que leva à formação de um estado ativado caracterizado pela geração de um par elétron/lacuna (equação 22).

Para a formação desse estado, a absorção de energia pelo semicondutor deve ser suficiente para haver a promoção do elétron ( $e^-$ ) situado na banda de valência, para a banda de condução (LINSEBIGLER *et al.*, 1995). A diferença de energia existente entre as bandas de valência (BV) e de condução (BC) é conhecida como “*band gap*”. A falta do elétron promovido gera na banda de valência uma lacuna ( $h^+$ ), como pode ser visto na FIG. 7.



**FIGURA 7 - Esquema de foto excitação de um semicondutor.**  
Fonte: Pacheco ( 2004)

No estado excitado, o semicondutor possui sítios oxidantes e sítios redutores capazes de catalisar reações químicas. Os sítios oxidantes podem catalisar diretamente reações químicas de oxidação da matéria orgânica, levando à mineralização desses compostos (equação 23), ou indiretamente, promovendo a formação de radicais hidroxilas a partir de moléculas de água previamente adsorvidas em sua superfície (equação 24). Os sítios redutores, os elétrons reagem com oxigênio do meio produzindo ânions superóxidos. A adição de oxigênio ( $\text{O}_2$ ) torna-se necessária para evitar a volta de elétrons para a banda de valência, também chamada de recombinação (equação 25).



Equação (22)



Embora a degradação fotocatalítica de substratos orgânicos corresponda a um processo complexo, que envolve inúmeras etapas, admite-se que a adsorção prévia das moléculas orgânicas na superfície da partícula de semicondutor seja uma etapa preliminar da maior importância. Para controlar a adsorção dessas moléculas no meio, vários fatores são relevantes, como a estrutura e o tamanho molecular, polaridade, pH, temperatura e agitação. Muitos autores relatam uma elevada capacidade de desinfecção do processo, graças à ação bactericida direta, mediada por lacunas, e indireta, mediada por radical hidroxila (PACHECO, 2004).

### 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. O estudo faz parte de um sistema combinado de tratamento primário de lixiviados gerados em aterro sanitário, apresentado a seguir, caracterizado por ensaios de coagulação-floculação em nível de laboratório (*jar test*).

#### 3.1. COLETA E PRESERVAÇÃO DAS AMOSTRAS

O lixiviado utilizado nos experimentos foi coletado no tanque de equalização do aterro sanitário que recebe os resíduos sólidos urbanos da região metropolitana da grande Florianópolis, localizado no município de Biguaçu, em Santa Catarina.

Foram realizadas sete coletas de lixiviados no período de fevereiro de 2005 a maio de 2006. As amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Experimentação de Resíduos Sólidos da Universidade Federal de Santa Catarina, para armazenamento, por transporte em caminhão-tanque, e depositado em reservatórios de fibra de vidro com capacidade para armazenar 3.000 litros. Os reservatórios são providos de tampas em condições de manter o seu interior o mais escuro possível, permanecendo até o seu término, o que levava cerca de 1 a 2 meses .

Terminado o lixiviado armazenado, procedia-se à nova coleta e transporte. Devido a estas condições, o lixiviado estudado tem suas características físico-químicas alteradas ao longo do tempo, em função da contínua degradação natural dos compostos orgânicos.

### 3.2. MÉTODOS ANALÍTICOS

O presente trabalho de pesquisa foi realizado utilizando-se as dependências de dois laboratórios, sendo os testes de bancada (*jar test*) realizados no Laboratório de Experimentação de Resíduos Sólidos e as análises físico-químicas foram realizadas no Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA), pertencente ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC. Todas as análises foram realizadas antes do experimento de bancada e logo após o período de sedimentação (definido em 30 minutos). As análises estão abaixo listadas:

- pH, Condutividade, Temperatura e Potencial redox;
- Turbidez;
- DQO (Demanda Química de Oxigênio);
- Fósforo total;
- Nitrogênio amoniacal. Método descrito por Vogel (1981).
- Cor Aparente;
- COT;
- Dureza;
- Nitrato;
- Sólidos: ST, SV, SST e sólidos sedimentáveis;
- Metais pesados.

Houve dois momentos para os ensaios de bancada, o primeiro consistia na otimização das condições operacionais, ou seja, na determinação da velocidade da mistura rápida e lenta e os tempos de mistura. Para a determinação destes parâmetros foi realizada uma série de ensaios para cada coagulante utilizado e, a fim de agilizar os trabalhos foram realizadas as seguintes análises: pH, condutividade, temperatura, potencial redox e turbidez e cor aparente. No início e no final de cada ensaio, amostras do sobrenadante (líquido clarificado) foram coletadas e analisadas em laboratório.

No final dos ensaios de otimização, com os parâmetros já definidos, foram realizadas todas as análises acima relacionadas. A eficiência de remoção dos vários parâmetros, foi determinada de acordo com a Equação 3.1.

$$\eta = \left[ \frac{S_{(i)} - S_{(f)}}{S_{(f)}} \right] \times 100 (\%) \quad (\text{equação 3.1})$$

Onde:  $(S)_i$  é relativo ao lixiviado bruto

$(S)_f$  é relativo ao líquido clarificado para cada ensaio.

Foram realizados 65 ensaios experimentais nos testes de coagulação/floculação no período de fevereiro de 2005 a julho de 2006. Apresentados no Anexo A, B e C. O “Jar Test” é um ensaio utilizado para se determinar as melhores dosagens de coagulante e polieletrólito, bem como, o valor do pH ótimo que levam às melhores condições de coagulação/floculação.

### **3.2.1. DETERMINAÇÃO DO PH, CONDUTIVIDADE, TEMPERATURA E POTENCIAL REDOX**

As medidas de pH, potencial redox e temperatura foram realizadas potenciometricamente usando-se um eletrodo combinado de vidro e prata/cloreto de prata. O potenciômetro modelo AT -300 foi calibrado uma vez por semana com soluções tampão de pH 7,0 e 4,0. As medidas de condutividade foram realizadas usando um condutivímetro modelo AT 230, calibrado semanalmente, conforme indicado por Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA, WEF, 1998).

### 3.2.2. DETERMINAÇÃO DA ALCALINIDADE TOTAL

As determinações da alcalinidade realizadas neste trabalho foram executadas segundo o Standard Methods descrito pela AWWA (APHA, 1998), sem nenhuma separação dos sólidos em suspensão, titulando-se a amostra com ácido sulfúrico 0,02N até pH 3,7. Com o volume de ácido gasto na titulação foi possível calcular a alcalinidade total, segundo a Equação 3.2.

Cálculo:

$$mgCaCO_3 / L = \frac{(B - A) \times N \times 50.000}{mLdaAmostra} \times d \quad (\text{Equação 3.2})$$

onde:

B = mL de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> gastos com a amostra

A = mL de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> gastos com o branco

N = Normalidade do H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>

d = fator de diluição

### 3.2.3. DETERMINAÇÃO DA DUREZA

A determinação da dureza total foi realizada por titulação de acordo com o Standard Methods descrito pela AWWA (APHA, 1998). O titulante utilizado foi o EDTA (etilenodiaminotetracético) com a concentração de 0,002 N. Como indicador foi utilizado negro de eriocromo, que passa da cor vinho para o azul claro no ponto de viragem. A seguir, de acordo com o volume de titulante utilizado até o ponto de viragem, a Equação 3.3 expressa a dureza em mg/ L CaCO<sub>3</sub> :



$$Dureza = \frac{EDTA(ml) \times 0,01 \times 100000(mg / LCaCO_3)}{Volume(ml)amostra} \quad (\text{Equação 3.3})$$

### **3.2.4. DETERMINAÇÃO DA DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO**

A demanda química de oxigênio (DQO) foi realizada pelo Método Colorimétrico – Método 5220 baseado no Standard Methods descrito pela AWWA (APHA,1998). Muitos tipos de matéria orgânica são oxidados, quando aquecidos com uma mistura de ácidos crômico e sulfúrico. Uma amostra é aquecida em frasco fechado em meio fortemente ácido com uma quantidade em excesso, conhecida de dicromato de potássio. Depois da digestão, o dicromato que foi consumido é medido contra padrões a 600 nm (nanômetros), usando um espectrofotômetro UV e o resultado é expresso em DQO como mg O<sub>2</sub>/L.

### **3.2.5. DETERMINAÇÃO DO FÓSFORO TOTAL**

As análises de Fósforo total foram realizadas segundo os procedimentos no LIMA, baseados no Standard Methods descrito pela AWWA (APHA,1998). O procedimento utilizado foi o do Método Colorimétrico Ácido Vanadomolibdofosfórico, por digestão ácida e na presença de vanádio, formando assim o ácido amarelo vanadomolibdofosfórico, onde a intensidade da cor amarela é proporcional a concentração de fósforo. A identificação foi realizada por método colorimétrico com o auxílio de um Espectrofotômetro DR 4000 da HACH calibrado para um comprimento de onda a 420 nm; para os cálculos, uma curva de calibração era preparada periodicamente com soluções padrões de fosfato.

### 3.2.6. DETERMINAÇÃO DA TURBIDEZ

A turbidez é uma redução na transparência da água causada pela presença de materiais em suspensão, tais como argila, sílica, matéria orgânica e inorgânica finamente dividida e organismos microscópicos. O método nefelométrico é um método secundário, indireto. Baseia-se na leitura da intensidade da luz dispersa pela amostra em ângulo de 90° com a direção da luz incidente, em relação à intensidade da luz dispersa por uma suspensão-padrão nas mesmas condições.

Foi utilizado turbidímetro HACH - 2100 A, após a calibração do aparelho, a amostra agitada é colocada em uma das cubetas e transferida para o orifício de medida do aparelho, e então feita a leitura direta da turbidez na escala adotada. A turbidez é expressa, segundo a Equação 3.4, por:

$$U.N.T = \frac{A(B + C)}{C} \quad (\text{Equação 3.4})$$

Onde:

A = leitura

B = ml água de diluição

C = ml de amostra

### 3.2.7. DETERMINAÇÃO DA COR APARENTE

Para a medida de cor utilizou-se um espectrofotometro marca HACH, modelo DR4000, fazendo-se a leitura de absorbância,  $-\log(I/I_0)$ , no comprimento de onda de 455 nm. Os resultados foram expressos em mg PtCo/L, utilizando assim soluções padrão de PtCo. Esse procedimento foi feito de acordo com o método 2120 B baseado no Standard Methods descrito pela AWWA (APHA, 1998).

### **3.2.8. DETERMINAÇÃO DO NITROGÊNIO AMONIACAL**

A determinação da amônia foi realizada segundo o método de Nessler, descrito por VOGEL (1981). O método consiste da adição do reagente de Nessler a uma solução que se deseja determinar a concentração de amônia, numa concentração de 1 ml do reagente para 50ml de amostra. Aguarda-se 10 minutos e faz-se a leitura em espectofotômetro, no comprimento de onda 525 nm.

### **3.2.9. DETERMINAÇÃO DO CARBONO ORGÂNICO TOTAL**

O teor de carbono orgânico total das amostras foi medido em um Analisador de COT Shimadzu modelo 5000 A. O método é baseado na combustão catalítica a alta temperatura (680°C) seguida pela quantificação do CO<sub>2</sub> formado por um detector de infravermelho, de acordo com o método 5310 Standard Methods descrito pela AWWA (APHA,1998).

### **3.2.10. DETERMINAÇÃO DE NITRATOS**

Os íons nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) são determinados por colorimetria, utilizando kits de reagente da empresa Alfakit.

### **3.2.11. DETERMINAÇÃO DE SÓLIDOS TOTAIS (ST) E VOLÁTEIS (SV)**

Os sólidos totais e os sólidos voláteis foram determinados por secagem da amostra em estufa Quimis 205 a 105°C após a permanência por 24 horas e pesagem. Posteriormente, as amostras foram calcinadas mufla Quimis 305 a 550°C, respectivamente segundo Standard Methods descrito pela AWWA (APHA,1998).

### 3.2.12. DETERMINAÇÃO DE SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS (SST)

Os sólidos suspensos totais e os sólidos suspensos voláteis foram determinados por secagem da fração sólida da amostra em estufa Quimis 205, previamente centrifugada em centrífuga Sigma modelo 102 (de 0 a  $4,2 \text{ min}^{-1}$  (x100)), a  $105^\circ\text{C}$ .

### 3.2.13. DETERMINAÇÃO DE METAIS

Para a determinação de metais pesados em amostras de lixiviado bruto e tratados foi realizada uma abertura das amostras com a finalidade de remover toda a matéria orgânica. Depois foi realizada a leitura das amostras por espectrometria por absorção atômica por chama, segundo o método 3110 descrito pela AWWA (APHA, 1998). O equipamento utilizado foi o espectrômetro de absorção atômica por chama, marca Varian modelo Spectr AA 50 b, onde uma amostra é aspirada para uma chama e atomizada (FIG.8)



**FIGURA 8 - Espectrômetro de Absorção Atômica**

A técnica de espectrometria de absorção atômica de chama requer uma amostra líquida aspirada, aerosolizada, e misturada com gases combustíveis, tais como o acetileno e o ar ou o acetileno e óxido nítrico. A mistura é inflamada em uma chama cuja temperatura varie de  $2100$  a  $2800^\circ\text{C}$ . Durante a combustão, os átomos do elemento do interesse na amostra são

reduzidos e liberados, voltam ao estado não excitado, que absorvem a luz em comprimento de característicos, como mostrado na FIG. 8.

Os comprimentos de onda característicos são elementos específicos e exatos a 0,01-0,1 nm. Para fornecer comprimentos de onda específicos do elemento, um feixe luminoso produzido por uma lâmpada cujo cátodo seja feito do elemento que está sendo determinado é passado através da chama. Um dispositivo como um fotomultiplicador detecta a quantidade de redução da intensidade luminosa devido à absorção pelo analito, e este pode diretamente ser relacionado à quantidade do elemento na amostra. O procedimento para abertura das amostras foi realizado em três etapas: a digestão ácida, a calcinação e ataque ácido.

- a) Digestão ácida: nesta etapa utilizou-se para cada amostra foi realizada em triplicada, cada uma com um volume de 50 ml e uma amostra de branco. Foi adicionado 10 ml de ácido nítrico com o objetivo de diminuir o pH e reduzir a matéria orgânica presente. Em seguida foi aquecido em chapa de aquecimento a 100° C até a evaporação da amostra (FIG. 9).
- b) Calcinação: as amostras foram aquecidas em mufla, inicialmente a 200° C e aumentando a temperatura até 550 °C, permanecendo por cerca de trinta minutos até ficar em cinzas (FIG. 10).



**FIGURA 9 - Digestão ácida**



**FIGURA 10 - Calcinação na mufla**

- c) Ataque ácido: nas amostras é adicionada uma mistura de ácidos, chamada de água régia, composto de ácido clorídrico e ácido nítrico na proporção de 3:1, em seguida as mesmas foram levadas ao aquecimento em chapa à 100° C até a sua evaporação (FIG. 11).

Quando restou um pequeno volume (cerca de 0,5 cm de altura no Becker) é adicionado mais 10 ml de ácido clorídrico e novamente foi levado ao aquecimento por alguns minutos. Finalizado o ataque ácido, foi adicionado água ultra pura e transferido para balão volumétrico completando até o volume de 50 ml, desse modo, obteve-se as amostras para serem analisadas (FIG. 12).



**FIGURA 11 - Ataque ácido (ácido clorídrico e nítrico na proporção 3:1)**



**FIGURA 12 - Realização da leitura das amostras no espectrômetro**

Nos ensaios de metais foram analisados 10 elementos (Zn, Pb, Cr, Cd, Al, Fe, Mn, Cu, Ni e Ca).

### **3.2.14. AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE AGUDA**

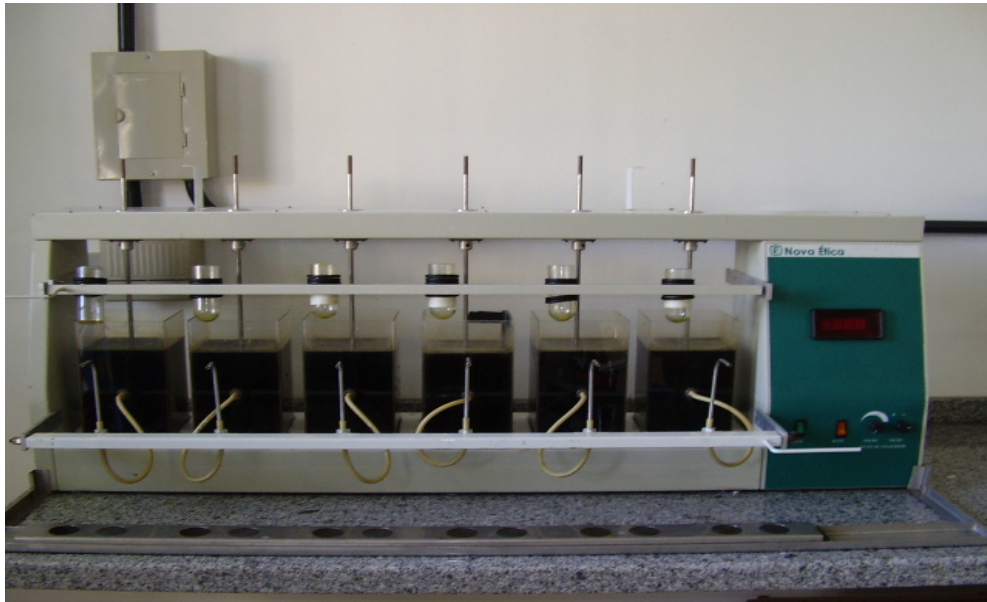
Os testes utilizaram amostras de lixiviado bruto e tratado e na exposição de neonatos de *Daphnia magna*, de 2 a 26h de idade, em diluições da amostra, por um período de 48h, conforme normas pertinentes (ISO 6341, 1996; DIN 38412, 1989). Realizou-se um teste por amostra. Foram realizadas seis diluições no lixiviado com as seguintes concentrações: 12,5; 16,6; 25,0; 33,3; 50,0 e 100% (FLOHR *et al.*, 2005). Estas concentrações foram assim admitidas, pois a Portaria no 017/02 da Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina – FATMA (2002) estabelece que o limite de toxicidade para efluentes de aterros sanitários é CE (I) 50 48h = 12,5% ou FD = 8.

Decorrido o tempo de prova (48h), observou-se o número de indivíduos imóveis por concentração, com os resultados observados, calculou-se a porcentagem de mortalidade por concentração. O resultado do teste foi expresso em CE (I)50 48h, ou seja, a Concentração Efetiva Inicial Mediana em 48h que causa efeito agudo a 50% dos organismos em 48h, nas condições de ensaio, calculada utilizando-se os métodos estatísticos Probit Method (WEBER, 1993 *apud* FLOHR *et al.*, 2005) para dados paramétricos e Trimmed Sperman-Karber Method (HAMILTON *et al.*, 1977 *apud* FLOHR *et al.*, 2005) para dados não paramétricos.

Determinaram-se também os valores do FD (Fator de Diluição – a menor diluição da amostra na qual não se observou efeito deletério sobre o organismo teste, sendo efeito deletério imobilidade igual a 10%).

### 3.2.15. ENSAIOS DE BANCADA: COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO-SEDIMENTAÇÃO

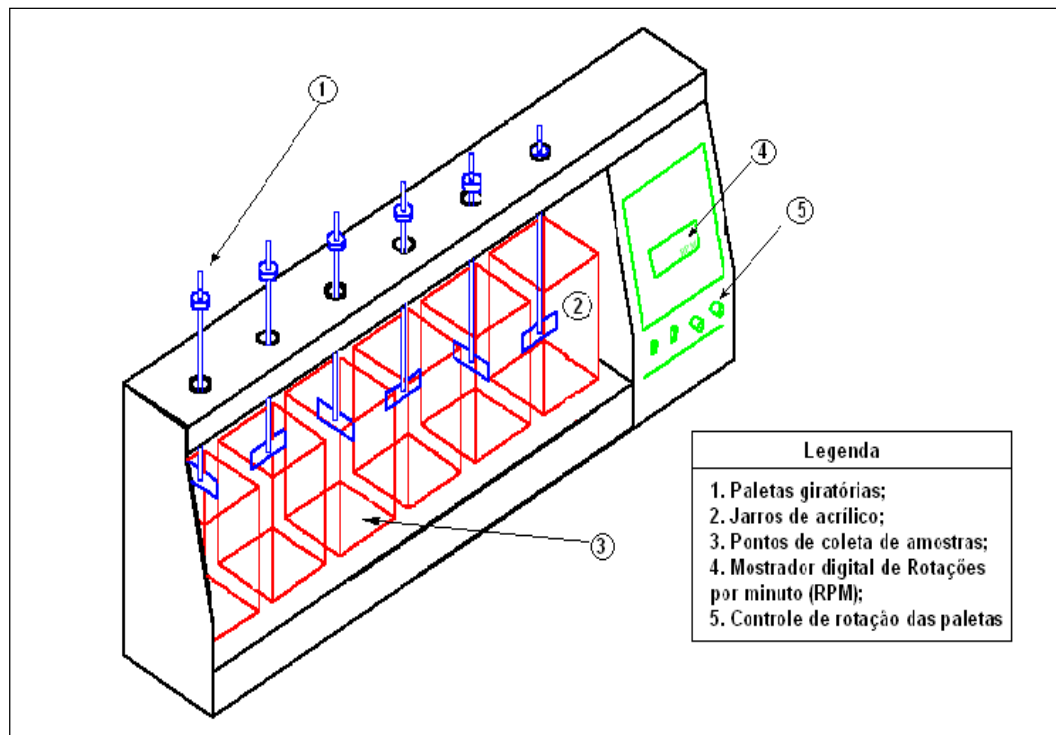
Para a realização dos experimentos de coagulação-floculação em bancada, teste de jarros (*Jar Test*), que pode ser visto na FIG. 13 e FIG. 14, tiveram como objetivo a determinação da melhor dosagem de coagulante e polímero, melhor tempo de floculação, melhor pH e melhor gradiente de velocidade, alcançando desse modo, a otimização dos parâmetros de tratabilidade para o lixiviado em estudo.



**FIGURA 13 - Equipamento Jar Test**

Os ensaios de Jar Test foram utilizados com o objetivo de simular em escala de laboratório as condições físicas de coagulação, floculação e sedimentação que poderiam ser observados posteriormente em escala real.





**FIGURA 14 - Representação em perspectiva do equipamento Jar Test utilizado nos ensaios de otimização**

Os parâmetros operacionais a serem adotados na etapa de coagulação são determinados pela mistura rápida do coagulante no lixiviado, caracterizada ainda pelo tempo de mistura rápida (TMR) e gradiente de velocidade da mistura rápida (GMR). As condições de floculação, por sua vez, são determinadas pelo tempo de floculação, ou mistura lenta (TML) e o gradiente da floculação (GML).

Para a etapa de sedimentação o principal parâmetro operacional é a velocidade de sedimentação ( $v_s$ ). Os ensaios foram realizados em equipamento de reatores estáticos, modelo Nova Ética, composto de 6 reatores ou comumente denominados jarros, com a forma tronco-prismática de seção transversal quadrada, com capacidade para 2 litros em cada reator, permitindo obter gradientes de até  $2200 \text{ s}^{-1}$ , apresentado nas FIG. 13 e FIG. 14

Os coagulantes utilizados foram: o cloreto férrico, sulfato de alumínio e tanino vegetal, conforme descrito na TAB. 9. De acordo com a literatura pesquisada, as dosagens típicas de coagulantes para o tratamento do lixiviado variam de 500 a 3000 mg/L, diante dessa grande faixa de dosagens, que depende das características do lixiviado a ser tratado, optou-se por uma faixa de concentração de 500 a 1500mg/L.

**Tabela 9 - Descrição dos produtos utilizados nos ensaios de bancada**

<b>Nome do Produto</b>	<b>Descrição</b>	<b>Fabricante</b>
Sulfato de Alumínio	Coagulante Inorgânico	VETEC
Cloreto Férrico	Coagulante Inorgânico	VETEC
Tanfloc SG	Tanino Inorgânico	TANAC

As soluções foram previamente preparadas dissolvendo 100g de coagulante em 1000ml de água deionizada ( $C = 100\text{mg/ml}$  ou 10%). O acidificante utilizado foi o ácido sulfúrico PA, preparado com produto comercial na concentração de 10%. A metodologia utilizada nos ensaios de coagulação-floculação para a otimização das dosagens foi adaptada da metodologia descrita por Hassemer (2000) aplicada ao tratamento de efluentes têxteis, segundo uma metodologia para tratamento de água de abastecimento proposta por Di Bernardo, Pádua e Libânio (1998).

Durante o andamento dos ensaios de coagulação-floculação e em razão da quantidade de ensaios foram feitas análises somente para os parâmetros de cor aparente, turbidez, pH, temperatura, condutividade e potencial redox, a fim de permitir o desenvolvimento de todas as etapas do experimento, somente na última série dos ensaios onde foi avaliado o volume de lodo gerado e foram coletadas amostras para as demais análises de caracterização do lixiviado. A seguir, a FIG. 15 apresenta as etapas do teste de bancada.

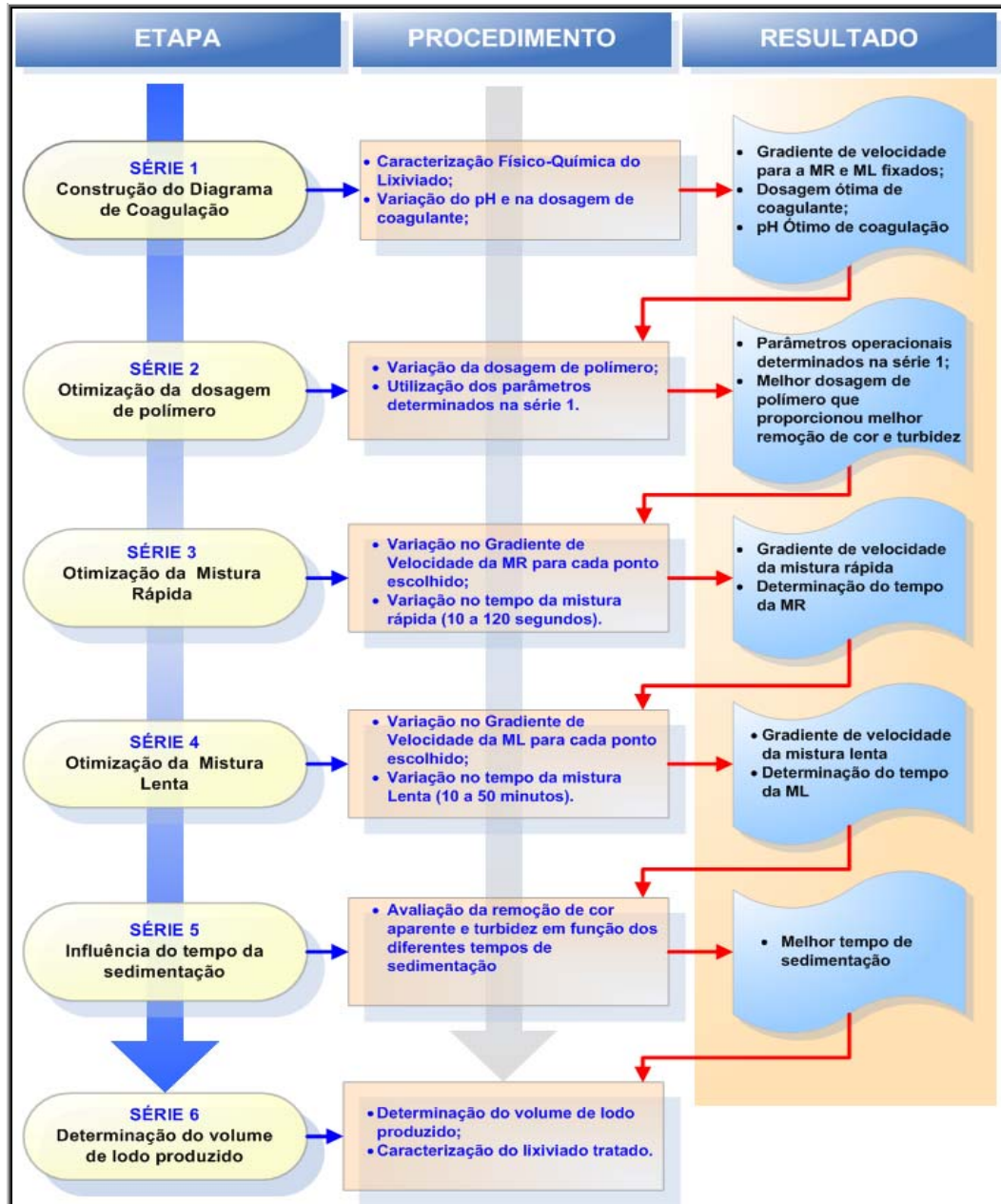


FIGURA 15 - Diagrama esquemático da metodologia do ensaio de bancada Jar Test

### Série 1 – Construção dos diagramas de Coagulação:

Nesta série é realizada a caracterização do efluente e ensaio preliminar de floculação (esta etapa nas estações de tratamento é denominada de mistura rápida, onde ocorre alto cisalhamento). São dosados em cada jarro quantidades crescentes de coagulante, variando a quantidade de 100 em 100 mg/L, iniciando com 500 mg/L, 600 mg/L e assim sucessivamente até o último jarro com 1000mg/L.

Na adição de coagulante durante a mistura rápida (coagulação) o equipamento foi ajustado num gradiente de velocidade na ordem de  $1200\text{s}^{-1}$  (500rpm), mantido durante 30 segundos.

Após a mistura rápida, os agitadores foram levados a  $20\text{ s}^{-1}$  (33 rpm) durante 20 minutos, que corresponde ao período da mistura lenta (floculação). No final deste período os agitadores eram desligados, passando-se á fase de sedimentação, ou decantação, onde os flocos já formados sedimentam. Nos tempos de decantação de 15 e 30 minutos foram coletadas amostras, a 7 cm do nível do lixiviado, para análises de cor e turbidez do efluente tratado.

Foram realizados dois ensaios com o objetivo de construir um diagrama de coagulação, no qual se têm os valores de turbidez e cor aparente, obtidos em função da dosagem de coagulante e do pH de coagulação para velocidade de sedimentação de  $0,47\text{cm/min}$ . A região do diagrama que apresenta os melhores resultados em termos de remoção de turbidez e cor aparente indicou a dosagem utilizada para o prosseguimento dos ensaios. Serão escolhidos dois pontos, ou duas dosagens, que obtiveram melhores resultados.

### **Série 2 – Otimização da dosagem de polímero**

Para cada um dos pontos escolhidos na série 1 foram realizados 2 ensaios de jar test, sendo o polímero aplicado logo após a mistura rápida. A concentração de polímero aplicada a cada jarro variou de  $1\text{ mg/L}$  a  $2,25\text{mg/L}$ . Foram coletadas amostras nos tempos de decantação de 15, 20, 25 e 30 minutos, para análise de cor e turbidez. O ensaio que apresentou menor valor de cor e turbidez foi considerado como melhor ponto de dosagem de polímero e modo de aplicação.

### **Série 3 – Otimização da Mistura Rápida**

Foram realizados quatro ensaios para cada um dos pontos escolhidos na Série 1 (dosagem ótima de coagulante), varia-se o gradiente de velocidade (de 600 a 1200 s<sup>-1</sup>), bem como o tempo de mistura (de 20 a 120 segundos) com o objetivo de otimizar o gradiente de velocidade na mistura rápida. De acordo com os resultados obtidos nesta série, tem-se o pH e dosagem de coagulante e polímero, bem como o gradiente de velocidade mistura definidos para esta série.

### **Série 4 – Otimização da Flocculação**

Foram realizados seis ensaios para um dos pontos escolhido na Série 1 (varia-se seis gradientes de velocidade para a mistura lenta, bem como varia-se o tempo da flocculação), e com os parâmetros da mistura já otimizados na Série 3 (Tempo de mistura e Gradiente). A partir da metodologia desenvolvida por Di Bernardo *et al.* (1998) são determinados os gradientes de velocidade nas três câmaras de flocculação para um tempo de até 30 minutos, de acordo com os dados obtidos nesta série é traçado um gráfico da turbidez em função do tempo de flocculação de acordo com os diferentes gradientes aplicados, desse modo, encontra-se a combinação de gradientes para o tempo determinado.

### **Série 5 – Influência da Velocidade de Sedimentação**

Foi realizado um ensaio para um dos pontos escolhido na Série 1, com os parâmetros da mistura já otimizados na Série 2 (tempo de mistura e Gradiente), bem como os parâmetros de flocculação otimizados na Série 4.

### **Série 6 – Determinação do Volume de Lodo**

Foi realizado um ensaio para um dos pontos escolhido na Série 1, com os parâmetros da mistura já otimizados na Série 3 (Tempo de mistura e Gradiente), bem como os parâmetros de floculação otimizados na Série 4. Após o término da floculação, os jarros ficam em repouso por 20 minutos (sedimentação). O sobrenadante é descartado e volume restante de três jarros, concentrado, juntamente com o material sedimentado, é transferido para um cone Imhof de um litro. A leitura do volume de lodo sedimentado é feita durante seis horas.

## **4. RESULTADOS E DISCUSSÕES**

Neste capítulo são apresentados os resultados e discussão dos experimentos realizados no presente projeto de pesquisa para o tratamento dos lixiviados.

### **4.1. CARACTERÍSTICAS DO LIXIVIADO EM ESTUDO**

No lixiviado proveniente do aterro sanitário da região metropolitana da Grande Florianópolis, foi observada uma elevada concentração de material orgânico recalcitrante, metais pesados, bem como elevados teores de amônia. Os resultados da caracterização dos parâmetros físico-químicos das amostras do lixiviado estão apresentados de forma resumida na TAB. 10.

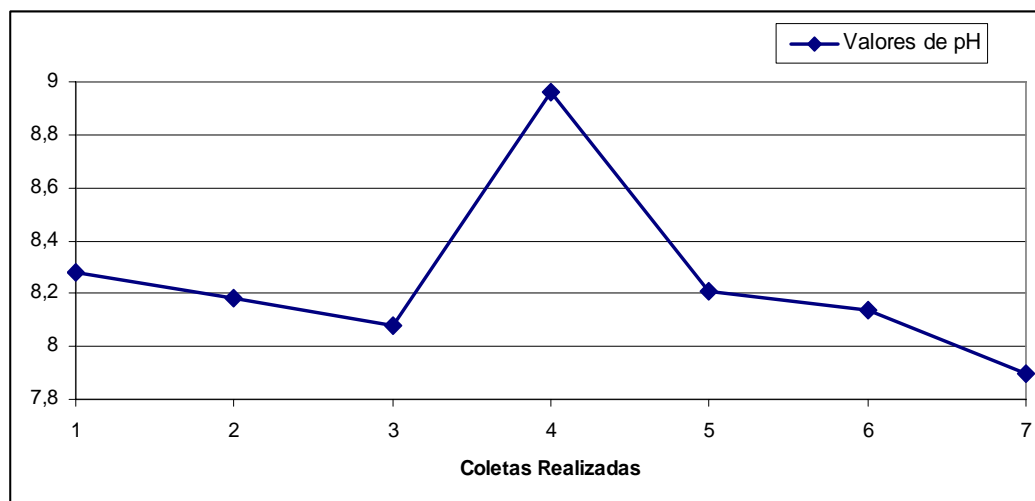
**TABELA 10 - Principais características físico-químicas do lixiviado**

<b>Parâmetros</b>	<b>unidade</b>	<b>mínimo</b>	<b>máximo</b>	<b>média</b>
pH		7,85	8,96	8
Temperatura	°C	23,7	31,6	26
Condutividade	mS	11,87	19,4	14
Potencial Redox	mV	-41	-62	-39
ST	mg/L	6111	9604	8071
SV	mg/L	748	3522	1730
SF	mg/L	5473	7457	6369
NO <sub>3</sub>	mg/L	6,3	13,15	10
NH <sub>3</sub>	mg/L	850	1385,5	1248

PO <sub>4</sub>	mg/L	19,3	52,8	29
Cloretos	mg/L	1988	2840	2353
Turbidez	NTU	208	443	308
Cor	u PtCo/L	5180	5840	5474
Alcalinidade total	mg/L	6400	8100	5229
Alcalinidade a HCO <sub>3</sub>	mg/L	6120	6400	2689
Dureza	mg/L	440	1250	809
DQO	mg/L	1577	6103	3079
SO <sub>4</sub>	mg/L	113,7	281	119
DBO	mg/L	450	2688	1244
COT	mg/L	513	1585	1052
DQO/DBO <sub>5</sub>	mg/L	3,50	2,27	2,48
DBO <sub>5</sub> /DQO	mg/L	0,29	0,44	0,40
COT/DQO	mg/L	0,35	0,26	0,34

De acordo com a TAB. 10 e A FIG. 16, logo a seguir, pode-se verificar que os valores de pH encontrados são elevados. Segundo Segato e Silva (2000) e de acordo com os valores de pH determinados, o lixiviado não se encontra na fase acidogênica, ou de fermentação ácida, caracterizada por valores de pH menores, mas numa fase metanogênica. Nesta fase há a decomposição dos produtos de fermentação ácida que são convertidos em metano (CH<sub>4</sub>), substâncias húmicas e água.





**FIGURA 16 - Variação do pH nas coletas realizadas**

Quanto à biodegradabilidade do lixiviado, esta varia com o tempo e pode ser monitorada acompanhando a relação  $DBO_5/DQO$ , que neste caso, foi em média de 0,3. De acordo com Tchobanoglous *et al.* (2003), inicialmente, durante a decomposição dos resíduos aterrados, as taxas estarão na faixa acima de 0,5. Taxas de variação no intervalo de 0,4 – 0,6 indicam de que a matéria orgânica no lixiviado é prontamente biodegradável. Em aterros velhos a relação  $DBO_5/DQO$  geralmente se situará na faixa de 0,05 – 0,2. A relação é menor porque o lixiviado proveniente de aterros antigos contém tipicamente ácidos húmicos e fúlvicos que não são prontamente biodegradáveis.

A recalcitrância do material orgânico também pode ser verificada pelos valores elevados da razão  $DQO/DBO_5$ , a qual indica o nível de biodegradabilidade de um determinado efluente. Quanto maior esta razão, menos biodegradável o efluente.

Como já comentado no capítulo 2, um aterro sanitário funciona como um grande reator biológico, ocorrendo no seu interior processos de conversão aeróbia e anaeróbia, caracterizados pelas mais variadas reações seqüenciais. Observa-se que cada conjunto de reações ocorre pela ação de uma população bacteriana específica, em quatro etapas distintas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e a metanogênese (CAMPOS, 1999 *apud* SILVA, 2002). Com o conhecimento dos contaminantes potencial contido no lixiviado é possível compreender os resultados obtidos nesta pesquisa, correlacionando-os com os processos acima descritos.

De acordo com Barbosa *et al.* (2001) *apud* Silva (2002) os principais contaminantes potenciais encontrados no lixiviado, tal como relatado pelos autores:

- a) Matéria orgânica dissolvida: medida pela Demanda Química de Oxigênio (DQO) e pela Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), ou pelo Carbono Orgânico Total (COT), incluindo o metano, os Ácidos Graxos Voláteis (AGV) e outros compostos orgânicos;
- b) Componentes Orgânicos Antrópicos (COA): hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, compostos alifáticos clorados, entre outros;
- c) Cátions:  $\text{Fe}^+$ ,  $\text{Mn}^+$ ,  $\text{Ca}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{P}^+$  e  $\text{N-NH}_4^+$ ;
- d) Ânions:  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$  e  $\text{SO}_4^{2-}$ ;
- e) Metais pesados: cádmio, cromo, cobre, chumbo, níquel e o zinco.

Apesar de existirem diversos compostos tóxicos presentes no lixiviado, a amônia também é um composto tóxico importante devido aos níveis altos de concentração no lixiviado. As altas concentrações de nitrogênio amoniacal presentes no lixiviado pode ser consequência da degradação biológica dos aminoácidos e outros compostos orgânicos nitrogenados durante a fase acetogênica.

Segundo Clément *et al* (1995) relatam em pesquisas realizadas por diversos autores em 89 amostras de lixiviado, constataram que o nível de amônia em torno de 400 mg/L é considerado tóxico. O autor vem pesquisando desde 1993 o comportamento de parâmetros, como alcalinidade, condutividade e a amônia para o aumento da toxicidade dos lixiviados e através de seus estudos, foram obtidos a confirmação que estes parâmetros podem ser os principais fatores que contribuem para o aumento da toxicidade deste efluente. Portanto, seus resultados indicaram que o pH e a alcalinidade do lixiviado, que será lançado no corpo receptor, devem ser controlados, para não criar condições favoráveis para o surgimento de amônia na forma tóxica, pois a alcalinidade e o pH afetam o equilíbrio da amônia (ionizada ou não). Além da questão da toxicidade, o controle do lançamento de efluentes contendo amônia pode minimizar os riscos da ocorrência de eutrofização (SILVA, 2002).

De acordo com a TAB. 11, a matéria orgânica expressa através dos parâmetros DQO e COT, apresenta valores variáveis ao longo do ano, sendo que nos meses que ocorreram precipitações maiores os valores encontrados foram menores (agosto e dezembro), indicando que ocorreu uma diluição do lixiviado em função da chuva ocorrida antes da coleta das amostras. Os resultados indicam que as razões entre os parâmetros são:  $DQO/DBO_5 = 2,48$ ;  $DBO_5 /DQO = 0,40$  e  $COT/DQO = 0,34$ . BAIG *et al.* (1999), verificaram que o lixiviado de um aterro pode ser considerado estabilizado quando apresenta valores de DQO (mg/L) < 2000, razão  $DQO/DBO_5 < 0,1$  e razão COT/DQO igual a 0,4. Segundo a mesma tabela, o aterro apresenta características da fase metanogênica, com pH entre 8,0 e 8,3. Comparando os resultados encontrados, a razão  $DQO/DBO_5$  confirma a baixa biodegradabilidade do lixiviado.

**TABELA 11 - Dados recentes sobre parâmetros característicos dos lixiviados gerados em diferentes regiões brasileiras**

Aterro	Parâmetros					
	pH (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO <sub>5</sub> (mg/L)	N-NH <sub>4</sub> (mg/L)	Cloretos (mg/L)	DQO/DBO <sub>5</sub> (mg/L)
Valores médios dos parâmetros analisados da fase	7,5 – 9,0	500 - 4500	20 - 550	30 - 3000	100 - 5000	25 – 8,18
Metanogênica Gramacho – RJ <sup>(1)</sup>	8,0	3275	494	934	3534	6,63
Jockey Club – DF <sup>(1)</sup>	7,4 – 7,7	*	*	955	*	*
Jangurussu – CE <sup>(1)</sup>	8,5	6027	409	526	4204	14,73
Niterói – RJ <sup>(1)</sup>	7,7 – 8,7	5200-1150	2800 - 4000	*	22 – 42	0,29 -1,86
Giácomo – RS <sup>(1)</sup>	5,57 – 8,4	588 - 49680	99 - 26799	0,6 - 1258	*	5,94 – 1,86
Porto Alegre – RS <sup>(1)</sup>	7,6	298	61	47,3	*	4,88
Biguaçu – SC <sup>(2)</sup>	7,85 – 8,96	1557 - 6301	450 - 2688	1248	2353	2,27 – 3,50

\* Não foi avaliado

Fonte: (1) Adaptado de Silva (2002)

(2) Adaptado de Rita (2002).

A legislação ambiental brasileira não fornece os limites para este tipo específico de efluente, restringindo-se, portanto, à obediência das legislações e normas municipais, estaduais e a federal. Os valores máximos permitidos para efluentes de qualquer fonte

poluidora são estabelecidos pela resolução número 357 de 2005 do Conselho Nacional do meio Ambiente – CONAMA.

## 4.2. ENSAIOS DE COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO

O principal objetivo da coagulação/floculação é a remoção de uma parcela da matéria orgânica recalcitrante, representada em parte pela medida da DQO. Para a determinação das condições otimizadas para a melhor remoção de DQO, foram realizados experimentos e obtiveram-se as melhores condições de pH, de concentrações de agentes empregados, bem como, o melhor conjunto de coagulante e polieletrólito a serem utilizados. Para definir estes parâmetros foram realizados ensaios em “Jar Test”, que forneceram resultados que permitiram avaliar a eficácia do processo de coagulação/floculação.

Nos ensaios em “Jar Test” foram testados 3 coagulantes e 1 polieletrólito, descritos no Capítulo 3, ao longo do desenvolvimento deste trabalho. Foram realizados, aproximadamente, 65 ensaios experimentais nos testes de coagulação/floculação, os resultados destes ensaios estão apresentados no Anexo I. Procurou-se avaliar o desempenho das melhores condições de coagulação/floculação, quanto à clarificação do efluente e quantidade de lodo formado (MOFFET, 1968; REIS, 1999). A avaliação qualitativa dos resultados dos ensaios do “Jar Test” pode ser encontrada na TAB.12.

**TABELA 12 - Resultados dos ensaios de coagulação/floculação**

<b>Produto</b>	<b>Faixa de pH ótimo</b>	<b>Dosagem ótima (mg/L)</b>	<b>Melhor polieletrólito</b>	<b>Desempenho</b>
Sulfato Alumínio	4,5 – 5,0	700 – 950	Nalco 7128	Muito Bom
Cloreto Férrico	4,0 – 5,0	700 – 950	Nalco 4684	Muito Bom
Tanino	4,0 – 5,0	500 – 900	Nalco 7128	Razoável

Fonte: BILA (2000)

## 4.2.1. ENSAIOS DE COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO UTILIZANDO CLORETO FÉRRICO

De acordo com Hassemer (2000), o pH ótimo de coagulação, utilizando Sulfato de Alumínio como coagulante tem uma faixa ótima entre 6 e 7. O Cloreto férrico e o tanino já apresentam uma faixa ótima e de pH entre 8 e 10. Diante da dificuldade do ajuste do pH do lixiviado, já que este apresentou resistência tanto para o aumento quanto para a diminuição, o pH foi ajustado somente na utilização do Sulfato de Alumínio. Desse modo, na otimização do Cloreto Férrico e Tanino na primeira série foi realizada somente a variação das dosagens de coagulante e pH do lixiviado bruto.

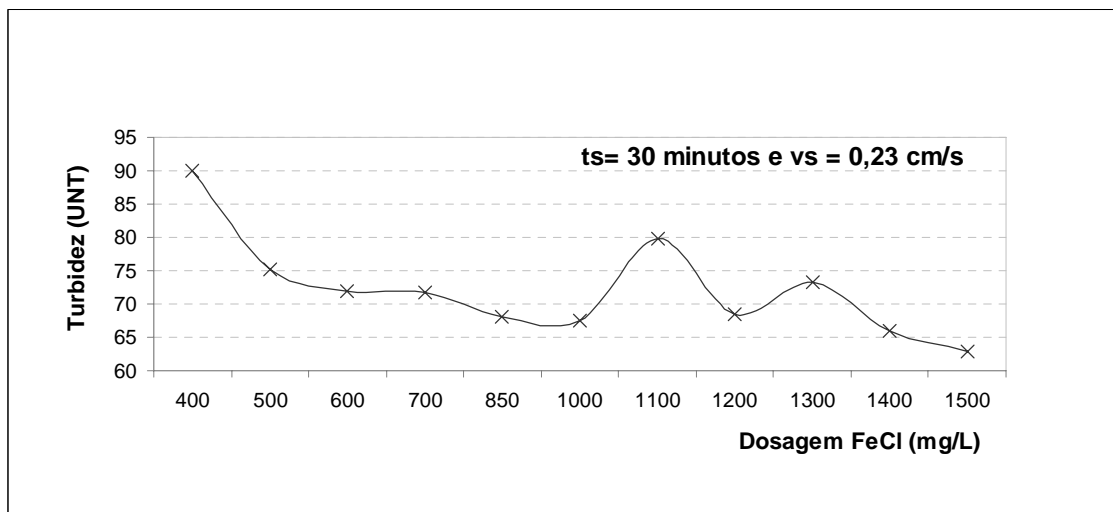
### 4.2.1.1. Determinação de melhor dosagem de Cloreto Férrico

Zouboulis *et al.* (2003), relata em sua pesquisa que a faixa de dosagem ótima de Cloreto Férrico varia de 1500 a 2000mg/L, que pode variar em função da variabilidade das características do lixiviado. No Brasil, pesquisas realizadas por Bila (2002) no aterro de Gramacho (RJ), indicaram uma dosagem ótima entre 750 a 1000 mg/L (TAB. 13). Diante da grande variação de dosagens empregadas, foram realizados dois ensaios preliminares, variando dosagens de Cloreto Férrico de 400 a 1500 mg/L, utilizando inicialmente os parâmetros operacionais (Gradiente de velocidade e tempo da mistura rápida e lenta) que os autores encontraram:

**TABELA 13 - Parâmetros utilizados por Bila (2002)**

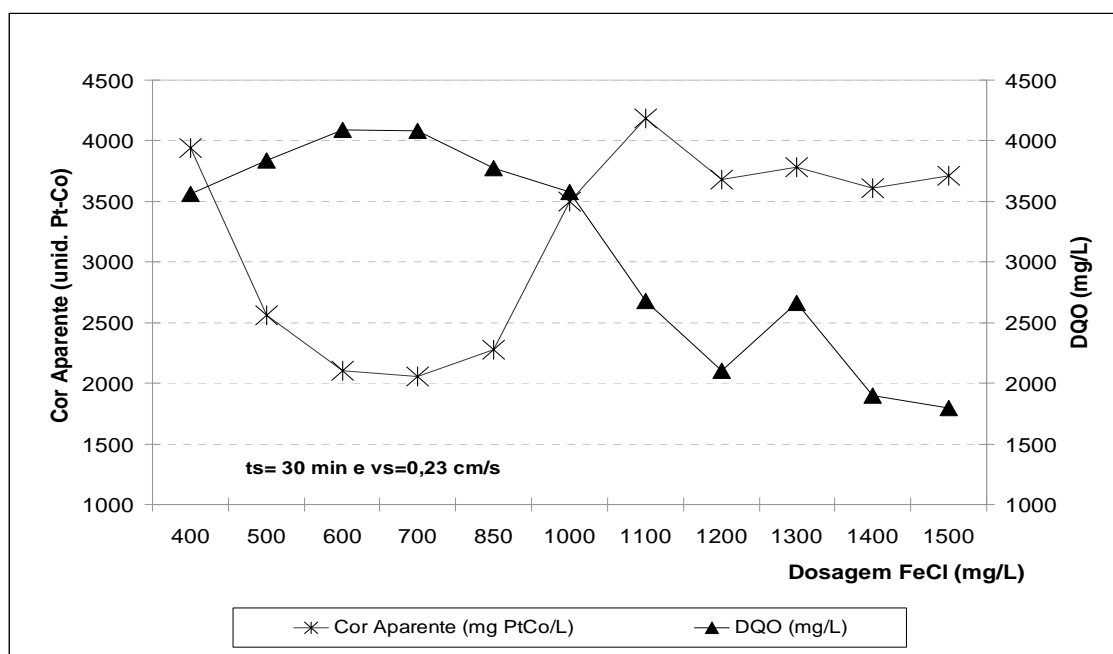
Parâmetros	Mistura Rápida	Mistura Lenta
Gradientes de velocidade	150 rpm	40 rpm
Tempo	5 minutos	15 minutos

A FIG. 17 e a FIG. 18 mostram a remoção de turbidez, cor e DQO em função da variação da dosagem do coagulante, para um tempo de decantação de 30 minutos.



**FIGURA 17 - Redução da Turbidez em função da dosagem de Cloreto Férrico para o tempo de decantação de 30 minutos ( $vs = 0,23$  cm/min)**

Conforme os resultados apresentados na FIG. 17, os pontos que obtiveram as melhores reduções de turbidez estão entre as dosagens de 1200 a 1500 mg/L.



**FIGURA 18 - Redução da Cor Aparente e DQO em função da dosagem de Cloreto Férrico para o tempo de decantação de 30 minutos ( $vs=0,23$  cm/min)**

O lixiviado antes do tratamento apresentou turbidez na ordem de 303 UNT, reduzindo para 68 e 62 UNT, respectivamente. Em termos de eficiência, a remoção de turbidez obtida foi em torno de 78%.

A redução da concentração de DQO ocorreu na medida em que se aumentava a dosagem de coagulante (FIG. 18). Como verificado no comportamento da turbidez (FIG. 4.18), as menores concentrações foram obtidas com a dosagem entre 1200 e 1500 mg/L. O lixiviado bruto tinha uma concentração de 6102 mg/L alcançando concentrações de DQO depois do tratamento na ordem de 2100 e 1800 mg/L. Nessas dosagens, respectivamente, foram alcançados eficiências de remoção na ordem de 66% e 70%.

O comportamento da cor aparente em função da variação das dosagens aplicadas (FIG. 18) não foi semelhante à turbidez e DQO, onde as concentrações decresciam com o aumento da concentração das dosagens dos coagulantes, provavelmente devido ao incremento da cor em função do ferro contido no coagulante.

O lixiviado bruto apresentou um valor de cor aparente no valor de 5200 mg/L, reduzindo após o tratamento a valores próximos a 2060 e 2100 unidades Pt Co para as dosagens de 600 e 700 mg/L. Devido a este comportamento da cor aparente em função do aumento da dosagem de coagulante, foi escolhido um ponto em função da eficiência de remoção de DQO e por questões de custos o ponto escolhido foi de 1400 mg/L.

#### 4.2.1.2. Determinação do melhor gradiente de velocidade e tempo da mistura rápida (série 3)

Para esta etapa dos ensaios, foi escolhido um ponto cuja dosagem de cloreto férrico foi de 1400 mg/L. Foi determinado apenas um ponto de trabalho, em função da grande variabilidade das características do lixiviado de um ensaio para outro e para obtenção de resultados com características mais uniformes do lixiviado.

Foram realizados três ensaios, onde se variou o gradiente de velocidade em 200, 300 e 400 rpm (Anexo A). Os resultados podem ser conferidos na FIG. 19 e a FIG. 20.

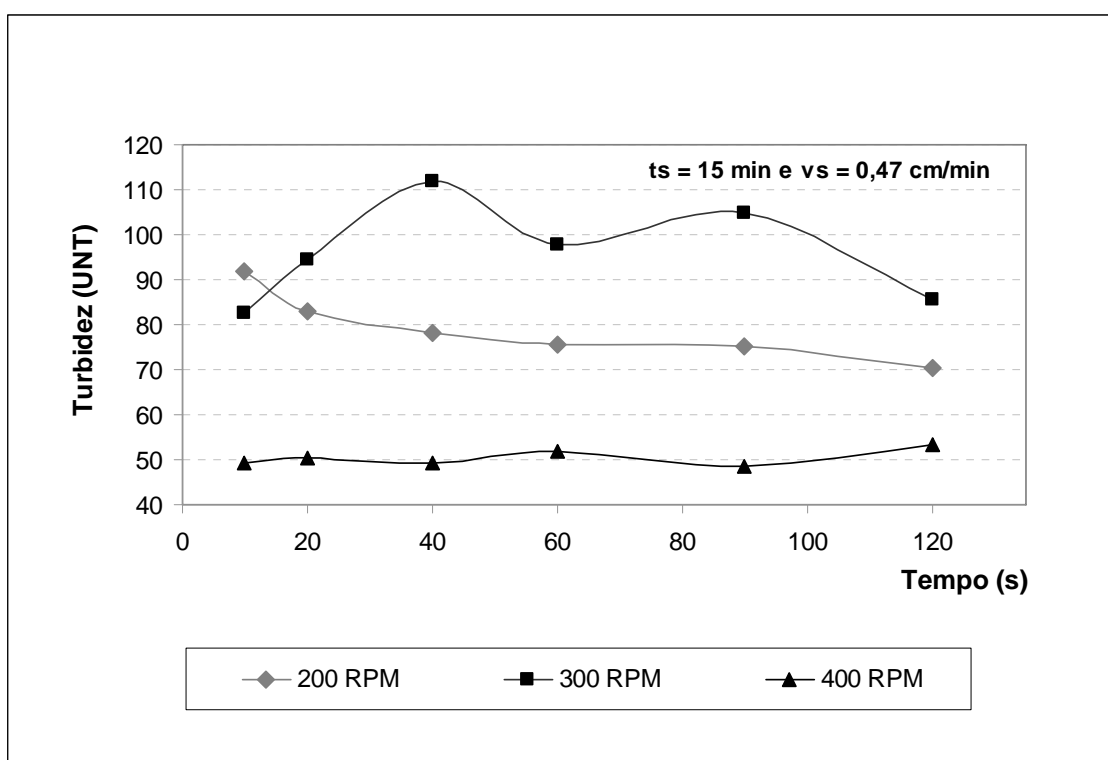
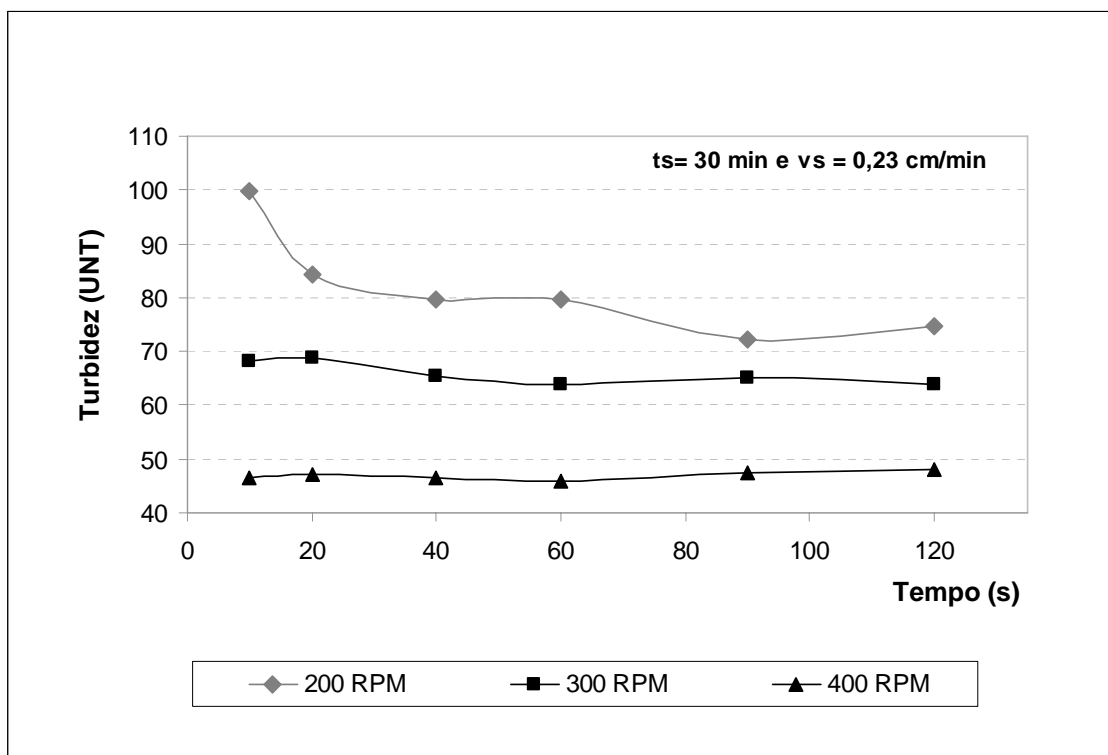


FIGURA 19 - Redução da Turbidez em função da variação do Gradiente de velocidade e tempo da Mistura Rápida para o tempo de sedimentação de 15 minutos



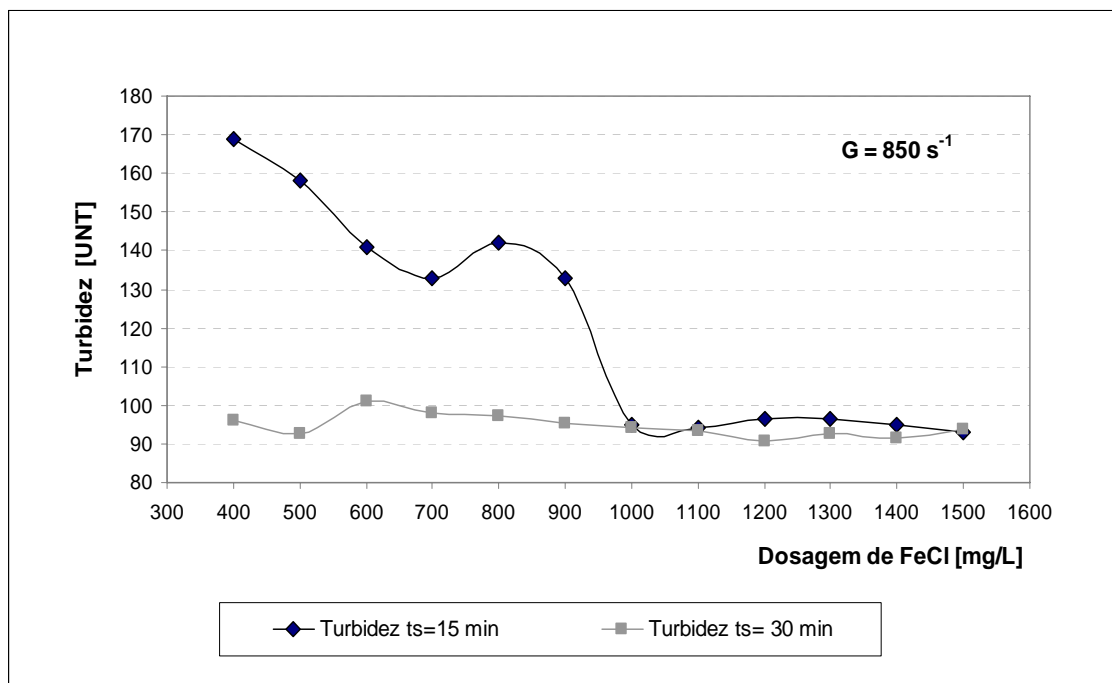


**FIGURA 20 - Redução da Turbidez em função da variação do Gradiente de velocidade e tempo da Mistura Rápida para o tempo de sedimentação de 30 minutos**

Como podem ser observados na FIG. 19 e FIG. 20, os valores de turbidez tendem a diminuir com o aumento do gradiente de velocidade e se estabilizar a partir de 20 segundos de mistura rápida. O que contraria os parâmetros encontrados por Bila (2002) e Zouboulis *et al.* (2003).

Como a tendência de melhora na eficiência com gradientes de velocidade maiores e uma mistura em um menor tempo (20 segundos), os ensaios para gradientes de  $850 \text{ s}^{-1}$ ,  $1200 \text{ s}^{-1}$  e  $1600 \text{ s}^{-1}$  (400, 500 e 600 RPM) foram repetidos e são mostrados nas FIGs. 21 a 26.

Observando-se o gráfico da FIG. 21, a turbidez tende a diminuir com o incremento da dosagem de coagulante, e a maior remoção aparece no ponto da dosagem de  $1200 \text{ mg/L}$  de cloreto férrico

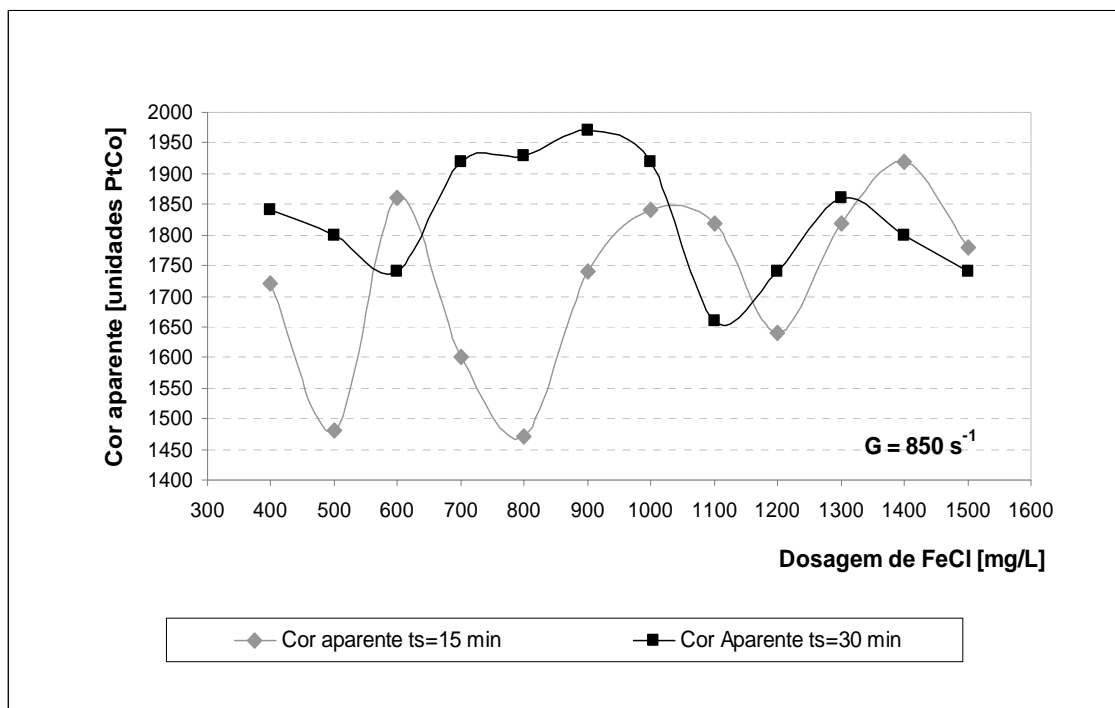


**FIGURA 21 - Redução de Turbidez em função da dosagem de FeCl e Gradiente de velocidade de  $850 \text{ s}^{-1}$**

A turbidez do lixiviado bruto era de 170 UNT reduzindo para uma concentração de 90 UNT, tendo uma eficiência de remoção em média de 45 %, passando a ter uma turbidez de 42 UNT com a aplicação dessa dosagem de coagulante.

Quanto à cor aparente, não foi observado uma tendência de diminuição em função do aumento da dosagem do coagulante (FIG. 22), fato que pode estar relacionado à adição de cor devido ao aumento da dosagem cloreto férrico. A melhor redução ocorreu entre as dosagens de 1200 e 1300 mg/L.

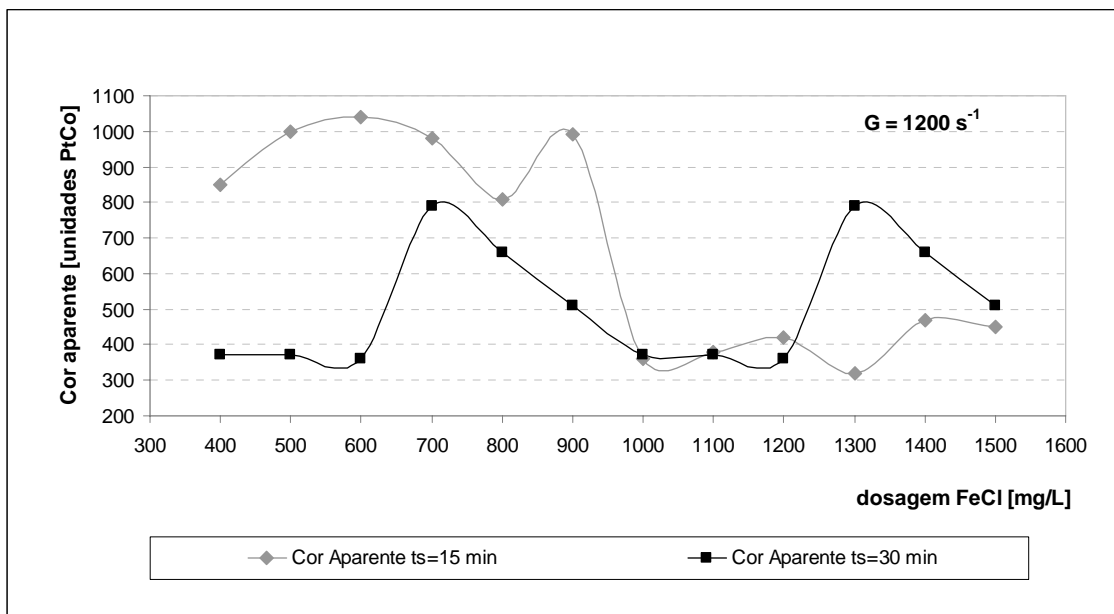
O lixiviado bruto apresentou cor aparente na ordem de 4540 unidades Pt Co e com a aplicação de 1200 mg/L de coagulante passou a ter 1930 unidades Pt Co de cor aparente, o que representa uma eficiência de remoção na ordem de 57%



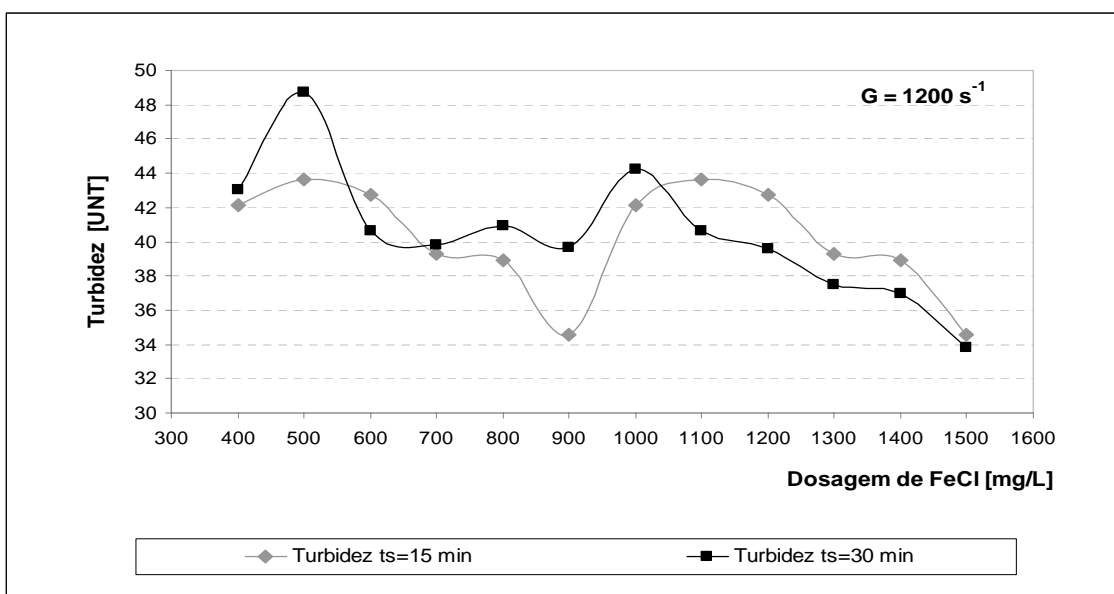
**FIGURA 22 - Redução de Cor Aparente em função da dosagem de FeCl e Gradiente de velocidade de  $850 \text{ s}^{-1}$**

Na FIG. 23 nota-se também uma considerável melhora na eficiência de remoção de cor aparente nas dosagens de 1200 e 1300 mg/L. Para este ensaio a cor aparente do lixiviado bruto era de 1240 unidades Pt Co e com a aplicação de uma dosagem de 1200mg/l de cloreto férrico passou a apresentar 360 unidades Pt Co de cor aparente, o que representa uma eficiência de remoção de 71%.

Com o aumento do gradiente de velocidade para  $1200 \text{ s}^{-1}$ , ocorreu uma considerável redução no valor da turbidez, que apresentava um valor de 257 UNT no lixiviado bruto e passou a apresentar um valor de 43 UNT, o que resultou numa eficiência de remoção na ordem de 83% (FIG. 24).



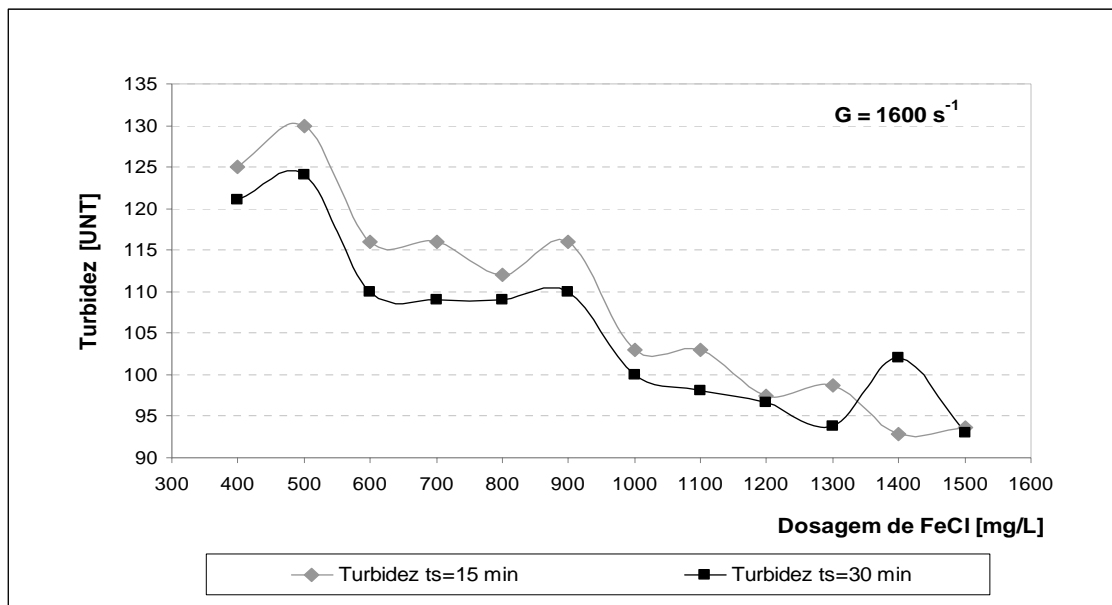
**FIGURA 23 - Redução de Cor Aparente em função da dosagem de FeCl e Gradiente de velocidade de  $1200 \text{ s}^{-1}$**



**FIGURA 24 - Redução de Turbidez em função da dosagem de FeCl e Gradiente de velocidade de  $1200 \text{ s}^{-1}$**

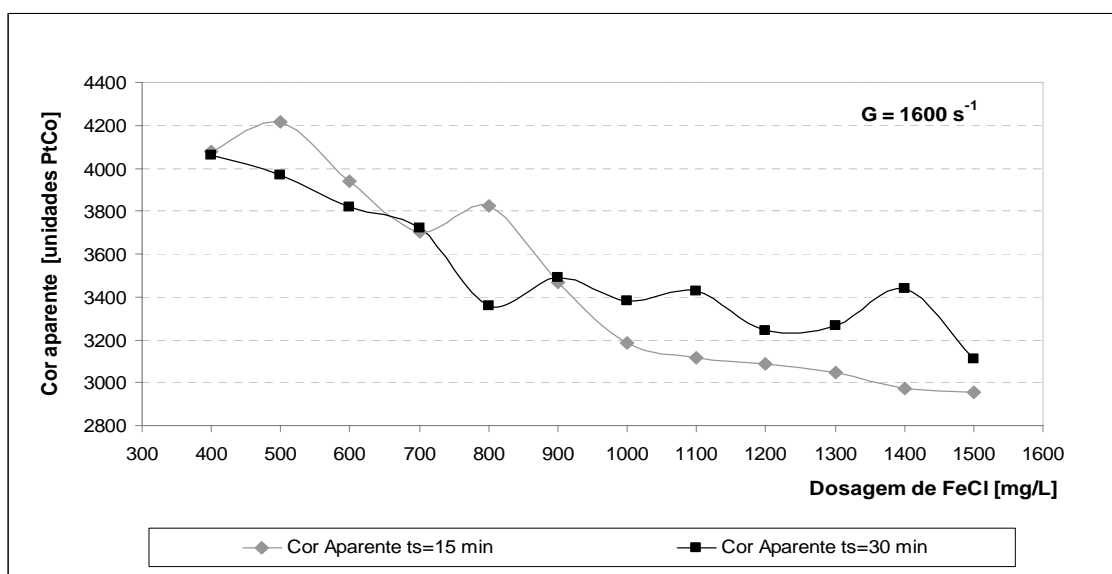
No último ensaio de verificação dos gradientes de velocidade da mistura rápida, realizado com lixiviado recém coletado, o qual apresenta uma turbidez de 330 UNT e cor aparente de 5953 unidades PtCo, foi possível encontrar melhores resultados quanto ao comportamento do lixiviado com o aumento de dosagem de coagulante.

Na FIG., pode-se observar a diminuição da turbidez com o aumento da dosagem de coagulante. Com a aplicação de uma dosagem de 1200 mg/L de cloreto férrico foi possível reduzir a turbidez a 97 UNT, com uma eficiência de remoção na ordem de 71%.



**FIGURA 25 - Redução de Turbidez em função da dosagem de FeCl e Gradiente de velocidade de  $1600 \text{ s}^{-1}$**

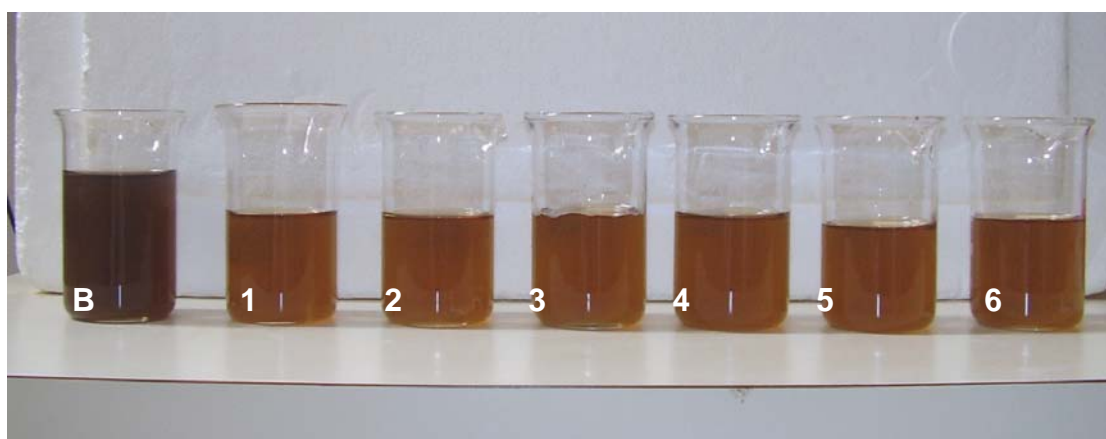
Na FIG. 26, a cor aparente teve uma redução constante em função do aumento da dosagem de coagulante.



**FIGURA 26 - Redução de Cor Aparente em função da dosagem de FeCl e Gradiente de velocidade de  $1600 \text{ s}^{-1}$**

Ocorreu uma redução da cor aparente para 3268 unidades Pt Co, representando uma eficiência de remoção na ordem de 45%.

Os ensaios que utilizaram gradientes de velocidade de 1200 e 1600  $s^{-1}$  apresentaram valores próximos, exceto quanto à cor aparente onde o ensaio com gradiente 1200  $s^{-1}$  que obteve uma melhor eficiência de remoção. A FIG. 27 apresenta o resultado dos ensaios utilizando os dois Gradientes de velocidade.



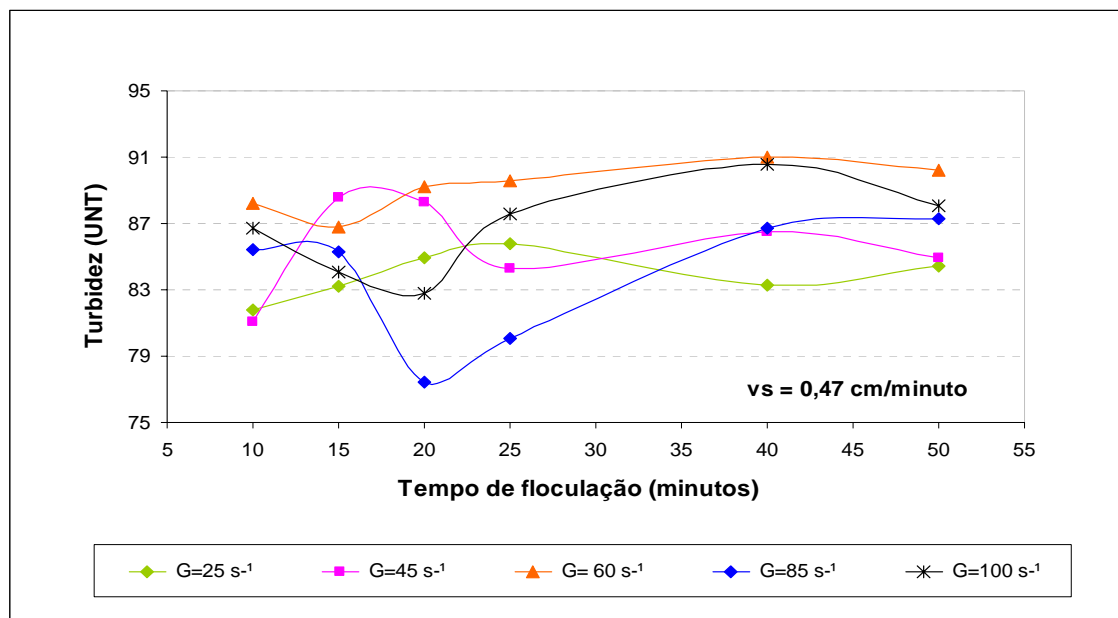
**FIGURA 27 - Resultado da cor após tratamento com Cloreto Férrico**

As amostras 1, 2 e 3 são referentes ao lixiviado tratado com 1200 mg/L de FeCl a um Gradiente de velocidade de 1200  $s^{-1}$  e as amostras 4, 5 e 6 são referentes ao tratamento com gradiente de velocidade de 1600  $s^{-1}$ . Como pode ser visualizado, aparentemente não nota-se a diferença de cor dos dois ensaios.

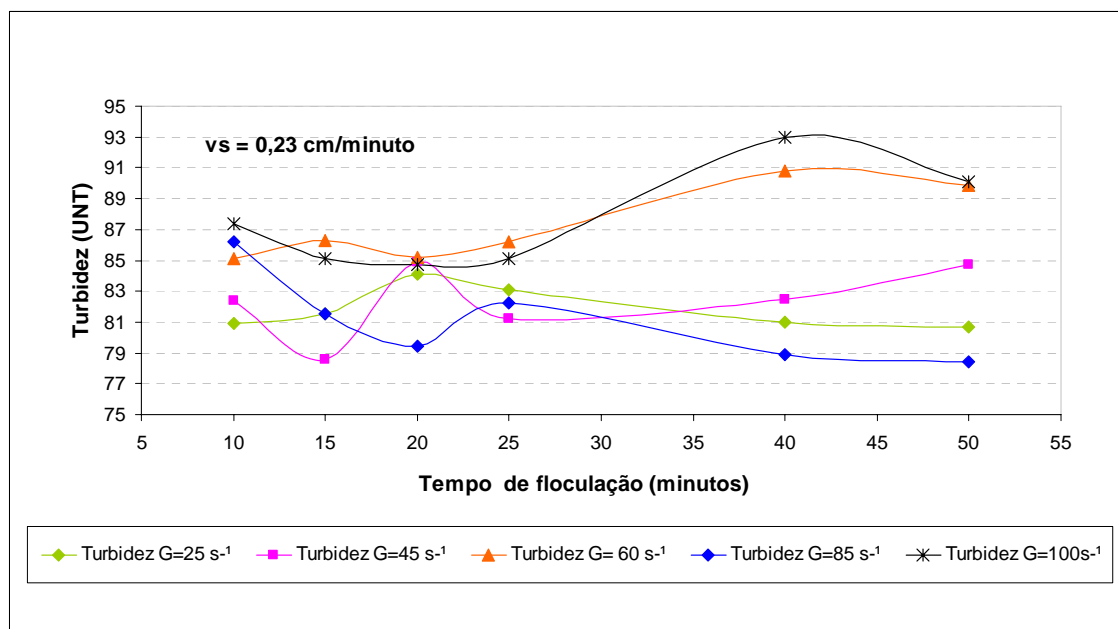
#### **4.2.1.3. Determinação do melhor gradiente de velocidade e tempo de floculação e influência do tempo de sedimentação (série 4)**

Com os parâmetros já otimizados (dosagem, tempo de mistura e gradiente) nas séries 1 e 2 foram realizados cinco ensaios para a determinação do melhor gradiente de velocidade e melhor tempo de floculação. Para a determinação do melhor tempo de floculação, variou-se o mesmo de 10 a 50 minutos, bem como também foi variado o gradiente de velocidade de 25 a

$100 \text{ s}^{-1}$ . Os resultados detalhados destes ensaios se encontram no APÊNDICE A. As FIG. 28 a FIG. 31 apresentam os gráficos com os diferentes gradientes de velocidade utilizados para determinação do melhor tempo de floculação, para um floculador com três câmaras em série.



**FIGURA 28 - Redução da Turbidez em função dos diferentes Gradientes de velocidade da mistura lenta para  $t_s= 15 \text{ min}$**



**FIGURA 29 - Redução da Turbidez em função dos diferentes Gradientes de velocidade da mistura lenta para  $t_s= 30 \text{ min}$**

Nas FIG.s 30 e 31, pode-se observar que melhor tempo de floculação não ultrapassa os 20 minutos, decorrido este tempo não ocorreu aumento de remoção de turbidez no lixiviado tratado. Com relação à cor aparente (FIG.s 4.30 e 4.31), houve um pequeno aumento de eficiência de remoção após 20 minutos de floculação.

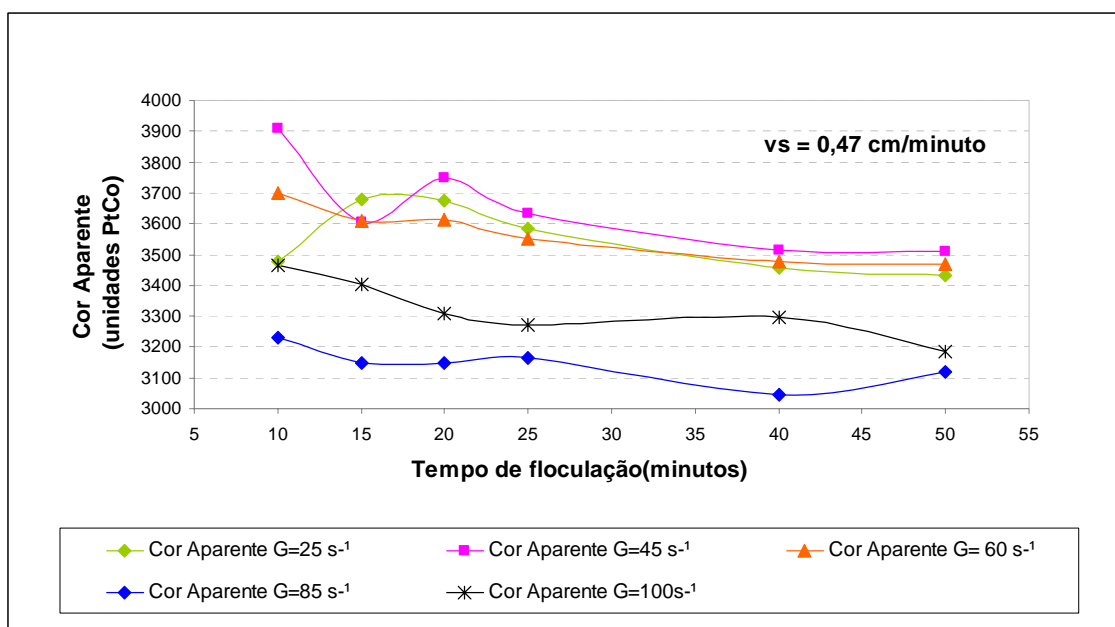


FIGURA 30 - Cor Aparente em função dos diferentes Gradientes de velocidade da mistura lenta para  $t_s = 15$  min

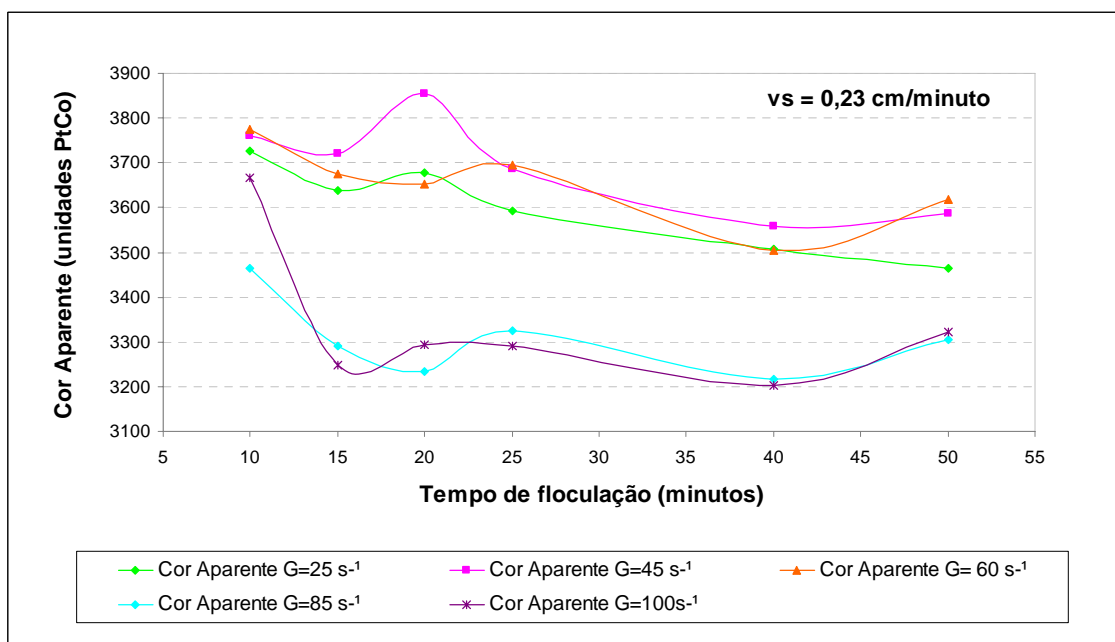


FIGURA 31 - Cor Aparente em função dos diferentes Gradientes de velocidade da mistura lenta para  $t_s = 30$  min



De acordo com os resultados obtidos nesta série, o tempo total de floculação e o gradiente, que propiciaram os melhores resultados foram de 20 minutos. Segundo a metodologia proposta por Di Bernardo, Pádua e Libânio (1998), e com base nos resultados desta série, admitindo um floculador com três câmaras, os gradientes para a primeira, segunda, terceira e quarta câmara, seriam: 45, 25 e 25  $s^{-1}$  respectivamente, porém, para efeitos comparativos foram realizados 2 ensaios variando os gradientes em cada câmara conforme TAB. 14 e a TAB. 15

**TABELA 14 - Variação dos gradientes de floculação nas câmaras de um floculador (Gradientes otimizados)**

Parâmetros Operacionais	Jarro	15 minutos (vs=0,47 cm/min)				30 minutos (vs=0,23 cm/min)			
		turbidez	% remoção	Cor	% remoção	turbidez	% remoção	Cor	% remoção
<b>Mistura Rápida</b> GMR = 1200 $s^{-1}$ TML = 20 s	1	39	71	1500	55	39	71	1509	55
	2	39	71	1460	56	38	71	1460	56
	3	41	70	1500	55	38	72	1490	55
<b>Mistura Lenta</b> GML = 45/25/25 $s^{-1}$ TML=10/ 5/5 min	4	39	71	1510	55	38	71	1495	55
	5	39	71	1490	55	37	72	1561	53
	6	39	71	1490	55	38	72	1538	54
<b>Média</b>		39	71	1492	55	38	72	1509	55

**TABELA 15 - Variação dos gradientes de floculação nas câmaras de um floculador (Gradientes otimizados)**

Parâmetros Operacionais	Jarro	15 minutos (vs=0,47 cm/min)			30 minutos (vs=0,23 cm/min)				
		turbidez	% remoção	Cor	% remoção	turbidez	% remoção	Cor	% remoção
<b>Mistura Rápida</b> GMR = 1200 s <sup>-1</sup> TML = 20 s	1	42	69	1646	51	41	70	1592	52
	2	43	68	1643	51	42	69	1559	53
	3	43	68	1630	51	41	70	1550	54
<b>Mistura Lenta</b> GML = 45/25/25 s <sup>-1</sup> TML=5/ 5/10 min	4	44	67	1660	50	42	69	1588	52
	5	40	70	1600	52	42	69	1552	53
	6	42	69	1600	52	39	71	1553	53
<b>Média</b>		42	69	1630	51	3970	70	1566	53

Conforme os ensaios realizados, obteve-se o tempo total de floculação igual a 20 minutos, admitindo que o floculador tem três câmaras em série, os melhores gradientes para a primeira, segunda e terceira câmara, foram  $G = 45/25/25 \text{ s}^{-1}$  e tempo de floculação de 10/5/5 minutos respectivamente.

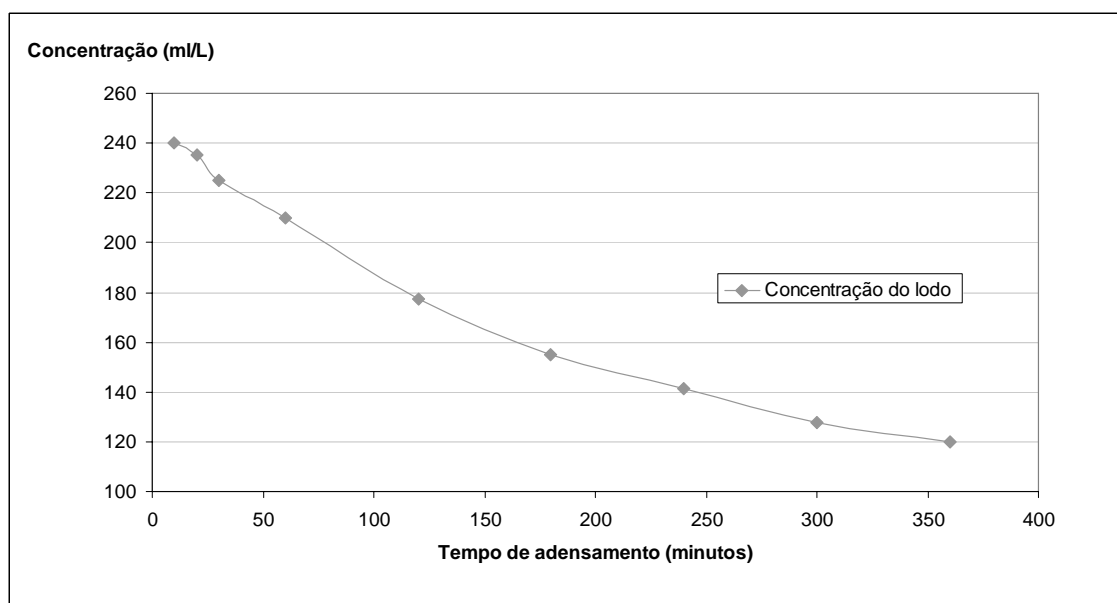
#### 4.2.1.4. Determinação do volume de lodo (série 5)

Com os parâmetros totalmente otimizados, foi realizado um ensaio para o ponto escolhido. Após o término da floculação, os jarros ficam em repouso por 30 minutos (tempo de sedimentação - ts). O sobrenadante é coletado para a realização das análises no laboratório e o volume restante de 2 jarros é concentrado, juntamente com o material sedimentado, e transferido para um cone Imhof de um litro. As leituras do volume de lodo sedimentado foram realizadas durante seis horas conforme TAB. 16.

**TABELA 16 - Sedimentação em Cone Imhof**

Lixiviado após floculação		
Tempo de sedimentação (min)	Volume de lodo (ml)	Volume de lodo/ litro (ml/L)
10	960	240
20	940	235
30	900	225
60	840	210
120	710	177,5
180	620	155
240	565	141,25
300	510	127,5
360	480	120

A FIG. 32 apresenta o gráfico do adensamento do lodo em relação ao tempo de sedimentação.

**FIGURA 32 - Concentração de lodo em função do tempo de adensamento.**

Os resultados demonstraram que a redução de lodo ao longo do tempo, sedimentando lentamente nas seis horas de ensaio. A FIG. 33 apresenta o ensaio de sedimentação com os Cones Imhof com o lodo sedimentado e o efluente tratado. O volume de lodo gerado no processo de coagulação-floculação é função da dosagem de coagulante utilizado no tratamento.



**FIGURA 33 - Cones Imhof no ensaio de determinação do volume de lodo**

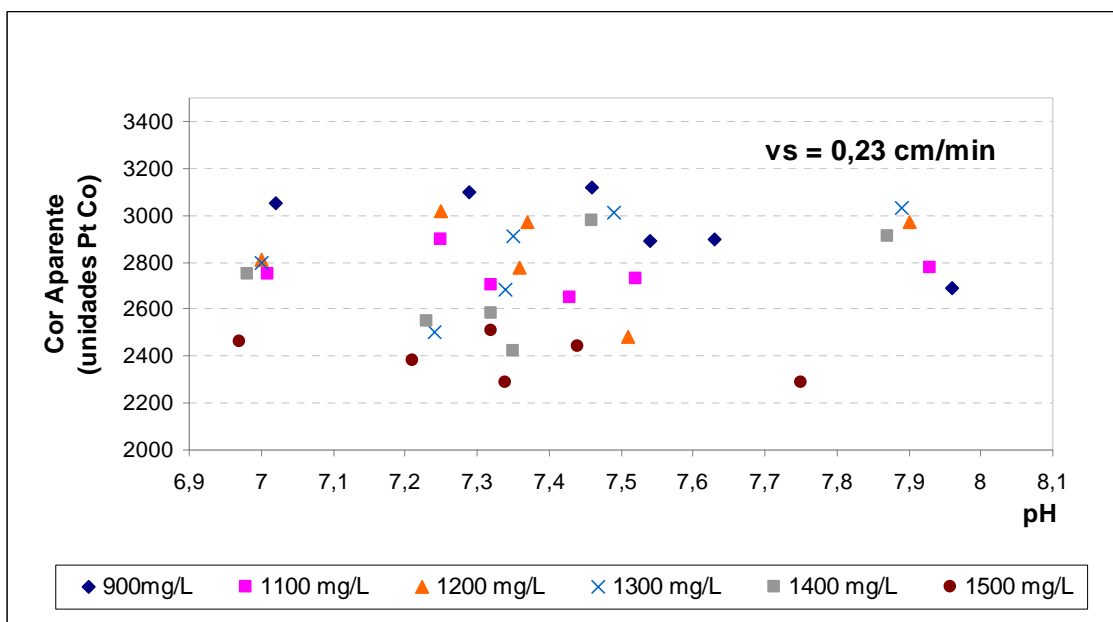
#### **4.2.2. ENSAIOS DE COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO UTILIZANDO SULFATO DE ALUMÍNIO**

A seguir serão apresentados os resultados dos ensaios de coagulação (APÊNDICE B) referentes às dosagens utilizando o sulfato de alumínio como agente coagulante.

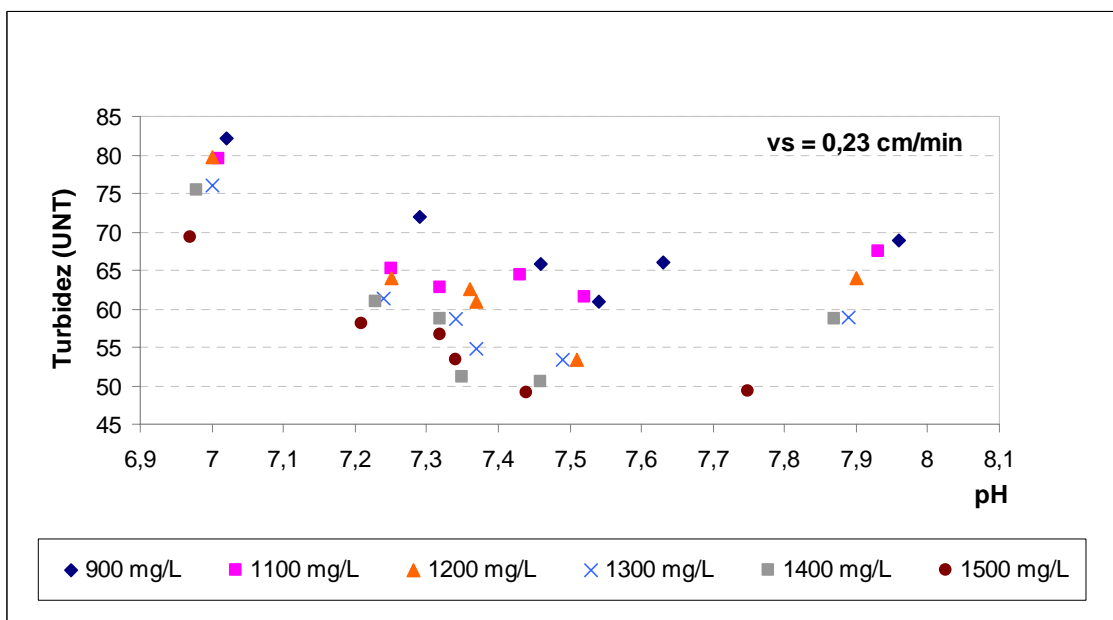
##### **4.2.2.1. Determinação de melhor dosagem e pH de coagulação utilizando Sulfato de Alumínio – Série 1**

A dosagem típica de Sulfato de Alumínio para o tratamento primário de lixiviados encontrados na literatura tem uma ampla faixa, dependendo principalmente das características físico-químicas dos mesmos. Amokrane *et al.* (1997) encontrou uma dosagem ótima em torno de 2300 mg/L e pH 5,5, Bila (2002) encontrou uma dosagem ótima entre 750 e 950 mg/L e pH entre 4,5 e 5,0.

Diante da variação de dosagens, foi escolhida uma faixa de variação de dosagens de 900 a 1500 mg/L. De acordo com a FIG. 34 e a FIG. 35 o pH ótimo de floculação variou de 7,49 a 7,54 com uma remoção de cor em torno de 45% e remoção de turbidez em torno de 55%.



**FIGURA 34 - Redução da Cor aparente em função da variação do pH para tempo de decantação de 30 minutos e velocidade de sedimentação de 0,23 cm/min**



**FIGURA 35 - Redução da Turbidez em função da variação do pH para tempo de decantação de 30 minutos e velocidade de sedimentação de 0,23 cm/min**

De acordo com a FIG. 34 e FIG. 35, os melhores resultados de pH na redução de cor aparente e turbidez obtidos nos reatores do equipamento Jar test nos ensaios de variação de pH foram os valores em torno de 7,52, que corresponde à concentração de Sulfato de Alumínio entre 1200 e 1500 mg/L.

#### 4.2.2.2. Determinação do melhor gradiente de velocidade e tempo da mistura rápida (série 3)

Para esta etapa dos ensaios, foram escolhidos dois pontos com dosagens de sulfato de alumínio de 1200 e 1500mg/L. Foram realizados quatro ensaios, onde se variou o gradiente de velocidade em 200, 300, 400 e 500 rpm (APÊNDICE B).

De acordo com a FIG. 36 e a FIG. 37, a redução de cor aparente e turbidez em função da variação do tempo de mistura rápida não apresentam melhora nos resultados, depois de decorridos 20 segundos.

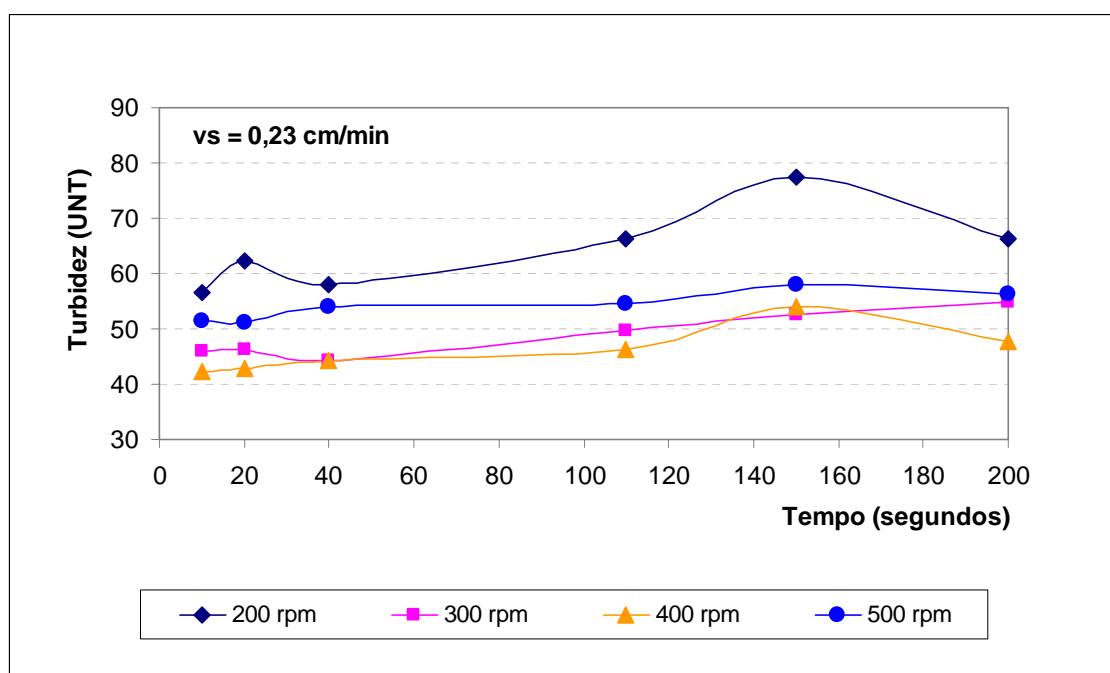
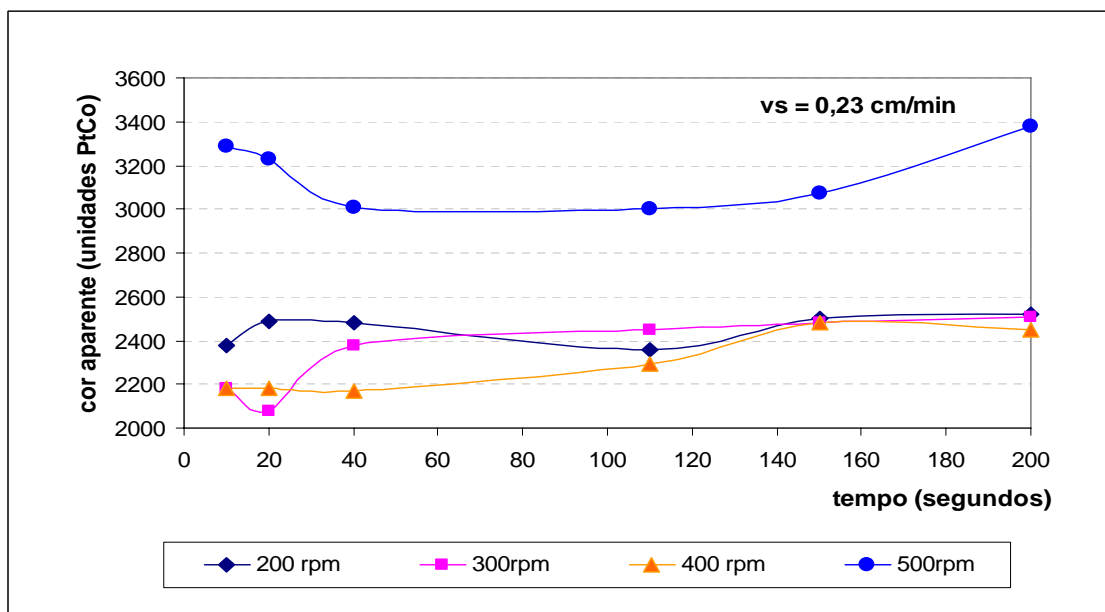


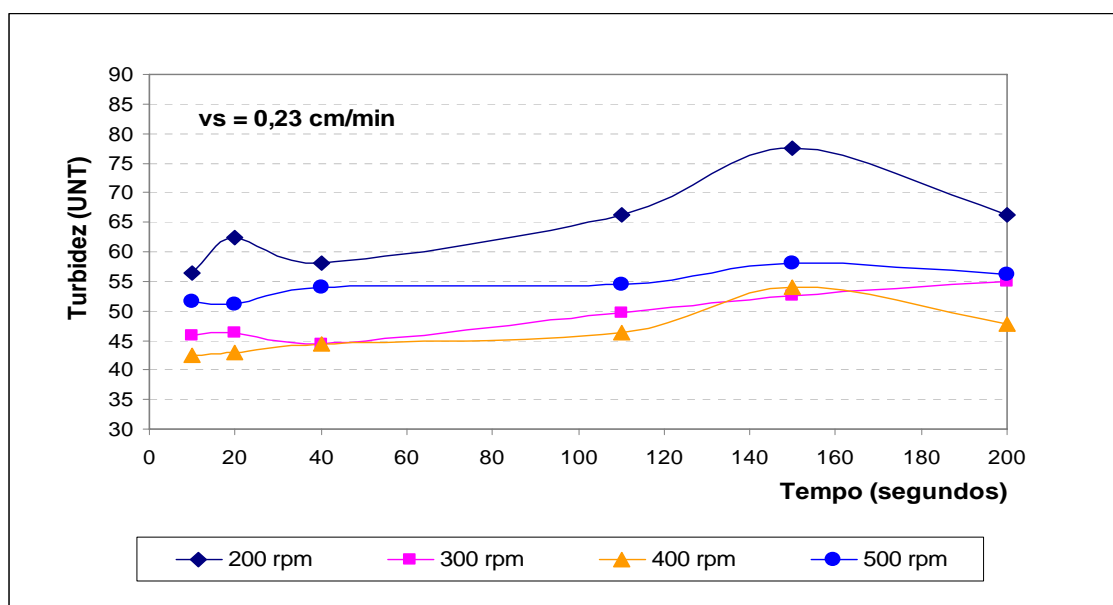
FIGURA 36 - Redução da turbidez em função da variação do gradiente de velocidade da mistura rápida, dosagem de 1200 mg/L de sulfato de alumínio e  $t_s = 30$  minutos



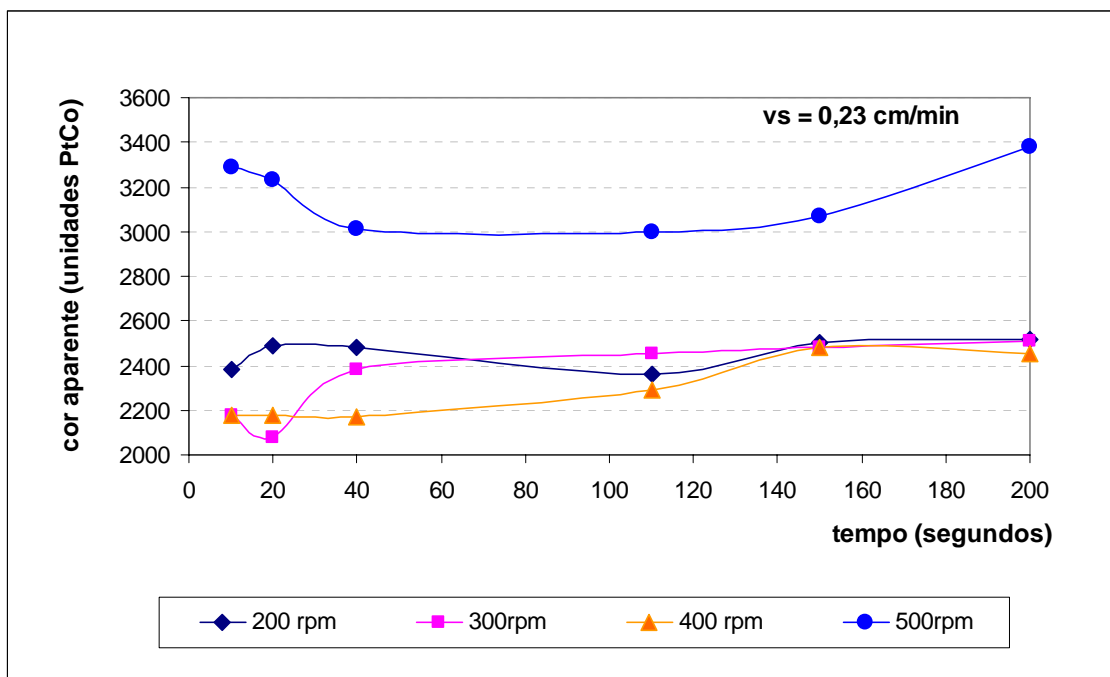
**FIGURA 37 - Redução da Cor aparente em função da variação do gradiente de velocidade da mistura rápida, dosagem de 1200 mg/L de sulfato de alumínio e ts = 30 minutos**

]

Observando os gráficos das FIGs. 36 E 37 o melhor gradiente foi o de 1200 s<sup>-1</sup> (400 rpm), como uma redução na turbidez na ordem de 58% e uma redução na cor aparente na ordem de 45%. O mesmo ensaio foi repetido para a dosagem de 1500 mg/l de sulfato de alumínio, sendo os resultados são apresentados na FIG. 38 e na FIG. 39.



**FIGURA 38 - Redução da Turbidez em função da variação do gradiente de velocidade da mistura rápida, dosagem de 1500 mg/L de sulfato de alumínio e ts = 30 minutos**



**FIGURA 39 - Redução da cor aparente em função da variação do gradiente de velocidade da mistura rápida, dosagem de 1500 mg/L e  $t_s = 30$  minutos**

Como verificado no ensaio anterior, não ocorreram alterações na turbidez e na cor aparente após 20 segundos de mistura rápida. Este fato vem reforçar o valor ótimo da mistura rápida, já que nos ensaios de coagulação-floculação utilizando o cloreto férrico já havia sido encontrado o mesmo valor do tempo de mistura rápida. Para a aplicação de uma dosagem de 1500 mg/L de sulfato de alumínio foram obtidas eficiências na ordem de 58% para a turbidez e 50% para a cor aparente.

De acordo com as eficiências de remoção entre os parâmetros nos dois pontos ensaiados, definiu-se a dosagem ótima de 1500 mg/L, gradiente de velocidade da mistura rápida em  $1200 \text{ s}^{-1}$  e tempo de mistura rápida de 20 segundos.



#### 4.2.2.3. Determinação do melhor gradiente de velocidade e tempo de floculação e influência do tempo de sedimentação (série 4)

Com os parâmetros já otimizados (dosagem, tempo de mistura e gradiente) nas séries 1 e 2, foram realizados cinco ensaios para a determinação do melhor gradiente de velocidade e melhor tempo de floculação.

Para a determinação do melhor tempo de floculação, variou-se o mesmo de 10 a 50 minutos, bem como também foi variado a gradiente de velocidade de 25 a 85  $s^{-1}$ . Os resultados detalhados destes ensaios se encontram no APÊNDICE B. As FIGs. 40 e 41 apresentam os gráficos com os diferentes gradientes de velocidade utilizados para determinação do melhor tempo de floculação, para um floculador com três câmaras em série.

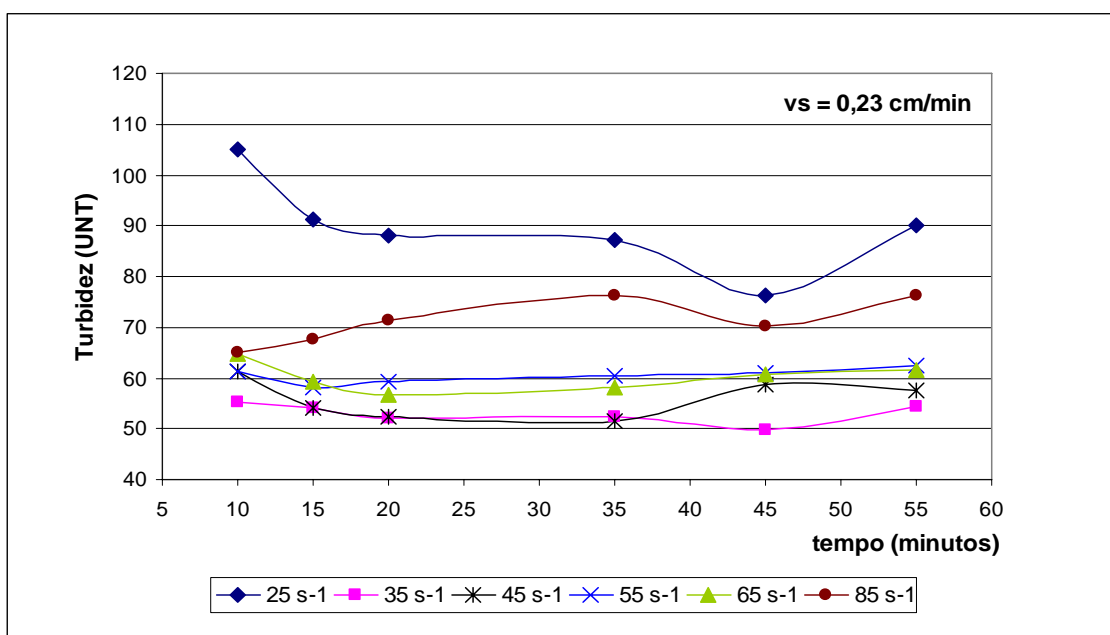
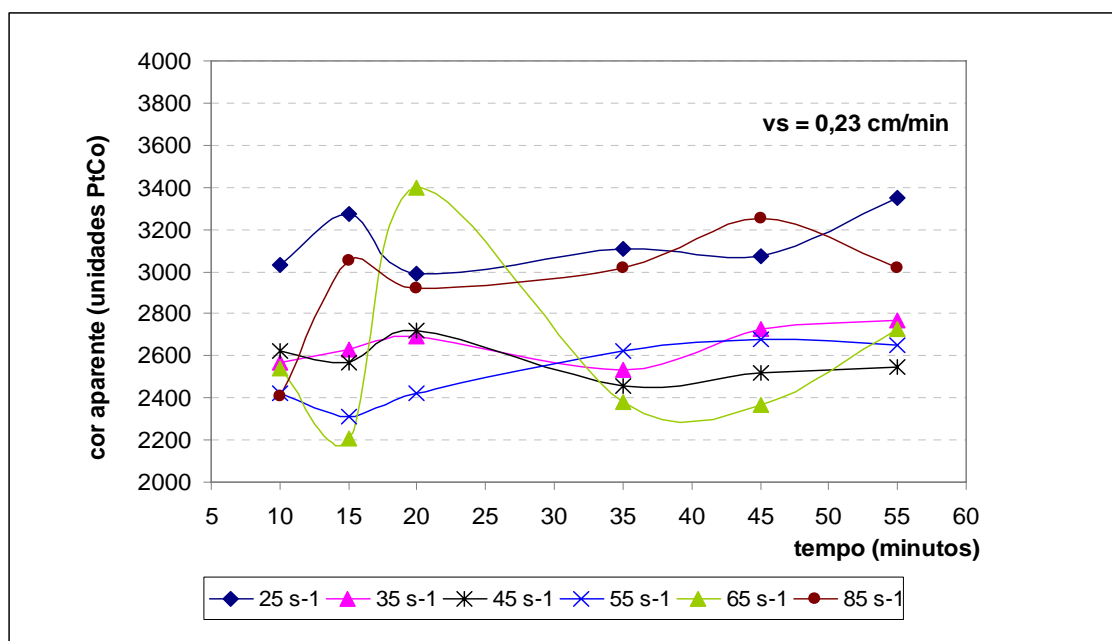


FIGURA 40 - Remoção da turbidez em função da variação do gradiente de velocidade ( $s^{-1}$ ) e dosagem de 1500 mg/L de Sulfato de Alumínio para  $t_s = 30$  minutos



**FIGURA 41 - Cor aparente em função dos diferentes Gradientes de velocidade ( $s^{-1}$ ) da mistura lenta para  $t_s = 30 \text{ min}$**

Segundo a metodologia proposta por DI BERNARDO, PÁDUA E LIBÂNIO (1998), e com base nos resultados desta série, admitindo um flocculador com três câmaras, os gradientes para a primeira, segunda, terceira e quarta câmara, seriam: 45, 25 e 25  $s^{-1}$  respectivamente, porém, para efeitos comparativos foram realizados 3 ensaios variando os gradientes em cada câmara conforme a TAB. 17, a TAB. 18 e a TAB. 19.

**TABELA 17 - Variação dos gradientes de floculação nas câmaras de um floculador (gradientes otimizados)**

Parâmetros Operacionais	Jarro	15 minutos (vs=0,47 cm/min)				30 minutos (vs=0,23 cm/min)			
		turbidez	% remoção	Cor	% remoção	turbidez	% remoção	Cor	% remoção
		<b>Mistura Rápida</b> GMR = 1200 s <sup>-1</sup> TML = 20 s	1	55	49	3150	30	52	52
	2	55	49	3020	32	54	50	3060	32
	3	56	49	3020	32	52	52	2730	39
<b>Mistura Lenta</b> GML = 45/45/35 s <sup>-1</sup> TML=15/10/10 Min	4	56	49	3030	32	52	52	2730	39
	5	57	47	3050	32	54	50	2820	37
	6	56	49	3050	32	54	50	2940	34
<b>Média</b>		42	69	1630	51	3970	70	1566	53

**TABELA 18 - Variação dos gradientes de floculação nas câmaras de um floculador (gradientes otimizados)**

Parâmetros Operacionais	Jarro	15 minutos (vs=0,47 cm/min)				30 minutos (vs=0,23 cm/min)			
		turbidez	% remoção	Cor	% remoção	turbidez	% remoção	Cor	% remoção
		<b>Mistura Rápida</b> GMR = 1200 s <sup>-1</sup> TML = 20 s	1	56,3	50	3010	39,5	53,5	53
	2	56,3	50	3010	39,5	53,4	53	2670	46
	3	56,2	50	2820	43	54	52	2930	41
<b>Mistura Lenta</b> GML = 45/25/25 s <sup>-1</sup> TML=10/5/5 Min	4	56,3	50	2990	40	54	52	2925	41
	5	56,2	50	2820	43	53,6	52	2930	41
	6	56,2	50	2991	40	53,6	52	2730	45
<b>Média</b>		42	69	1630	51	3970	70	1566	53

**TABELA 19 - Variação dos gradientes de floculação nas câmaras de um floculador (gradientes otimizados)**

Parâmetros Operacionais	Jarro	15 minutos (vs=0,47 cm/min)				30 minutos (vs=0,23 cm/min)			
		turbidez	% remoção	Cor	% remoção	turbidez	% remoção	Cor	% remoção
		<b>Mistura Rápida</b>	1	58,1	48,6	2860	42,6	53,2	53
GMR = 1200 s <sup>-1</sup>	2	58,2	48,5	2690	46	54,6	52	2880	42
TML = 20 s	3	55,0	51	2870	42	54,5	52	2780	44
<b>Mistura Lenta</b>	4	54,8	51	2870	42	54,0	52	2869	42
GML = 65/45/35 s <sup>-1</sup>	5	54,7	51	2689	46	54,5	52	2679	46
TML=10/5/5 Min	6	55	51	2859	42,5	54,6	52	2850	43
<b>Média</b>		42	69	1630	51	3970	70	1566	53

Conforme os ensaios realizados, obteve-se o tempo total de floculação igual a 20 minutos, admitindo que o floculador tem três câmaras em série, os melhores gradientes para a primeira, segunda e terceira câmara, foram  $G = 45/25/25 \text{ s}^{-1}$  e tempo de floculação de 10/5/5 minutos respectivamente.

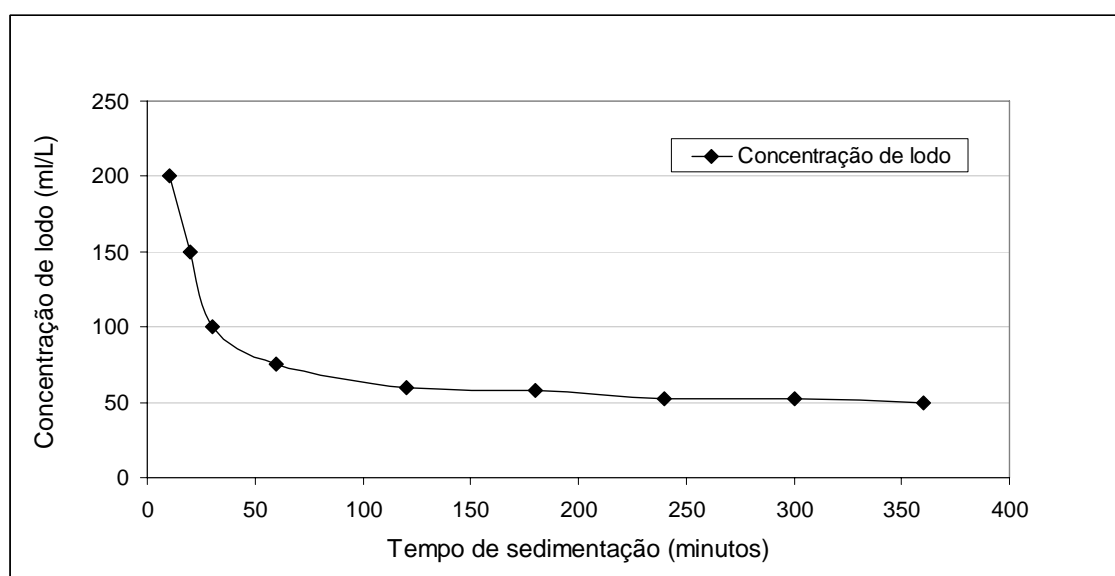
#### 4.2.2.4. Determinação do volume de lodo (série 5)

Um ensaio foi realizado com os parâmetros totalmente otimizados para o ponto escolhido. Após o término da floculação, os jarros ficam em repouso por 30 minutos (sedimentação). O sobrenadante é coletado para a realização das análises no laboratório e o volume restante de 2 jarros, foi concentrado, juntamente com o material sedimentado, sendo transferido para um cone Imhof de um litro. As leituras do volume de lodo sedimentado foram feitas durante seis horas conforme apresentado na TAB. 20.

**TABELA 20 - Sedimentação em Cone Imhof**

Lixiviado após floculação		
Tempo de sedimentação (min)	Volume de lodo (ml)	Volume de lodo/ litro (ml/l)
10	800	200
20	600	150
30	400	100
60	300	75
120	240	60
180	230	57,50
240	210	52,5
300	210	52,5
360	200	50

Os resultados apresentados na FIG. 42 demonstraram que há redução de lodo ao longo do tempo, ocorrendo uma sedimentação rápida nos primeiros quarenta minutos e estabilizando após os 200 minutos.

**FIGURA 42 - Concentração de lodo em função do tempo de adensamento.**

O volume de lodo gerado no processo de coagulação-floculação é função da dosagem de coagulante utilizado no tratamento. Comparando com a geração de lodo na aplicação de cloreto férrico que foi de 120 ml//L, a utilização de sulfato de alumínio gerou uma quantidade de 50ml/L de lodo, uma quantidade 58% inferior quando comparado ao primeiro.

### 4.2.3. ENSAIOS DE COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO UTILIZANDO TANINO

A seguir apresentam-se os resultados dos ensaios de coagulação referentes às dosagens utilizando o tanino como agente coagulante.

#### 4.2.3.1. Determinação de melhor dosagem de coagulação utilizando Tanino– Série 1

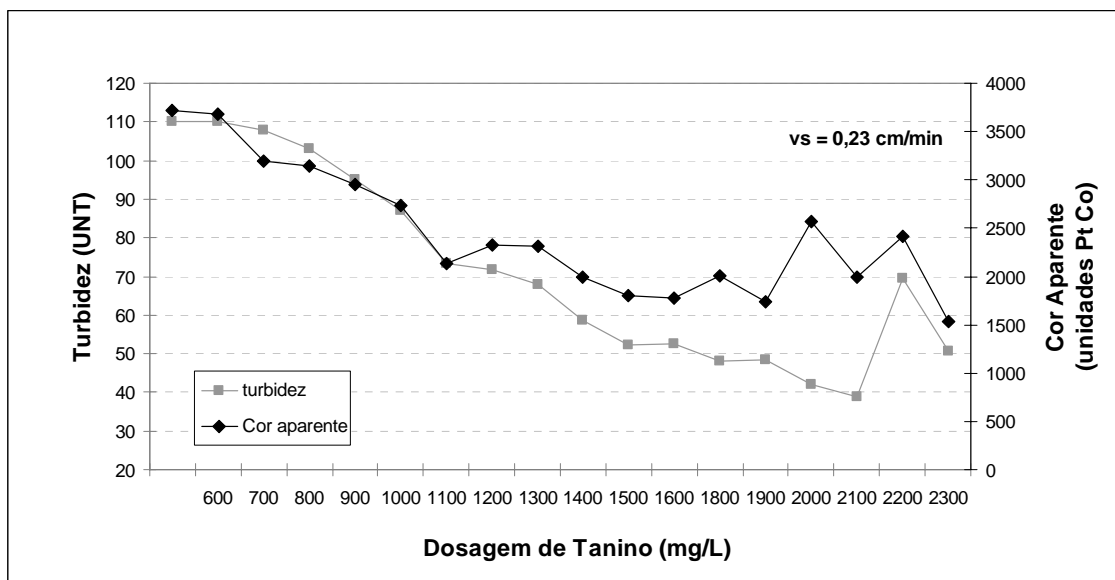
Como na aplicação de cloreto férrico, nestes ensaios não foi corrigido o pH, já que a faixa ótima de pH para a utilização do Tanino é em torno de 8,3.

Os ensaios anteriores realizados com os demais coagulantes indicaram os parâmetros para a mistura rápida e mistura lenta (floculação), dessa forma admitiram-se os mesmos parâmetros já determinados, apresentados na TAB. 21:

**TABELA 21 - Parâmetros otimizados para o cloreto férrico e sulfato de alumínio**

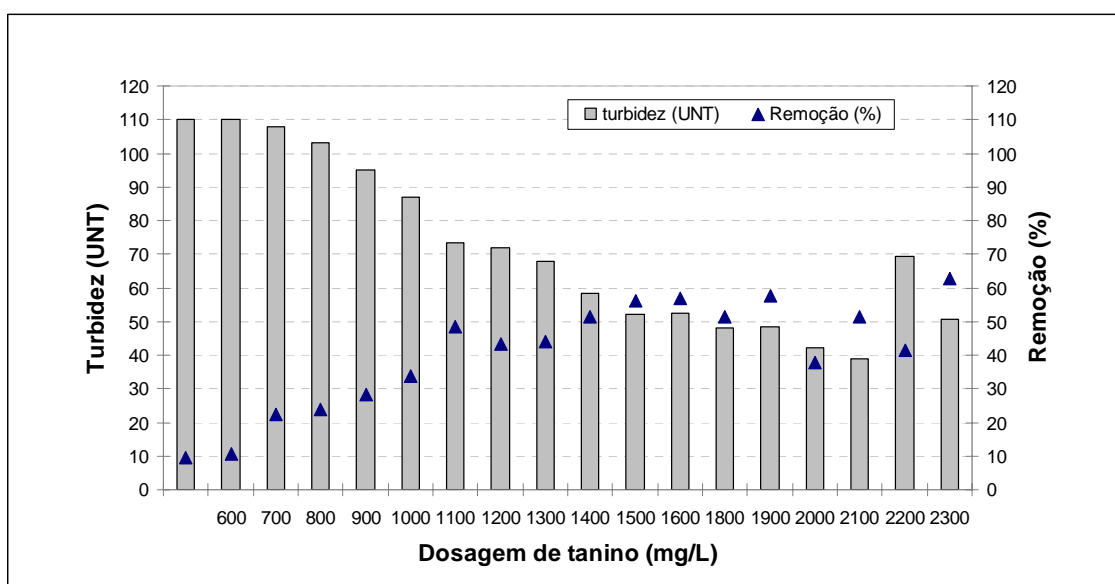
<b>Mistura</b>	<b>Gradiente de velocidade</b>	<b>Tempo</b>
Rápida	1200 s <sup>-1</sup>	20 segundos
Lenta	45/25/25 s <sup>-1</sup>	10 + 5 + 5 (tf =20 minutos)

O tanino de origem vegetal (Acácia) de nome comercial TANFLOC SG foi utilizado nos ensaios. Foram experimentadas dosagens que variaram de 600 a 2400 mg/L. Os resultados dos ensaios de melhor dosagem de coagulante são apresentados na FIG. 43.

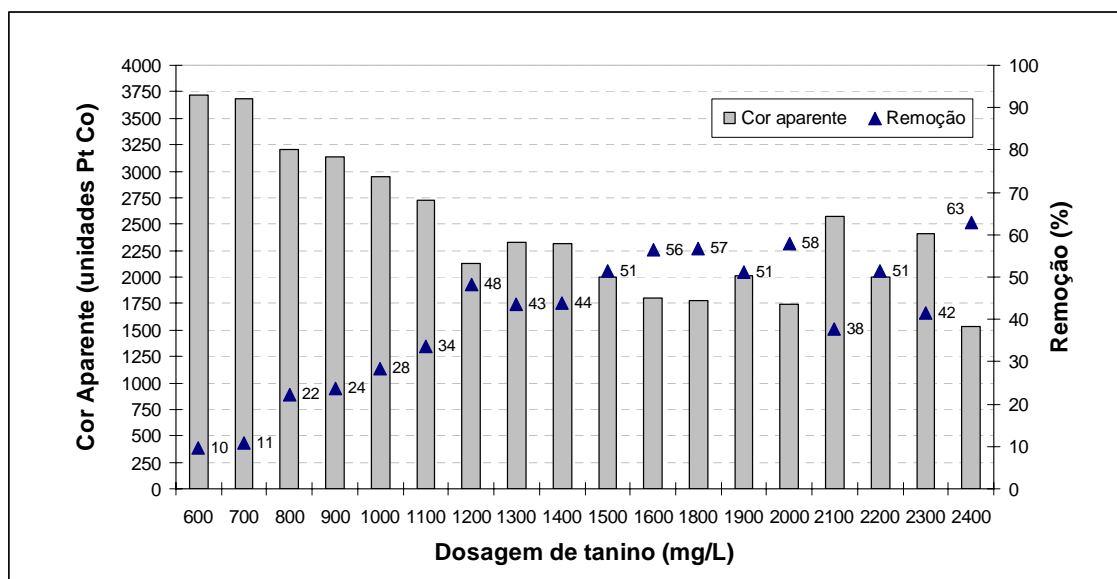


**FIGURA 43 - Redução da Turbidez e Cor Aparente em função da variação da dosagem de Tanino para  $t_s = 30$  minutos**

Como pode ser verificado na FIG. 44, houve uma melhora na redução da cor aparente e na turbidez com o aumento da dosagem de tanino, encontrando-se assim, três pontos: 1800, 2000 e 2200 mg/L. Os resultados de eficiência de remoção de cor aparente e turbidez são apresentados na FIG. 44 e FIG. 45.



**FIGURA 44 - Eficiência de remoção alcançada em função da variação da dosagem de tanino**



**FIGURA 45 - Eficiências de remoção de cor aparente alcançada em função da variação da dosagem de tanino**

O lixiviado bruto antes do tratamento apresentava valores de turbidez na ordem de 120 UNT (FIG. 44) e cor aparente na ordem de 5220 unidades Pt Co (FIG. 45). Decorrido o tempo de sedimentação de 30 minutos o sobrenadante dos jarros foi coletado para as análises desses parâmetros. De acordo com a FIG. 4.46 os pontos definidos para esta série foram os pontos A1, A2 e A3 para as dosagens de 1800, 2000 e 2200 mg/L. Os pontos escolhidos obtiveram eficiências de remoção em torno de 60%, como pode ser verificado na TAB. 22.

**TABELA 22 - Remoção de cor aparente e turbidez nos pontos escolhidos**

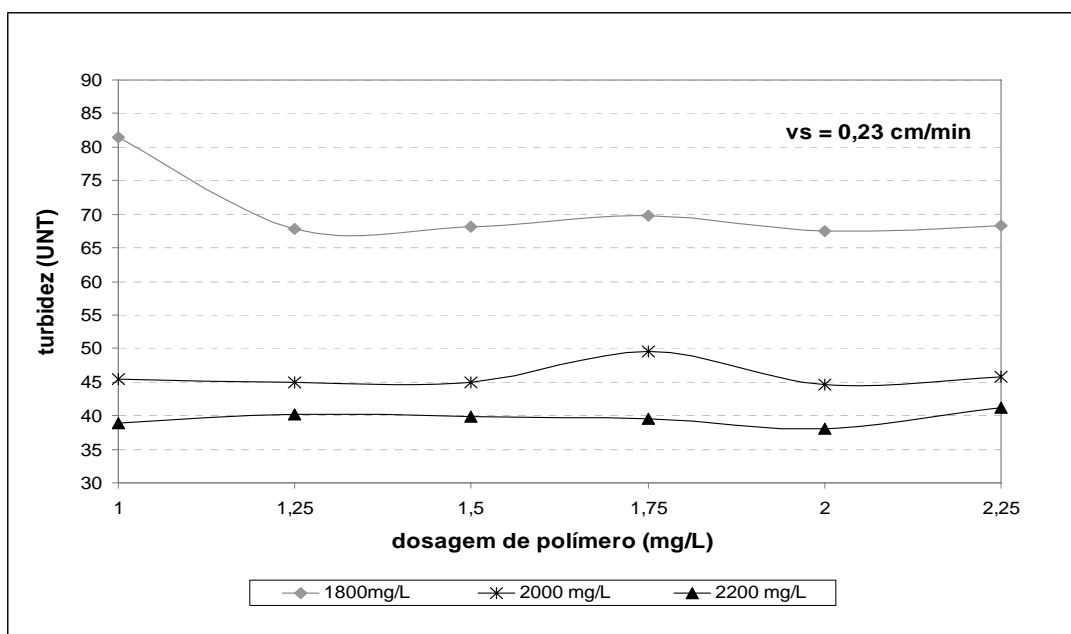
Parâmetro	A1 (1800mg/L)	A2 (2000 mg/L)	A3 (2200 mg/L)
Turbidez	66%	67%	62%
Cor Aparente	56%	60%	68%

#### 4.2.3.2. Determinação de melhor dosagem de polímero – Série 2

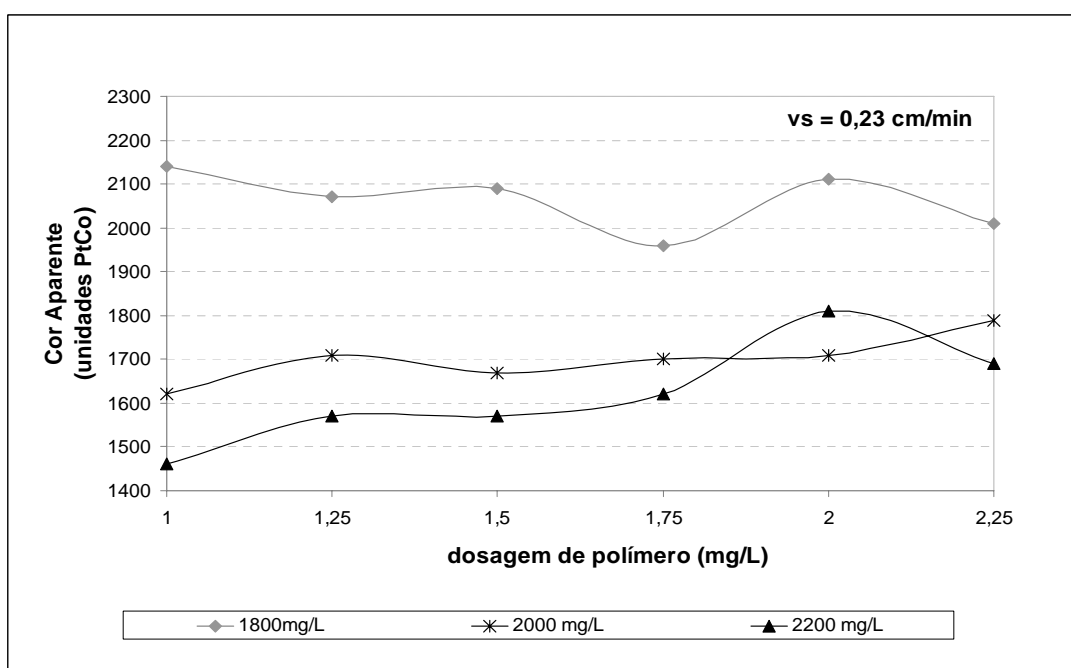
Foi realizado um ensaio para cada um dos pontos escolhidos na Série 1, em um total de 3 ensaios, com objetivo de otimizar a dosagem de polímero. Foi utilizado um polímero aniônico PA 524 da TANAC. O polímero foi aplicado logo após a mistura rápida com uma



variação da dosagem de polieletrólito na ordem de 1 a 2,25 mg/L. A FIG. 46 e a FIG. 47 apresenta os resultados obtidos nos ensaios da série 2.



**FIGURA 46 - Valores da Turbidez em função da variação da dosagem de polieletrólito e Tanino para  $t_s = 30$  minutos**



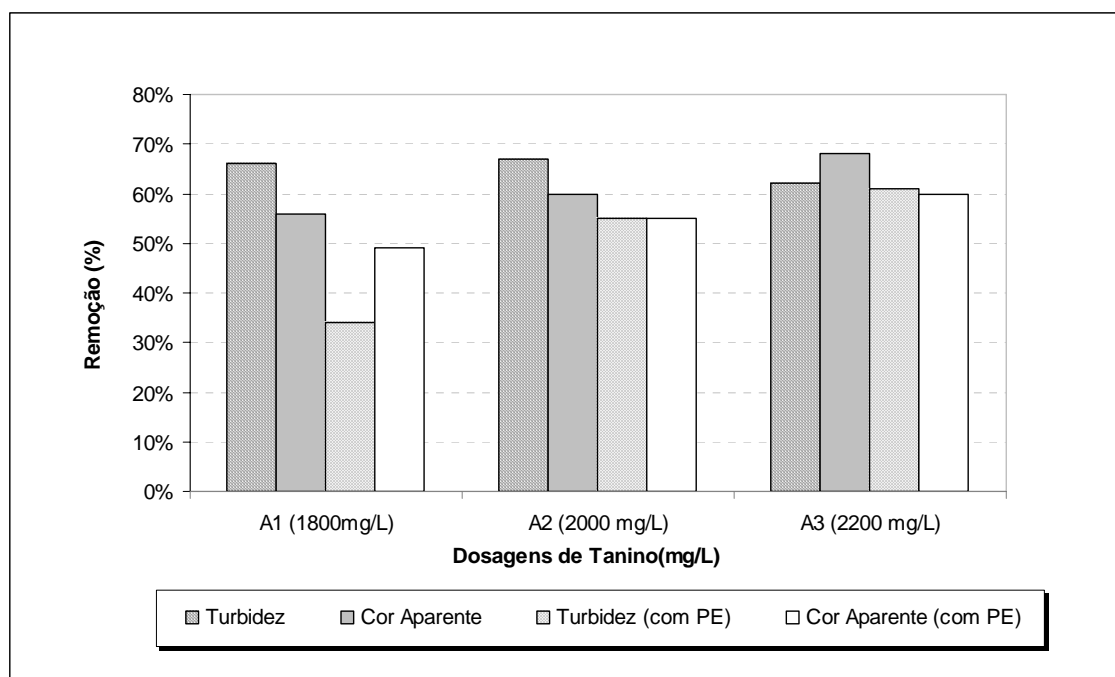
**FIGURA 47 - Redução da Cor Aparente em função da variação da dosagem de polieletrólito e Tanino para  $t_s = 30$  minutos**

De acordo com as FIG.s 46 e 47 não houve variações significativas na cor aparente e turbidez em função da aplicação de polímero, como pode ser verificado na TAB. 23.

**TABELA 23 - Remoção de cor aparente e turbidez nos pontos escolhidos**

<b>Parâmetro</b>	<b>A1 (1800mg/L)</b>	<b>A2 (2000 mg/L)</b>	<b>A3 (2200 mg/L)</b>
Turbidez	34%	55%	61%
Cor Aparente	49%	55%	60%

Na FIG. 48 pode-se verificar a comparação das remoções de turbidez e cor aparente com e sem a utilização de polieletrólitos. As eficiências de remoção possuem valores muito próximos mesmo com o aumento da dosagem de polieletrólitos. Levando em consideração os custos com o aumento de consumo de tanino, o ponto A1 cuja dosagem é de 1800 mg/L justifica a sua escolha.



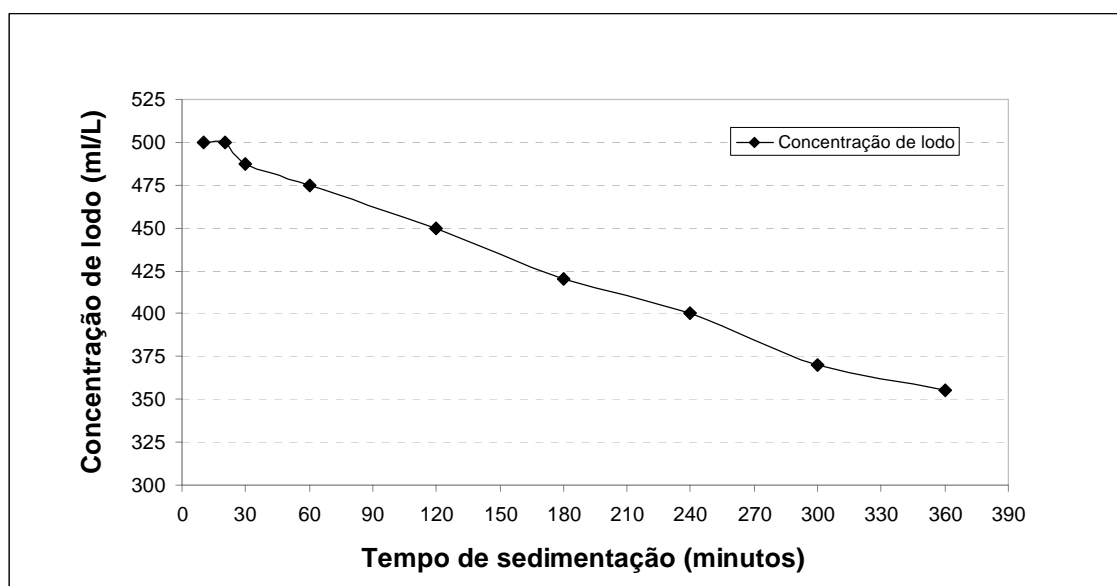
**FIGURA 48 - Comparação das eficiências de remoção para a turbidez e cor aparente com ou sem a utilização de polieletrólitos**

#### 4.2.3.3. Determinação do volume de lodo (série 5)

Com os parâmetros totalmente otimizados, foi realizado um ensaio para o ponto escolhido. Após o término da floculação, os jarros ficam em repouso por 30 minutos (sedimentação). O sobrenadante foi coletado para a realização das análises no laboratório e o volume restante de 1 jarro, foi concentrado, juntamente com o material sedimentado e transferido para um cone Imhof de um litro. A leitura do volume de lodo sedimentado foi feita durante seis horas conforme a TAB. 24.

**TABELA 24 - Sedimentação em Cone Imhof**

Lixiviado após floculação		
Tempo de sedimentação (min)	Volume de lodo (ml)	Volume de lodo/ litro (ml/l)
10	1000	500
20	1000	500
30	975	487,5
60	950	475
120	900	450
180	840	420
240	800	400
300	740	370
360	710	355



**FIGURA 49 - Concentração de lodo em função do tempo de adensamento**

Comparando com a geração de lodo na aplicação de cloreto férrico que foi de 120 ml/L, a utilização de sulfato de alumínio gerou uma quantidade de 50ml/L de lodo, o tanino gerou uma quantidade de 355 ml/L de lodo, de lenta sedimentação (FIG. 49).

### 4.3. COMPARAÇÃO DE EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO ENTRE OS COAGULANTES UTILIZADOS

Após a realização do ensaio da série 5 (determinação do volume de lodo) foram realizadas análises de alguns parâmetros com o objetivo de avaliar a eficiência de remoção entre os coagulantes. Os resultados obtidos são mostrados na TAB. 25.

**TABELA 25 - Desempenho do tratamento por coagulação-floculação utilizando diferentes coagulantes**

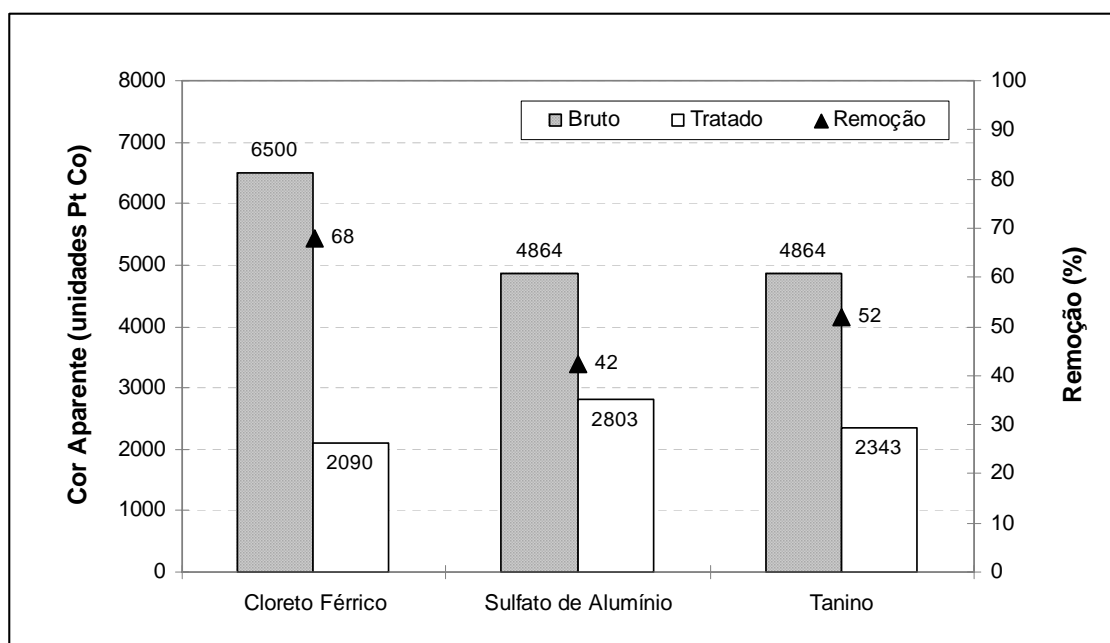
Parâmetros Analisados	Unidades	Cloreto Férrico		Sulfato de Alumínio		Tanino	
		Bruto	Tratado	Bruto	Tratado	Bruto	Tratado
Temperatura	° C	21	21	18,2	18,2	18,2	18,2
pH	-	9,19	7,95	9,01	7,67	9,01	8,86
Condutividade	mS	14,16	12,5	15,86	15,82	15,86	15,30
Potencial Redox	mV	-123	-44	-111	1	-111	-80
Turbidez	UNT	500	63	90,1	79,4	90,1	72,2
Cor	Unidades PtCo	6500	2090	4864	2803	4864	2343
Dureza	mg/L	1000	700	900	800	900	500
DQO	mg/L	2920	1892	1408	1012	1408	875
NO <sub>3</sub>	mg/L	15	6,4	10,80	9,22	10,80	8
N-NH <sub>4</sub>	mg/L	1010	729	1570	1532	1575	1436
COT	mg/L	705	517	1850	805	1850	933
PO <sub>4</sub> - total	mg/L	40	11	21,15	10,58	21,15	15,45
SST	mg/L	588	147	196	148	196	60
Volume de lodo	ml/L	-	120	-	50	-	355

De acordo com a TAB. 25, o pH inicial das amostras tinha um valor próximo a 9 e variou durante o tratamento em torno de 14% para o cloreto férrico, 15% para o sulfato de

alumínio e 2% para o tanino. A condutividade inicial se mostrou alta (em torno de 15 mS) variando muito pouco depois dos tratamentos.

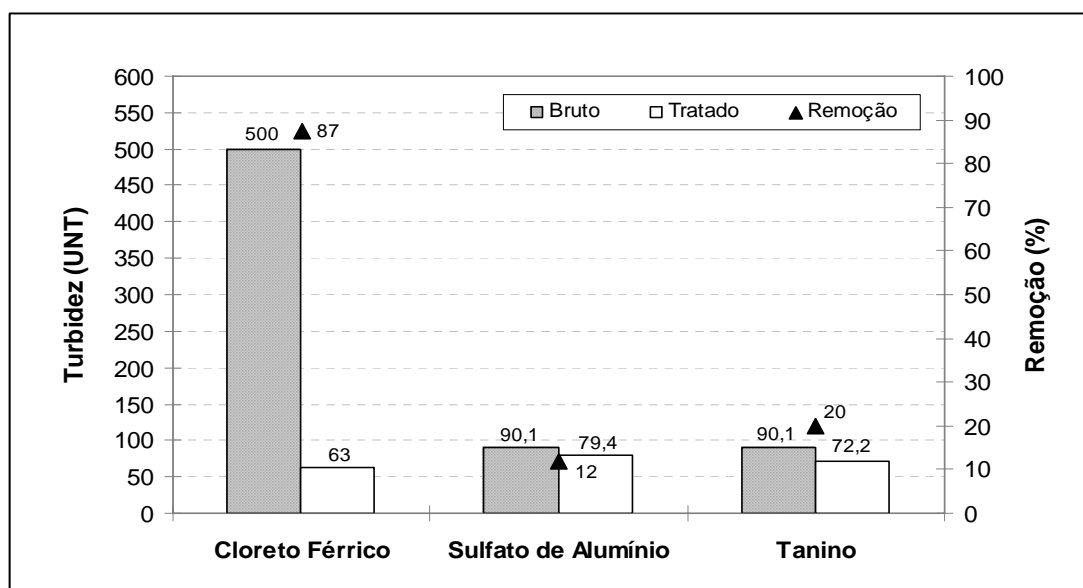
Como pode ser observado o cloreto férrico obteve uma performance superior aos demais coagulantes respeito à cor aparente (FIG. 50).

A cor aparente mostrou-se um parâmetro importante na indicação da performance dos coagulantes e pela facilidade da realização das análises, pois sua redução pode ser correlacionada com a remoção de compostos dissolvidos potencialmente tóxicos.



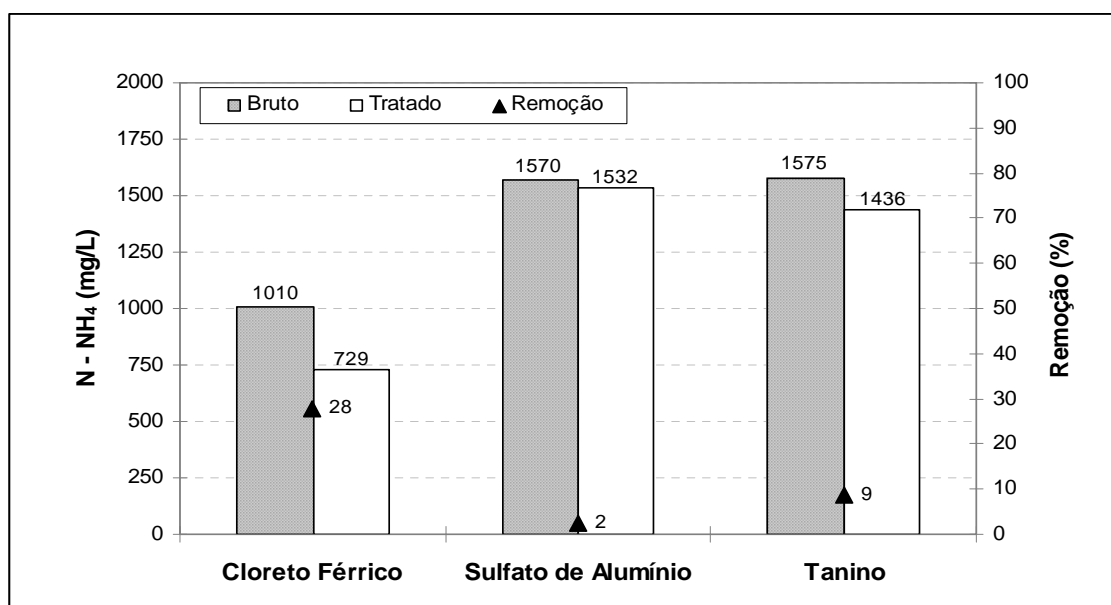
**FIGURA 50 - Gráfico de remoção de Cor Aparente obtidos entre os coagulantes utilizados**

A turbidez mostrou-se outro parâmetro importante na indicação da performance dos coagulantes pois a sua redução indica a remoção dos sólidos em suspensão no lixiviado no seu tratamento. Como pode ser visto na FIG. 51, a maior remoção foi obtida na utilização do cloreto férrico, onde foi alcançada uma remoção em torno de 68%.



**FIGURA 51 - Gráfico de remoção de Cor Aparente obtidos entre os coagulantes utilizados**

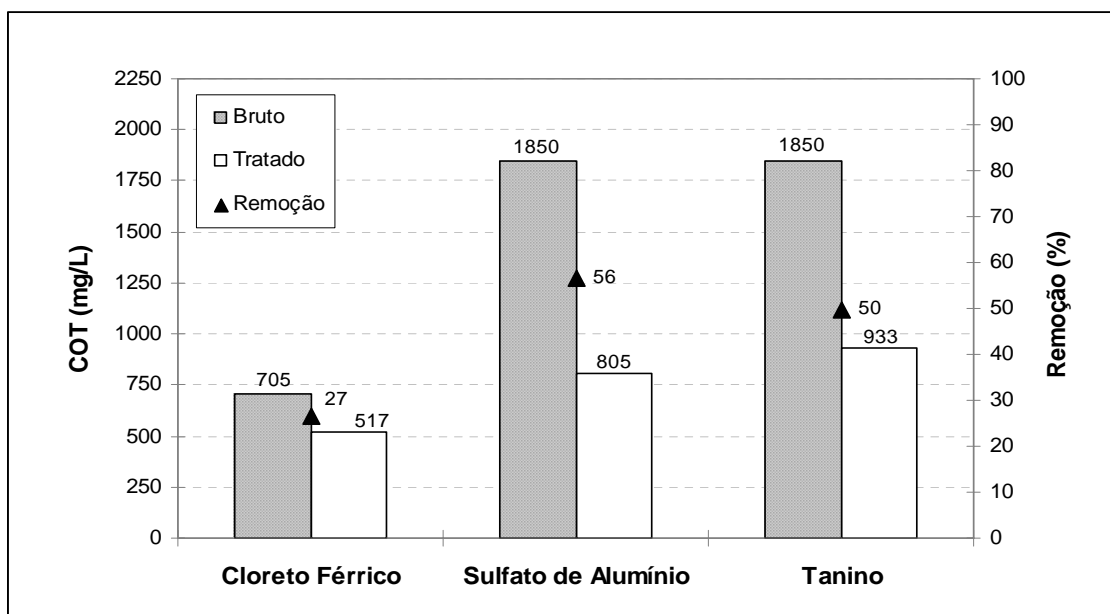
Analisando o gráfico da FIG. 52, o nitrogênio amoniacal teve uma redução significativa de 28% na utilização de cloreto férrico.



**FIGURA 52 - Gráfico de remoção de Nitrogênio Amoniacal obtidos entre os coagulantes utilizados**

Segundo Clément *et al.* (1995) um valor de 400 mg/L de amônia no efluente pode ser considerado tóxico para um tratamento biológico posterior ao tratamento físico-químico, portanto, os valores de remoção alcançados entre os coagulantes não foram significativos na

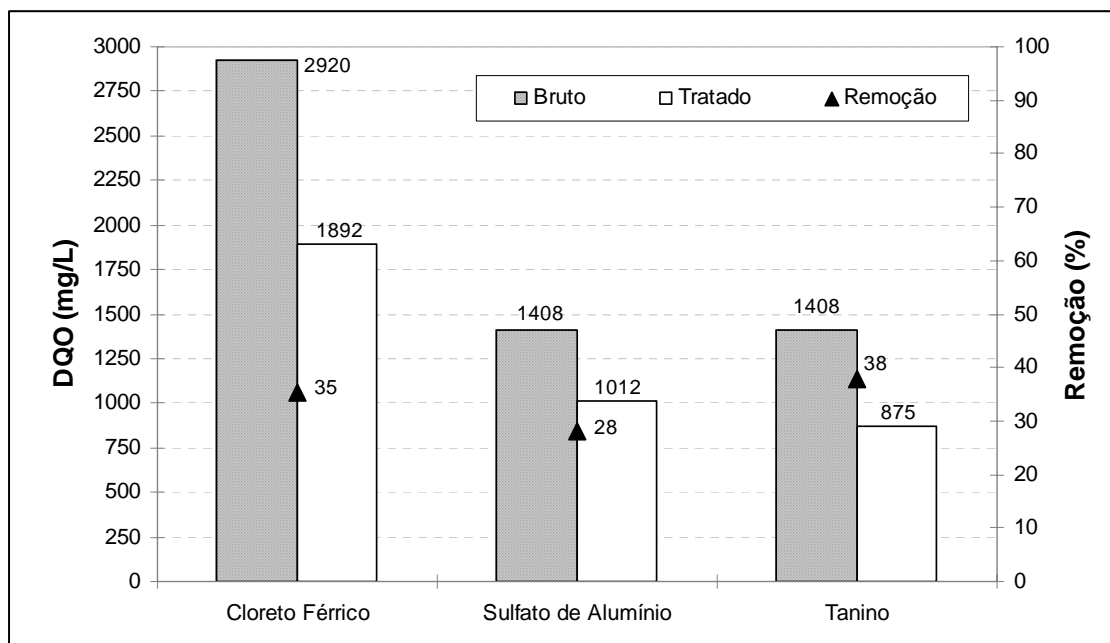
remoção da toxicidade do lixiviado. A FIG. 53 apresenta as eficiências de remoção de COT entre os coagulantes testados.



**FIGURA 53 - Gráfico de remoção de COT obtidos entre os coagulantes utilizados**

Destacam-se os melhores desempenhos do coagulante sulfato de alumínio e do tanino que obtiveram uma remoção de 56 e 50% respectivamente.

Com relação à DQO (FIG. 54), os melhores resultados foram obtidos com a utilização do cloreto férrico e do tanino com uma remoção de 35 e 38% respectivamente.



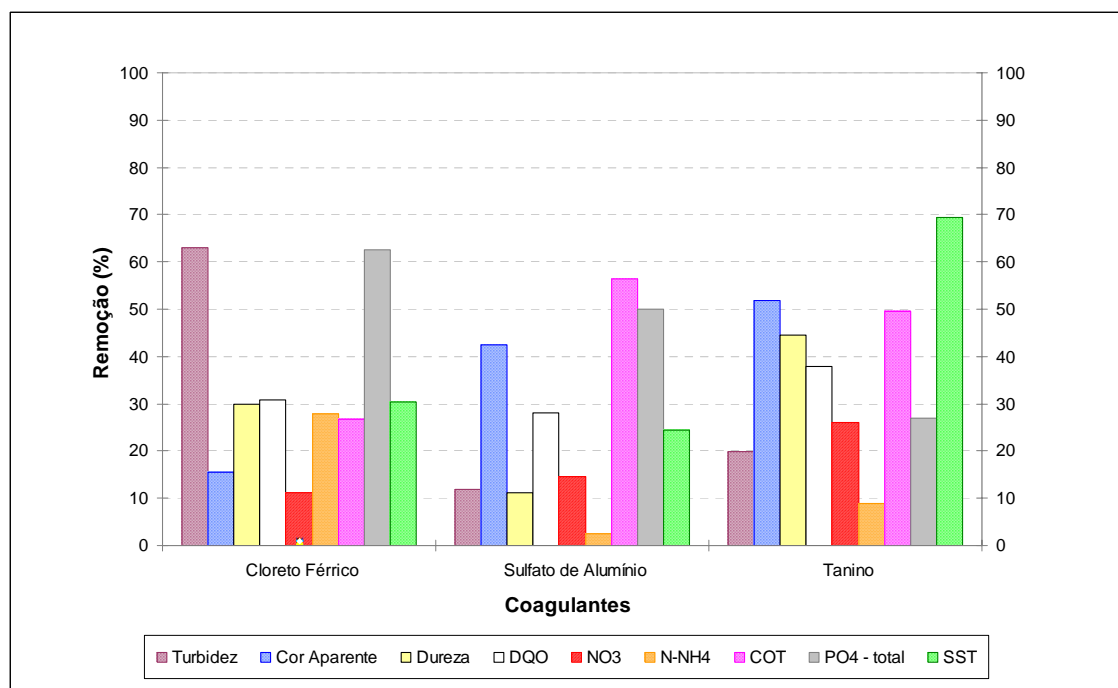
**FIGURA 54 - Gráfico de remoção de DQO obtidos entre os coagulantes utilizados**

Em termos de remoção de DQO e de COT, foram obtidos com aplicação do cloreto férrico e tanino como coagulantes, A remoção da DQO tanto para o cloreto férrico como para o tanino foi em torno de 36%. Assim, o tratamento primário alcançou o objetivo que era de reduzir parte da matéria orgânica recalcitrante representada pelo parâmetro DQO.

Analisando o gráfico da FIG. 55, com relação aos demais parâmetros destacam-se a eficiência de remoção de fósforo total na utilização do cloreto férrico (62%) e do sulfato de alumínio (50%). Observa-se ainda, com relação aos sólidos suspensos totais (SST), o tanino apresenta uma eficiência de remoção superior aos demais coagulantes (68%), devido ao fato de que os sólidos suspensos presentes no lixiviado foram efetivamente removidos no processo de coagulação-floculação.



A baixa remoção de turbidez na utilização do tanino deve-se principalmente ao fato de que a coagulação resultou na formação de flocos maiores que ficavam em suspensão por um tempo maior, fazendo com que os valores de turbidez permanecessem altos.



**FIGURA 55 - Percentagens de remoção total entre os coagulantes utilizados**

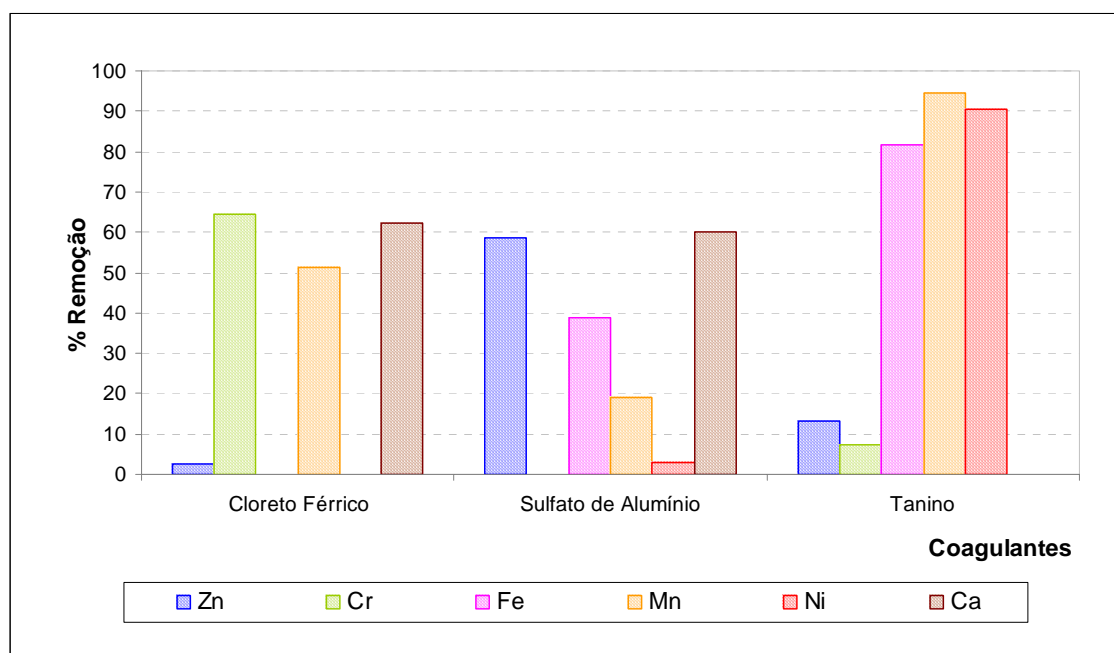
#### 4.4. REMOÇÃO DE METAIS PESADOS ENTRE OS COAGULANTES

Para a determinação de metais pesados em amostras de lixiviado bruto e tratados foi realizada uma abertura das amostras com a finalidade de remover toda a matéria orgânica do lixiviado para posterior leitura por espectrometria por absorção atômica de chama (FIG. 56).



**FIGURA 56 - Espectrofotômetro de Absorção Atômica**

Nos ensaios de metais foram analisados 10 elementos (Zn, Pb, Cr, Cd, Al, Fe, Mn, Cu, Ni e Ca) que podem ser vistos na FIG. 57, sendo que, alguns metais como o chumbo e o Cádmiio, tiveram valores abaixo do limite de detecção do equipamento utilizado. Outros metais como o alumínio e o ferro tiveram seus valores incrementados em função da utilização do sulfato de alumínio e o cloreto férrico.



**FIGURA 57 - Remoção de metais entre os coagulantes utilizados**

De acordo com os padrões definidos pela resolução 357/05 do CONAMA, que estabelece os limites de concentração de efluentes nos corpos receptores de acordo com a sua classificação, a remoção alcançada na utilização dos coagulantes favorece o seu atendimento, com exceção dos valores de concentração de ferro e alumínio, que tiveram seus valores incrementados em função da adição de cloreto férrico e sulfato de alumínio no lixiviado (TAB. 26).

**TABELA 26 - Valores de remoção de metais alcançados no emprego dos diferentes coagulantes**

Metal	L*	Lixiviado Bruto 1	Cloreto Férrico	Lixiviado Bruto 2	Sulfato de Alumínio	Lixiviado Bruto 3	Tanino
Zn	5	0,2430	0,2371	0,2940	0,1220	0,1680	0,1460
Pb	0,5	< 0,260	< 0,260	< 0,260	< 0,260	< 0,260	< 0,260
Cr	0,5	0,8060	0,2870	0,2620	0,3100	0,2890	0,2680
Cd	0,2	< 0,030	< 0,031	< 0,030	< 0,030	< 0,167	< 0,167
Al	-	1,4050	1,5500	0,2700	16,3850	< 0,670	< 0,670
Fe	15,0	8,4540	24,0610	8,9930	5,5130	7,0270	1,2990
Mn	1	0,7480	0,3850	0,8290	0,6720	0,7405	0,0400
Cu	1	0,0490	0,0690	< 0,05	< 0,05	< 0,0492	< 0,0492
Ni	2	< 0,073	0,1710	0,1010	0,980	0,0967	0,0930
Ca	-	1,2320	0,4630	3,8540	1,5390	2,2860	2,5270

\*L - Lançamento: padrões de valores máximos para lançamento de efluentes determinados pela Resolução CONAMA 357/05.

#### 4.5. AVALIAÇÃO DE TOXICIDADE AGUDA ENTRE OS COAGULANTES

A avaliação de toxicidade aguda do lixiviado foi realizada na Universidade Federal de Santa Catarina, no Laboratório de Toxicologia Ambiental – LABTOX, seguindo a ABNT 12.713 (2003), utilizando como organismo-teste *Daphnia magna Straus*, 1822.

Avaliou-se o lixiviado tratado por coagulação-floculação utilizando efluente bruto e efluente tratado cuja toxicidade neste período era de CE (I)50 48h 2,13%. Salientando-se que quanto menor o valor da CE (I)50, mais tóxica é a amostra, na TAB. 27, observa-se que ocorre um aumento da toxicidade da amostra tratada entre todos os tratamentos avaliados, apontando a baixa ou eficiência nula na remoção da toxicidade.

**TABELA 27 - Resultados dos testes de toxicidade aguda do lixiviado de Aterro Sanitário**

<b>Amostra</b>	<b>Data</b>	<b>CE 50 (%)</b>
Lixiviado bruto	12/05/06	2,13
Tratado com Sulfato de Alumínio	12/05/06	3,35
Tratado com Tanino	12/05/06	2,21
Lixiviado Bruto	27/07/05	4,36
Tratado com Cloreto Férrico	27/07/05	4,40

O lixiviado bruto que é utilizado nos processos de tratamento propostos, foi avaliado toxicologicamente, em duas datas distintas, revelando-se altamente tóxico, conforme consta na TAB. 27.

#### 4.6. AVALIAÇÃO DE CUSTOS OPERACIONAIS

Para uma avaliação abrangente dos custos, deve-se levar em conta a quantidade de lixiviado a ser tratado, o desenvolvimento da unidade em escala real para dimensionamento dos equipamentos, quantificação do consumo de energia elétrica e custos operacionais de funcionamento. Como o estudo se resumiu aos ensaios de bancada, a avaliação de custos se

reduziu ao consumo de reagentes. A seguir na TAB. 28 pode-se verificar os consumos de reagentes, considerando o tratamento de 1000 litros de lixiviado.

**TABELA 28 - Avaliação de custos de coagulantes em função do consumo no tratamento de lixiviado**

<b>Coagulante</b>	<b>Dosagem (mg/L)</b>	<b>Custo (R\$/1000L)</b>
Cloreto Férrico	1200	28,80
Sulfato de alumínio	1500	23,40
Tanino	1800	2,70
Polieletrólito aniônico	2	0,0136

No caso do tratamento com sulfato de alumínio, não foi considerado o consumo de ácido sulfúrico, utilizado no controle de pH, devido à ampla faixa do consumo em função da variabilidade das características do lixiviado. Pode-se verificar na TAB. 28, que o tanino é a alternativa de menor custo a ser utilizada no tratamento e, como sendo um coagulante de origem orgânica extraída a partir de vegetais (acácia) não incrementa a quantidade de metais como alumínio e ferro existente nos demais coagulantes.

### 5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

#### 5.1. CONCLUSÕES

A proposta do tratamento primário foi a de reduzir ao máximo possível parte da matéria orgânica particulada e não particulada representada pelo parâmetro DQO do lixiviado. Com todos os coagulantes testados observou-se a remoção do material dissolvido, porém a eficiência de remoção é variável, em função da variação das características do lixiviado ao longo do tempo. Essa eficiência de remoção depende das características físicas e químicas do lixiviado e das condições operacionais.

O Tanino apresentou valores maiores de remoção entre os vários parâmetros analisados, destacando-se a DQO com uma remoção de 38%, o COT com uma remoção de 50% e fósforo total com 28% de remoção.

Embora nos ensaios anteriores de otimização o tanino apresentar remoção superior, no momento da avaliação do volume de lodo devido à dificuldade do lodo sedimentar, muitos flocos ainda estavam em suspensão no momento da retirada das amostras para as análises de laboratório, influenciando assim, nos resultados de remoção do mesmo.

Quanto ao Sulfato de Alumínio, apesar de apresentar as menores remoções de DQO (28%), N-NH<sub>4</sub> (2%) e nitratos (15%), vale destacar sua eficiência na remoção de COT (54%) e fósforo total (54%). A baixa eficiência de remoção na maioria dos parâmetros analisados, comparando-se com os demais coagulantes, uma das causas pode ser devido à faixa de pH utilizado nos ensaios, entre 7,5 a 7,6. Provavelmente, com pHs menores a eficiência poderia

ter sido mais efetiva, mas devido à dificuldade de correção do pH para este lixiviado estudado, haveria a necessidade de grandes concentrações de ácido para reduzi-lo.

Pode ser observado que o Cloreto Férrico (inorgânico) e o Tanino (orgânico), ambos agentes coagulantes, respectivamente, apresentaram desempenhos semelhantes no processo de coagulação, sendo que o tanino em especial, teve melhor eficiência na remoção de nitrato (28%) e COT (50%). Já o Cloreto Férrico apresentou melhor eficiência de remoção no fósforo total (62%) e N-NH<sub>4</sub> (28%).

De acordo com diversas pesquisas, o controle do pH é um dos mais importantes fatores que influenciam o processo de coagulação/floculação (GREGOR, 1997 *apud* BILA, 2000). É provável que este seja um fator a ser considerado, pois dentre os coagulantes analisados, o tanino e o cloreto férrico foram testados dentro da sua faixa ótima de pH (8 a 10) para a coagulação, sem necessitar de ajuste de pH.

Pode-se concluir que o Tanino apresentou melhor eficiência na maioria dos parâmetros analisados, quanto à remoção de metais teve um desempenho superior aos demais coagulantes.

## **5.2. DIFICULDADES**

Um dos principais problemas do lixiviado, observados nos ensaios é o seu alto teor de amônia. A amônia livre, quando em concentrações mais altas, contribui para o aumento de toxicidade dos efluentes, afetando peixes e inibindo o metabolismo de microrganismos. Fato este observado nos testes de toxicidade, na qual não se observou mudança entre o lixiviado bruto e tratado entre todos os coagulantes. A baixa eficiência na remoção de amônia pode comprometer o tratamento biológico posterior, devendo-se assim buscar outras alternativas para a sua remoção.

Outra dificuldade verificada foi a grande variabilidade nas características físico-químicas do lixiviado bruto durante os ensaios de otimização, que refletiu em diferentes

resultados de eficiência na remoção dos parâmetros analisados nos ensaios da série 5, quanto à caracterização do lixiviado tratado. Devido à variação dos parâmetros do lixiviado bruto durante os ensaios de otimização, houve a necessidade da simplificação dos ensaios, reduzindo os pontos ótimos, bem como a quantidade de parâmetros analisados durante os ensaios de otimização.

### **5.3. RECOMENDAÇÕES**

De acordo com os resultados obtidos, recomenda-se:

- Estudo da possibilidade de uso de outros polímeros associados ao tanino, bem como o seu uso conjunto com o cloreto férrico;
- Realização de ensaios de coagulação-floculação variando o pH para obtenção de seu ponto ótimo; e
- A realização de estudos empregando a floculação em meio granular.



## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABELING, U.; SEYFRIED, C.F. Anaerobic-aerobic treatment of high strength ammonium wastewater - Nitrogen Removal via Nitrite. *Water Science and Technology*, V.26 (5-6), p. 1007-1015, 1992.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10004: Resíduos Sólidos: Classificação. Rio de Janeiro, 2004.

ANDREOZZI, R.; D'APUZZO, A.; MAROTTA, R. Oxidation of aromatic substrates in water/goethite slurry by means of hydrogen peroxide. *Water Research*. V. 36, p. 4691-4698 (2001).

APHA, AWWA and WPCF (1985) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 16th edn. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Pollution Control Federation, Washington, D.C., U.S.A.

AN, T.; XIONG, Y.; LI, G.; ZHA, C.; ZHU, X. Synergetic effect in degradation of formic acid using a new photoelectrochemical reactor. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*. V. 152, p. 155-165, 2002.

BARBOSA, R. M. "Características do lixão de Canabrava, em Salvador-BA e seus impactos ambientais", in Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, João Pessoa, Brasil, 2001.

BAIG, S.; COULOMB, I; COURANT, P.; LIECHTI, P. Treatment of landfill leachates: lapeyrouse and satrod case studies", *Ozone Science & Engineering*, vol. 21, pp. 1-22, 1999.

- BAE, J.H., KIM, S.K.; CHANG, H.S. Treatment of Landfill Leachates: Ammonia removal via nitrification and denitrification and further COD reduction via Fenton's Treatment followed by Activated Sludge. *Water Science and Technology*, 36 (12): 341-348, 1997.
- BAIRD, C. *Química Ambiental*. Tradução de Maria Angeles Lobo Recio e Luiz Carlos Marques Carrera. 2ª edição. Porto Alegre: Editora Bookman, 2002. 622 p.
- BARROS, R.T.V. *et tal*. Manual de saneamento e proteção ambiental para municípios. v. 2 – Saneamento, Belo Horizonte: DESA-UFMG, 1995.
- BIDGA, R. J. Consider Fenton's Chemistry for Wastewater Treatment. *Chemical Engineering Progress*, v. 91, n. 12, p. 62-66, 1995.
- BILA, D. M. Aplicação de Processos Combinados no Tratamento do Lixiviado. Tese de Mestrado. COPPE/UFRJ. Rio de Janeiro, 2000.
- BRAUN, A. M.; JACOB, L.; OLIVEROS, E. Advanced Oxidation Processes – Concepts of Reactor Design. *J. Water STR-Aqua*, v. 42, p. 166-173, 1993.
- BULL R.A.; ZEFF, J. D. Hydrogen Peroxide in Advanced Oxidation Process for Treatment of Industrial Process and Contaminated Groundwater. In: ECKENFELDER, W. W.; BOWERS, A. R.; ROTH, J. A. *Chemical Oxidation: Technologies for the Nineties*. Lancaster: Technomic, 1991. p. 26-36.
- CAMPOS, J. Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo-Projeto PROSAB. ABES - Rio de Janeiro, 1999.
- CASTILHOS Jr., A. B. *et tal*. Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro Sustentável para Municípios de Pequeno Porte. Programa de pesquisa em Saneamento Básico 3. Rio de Janeiro, 2003. p. 280.

- CHAMARRO, E.; MARCO, A.; ESPLUGAS, S. Use of Fenton Reagent to Improve Organic Chemical Biodegradability. *Water Research*, v. 35, n. 4, p. 1047-1051, 2001.
- CHIANG, L.C.; CHANG, J.E.; WEN, T.C. Indirect oxidation effect in electrochemical oxidation treatment of landfill leachate. *Water Research*, 29(2):671-678, 1995.
- CLÉMENT, B; MERTIN, G. “The contribution of ammonia and alkalinity to landfill leachate toxicity to duckweed”. *The Science of the Total Environment*, vol. 170, pp. 71–79, 1995.
- CONAMA 357. Classificação das águas doces, salobras e salinas no território nacional. Conselho Nacional de Meio Ambiente, Resolução 357, 2005
- CRESPILHO, F.N., Rezende, M.O.O. *Eletroflotação – Princípios e Aplicações*. Rima, São Carlos, 2004.
- DI BERNARDO, L., (1993). *Métodos e Técnicas de Tratamento de Água*. Volume I. ABES, Rio de Janeiro.
- DI BERNARDO, L., DE PÁDUA, V. L. e LIBÂNIO, M. Otimización de Gradientes de Velocidad en la Floculación. Seminário sobre Optimización de Plantas de Potabilización. XXVI Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Lima – Peru, 1998.
- DOMINGUÉZ, C.; GARCÍA, J.; PEDRAZ, M. A.; TORRES, A.; GALÁN, M. A. Photocatalytic oxidation of organic pollutants in water. *Catalysis Today*. V. 40, p. 85-1001 (1998).
- DEUTSCHES INSTITUTE FÜR NORMUNG – DIN. DIN 38412: testverfahren mit Wasserorganismen (gruppeL) Bestimmung der nicht akut giftigen Wirkung von Abwasser gegenüber Daphnien über Verdünnungsstufen. Deutschland, 13 pp, 1989

- EL-FADEL, M.; FINDIKAKIS, A.N. and LECKIE, J.O. (1997). Environmental impacts of solid waste landfilling. *Journal of Environ. Manag.*, v.50, p.1-25.
- EHRIG, H.-J. Waste Management & Research. Institut für Satadtbauwesen. TU Braunschweig. West Germany, 1983.
- FARQUHAR, G.J. Leachate: Production and Characteristics. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 16: 317-325, 1989
- FERARI, I.N., FERNANDES, A., MAZZUCO, M.M., e HEMKEMEIER, M. Determinação dos Custos do Tratamento Eletrolítico Aplicado a Efluente de Beneficiamento de Arroz Parboilizado. IV Simpósio Internacional de Qualidade do Meio Ambiente. Porto Alegre, 2004.
- FIGUEIREDO, R.F. de, FADINI, P.S. e COELHO, N.L., NETO. A Eletrólise e o Tratamento de Esgotos. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. Ano II, n 4, p. 59–63, 1993.
- FERREIRA, J. A. *et tal.* Uma revisão das técnicas de tratamento de chorume e a realidade do estado do Rio de Janeiro. In: *Anais do 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, João Pessoa, 2001
- FERREIRA, Aurelio Buarque de Holanda. *Dicionário Aurélio básico da lingua portuguesa*. Rio de Janeiro: Nova Fonteira, 1988.
- FORGIE, D. J. L. Seletion of the Most Appropriate Leachate Treatment Methods. *Water Pollution Research Journal of Canada*, v. 23, n. 2, p. 308-355, 1988.
- FREIRE, R. S.; PELEGRINI, R.; KUBOTA, L.T.; DURAN, N.; PERALTA-ZAMORA, P. Novas tendências para o tratamento de resíduos industriais contendo espécies organocloradas. *Química Nova*. V. 23, n. 4, p. 504-511 (2000).

- FLOHR, Letícia L.; BRENTANO, D. M.; CARVALHO-PINTO, C. R. S. de; MACHADO, V. G.; MATIAS, W. G. Classificação de resíduos sólidos industriais com base em testes ecotoxicológicos utilizando *Daphnia magna*: uma alternativa. *Biotemas*, 18 (2): 7 - 18, 2005
- Fundação do Meio Ambiente (FATMA).. Portaria no 017/02: Limites Máximos de Toxicidade Aguda para efluentes de diferentes origens e outras providências. Florianópolis, Brasil, 2 pp, 2002
- GAU, S. -H.; CHANG, F., -S. Improved Fenton Method to Remove Recalcitrant Organics in Landfill Leachate. *Water Science and Technology*, v. 34, n. 7-8, p. 455-462, 1996.
- GREGOR, J. E., NOKES, C. J., FENTON, E., “Optimising Natural Organic Matter Removal Form Low Turbidity Waters by Controlled pH Adjustment of Aluminium Coagulation”, *Water Research*, v.31, n.12, pp. 2949-2958,1997.
- HAMILTON, M. A.; RUSSO, R. C.; THURSTON, R. V. Trimmed Spearman-Kärbermethod for estimating median lethal concentration in toxicity bioassays. *Environmental Science Technology*, 11 (7): 714-719, 1979
- HUANG, H. H.; LU, M.C.; CHEN, J.N. Catalytic decomposition of hydrogen peroxide and 2-chlorophenol with iron oxides. *Water Research*. V. 35, n. 9, p. 2291-2299 (2001).
- HASSEMER, Maria Eliza Nagel. Tratamento de efluente têxtil : processo físico-químico com ozônio e floculação em meio granular. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2000.
- INTERNATIONAL STANDARD ORGANIZATION – ISO. ISO 6341:Water quality – Determination of the inhibition of the mobility of *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea). USA, 7 pp, 1996

- JIANG, J.-Q., GRAHAM, N., ANDRÉ, C., KELSALL, G.H., BRANDON, N. Laboratory study of electro-coagulation–flotation for water treatment. *Water Research* 36 4064–4078, 2002.
- KABDASLI, I., TUNAY, O., OZTURK, I., YILMAZ, S., and ARIKAN, O. Ammonia Removal from Young Landfill Leachate by Magnesium Ammonium Phosphate Precipitation and Air Stripping. *Water Science and Technology*, 41(10): 237-240, 2000.
- KANG, Y. W.; HWANG, K. Effects of Reaction Conditions on the Oxidation Efficiency in the Fenton Process. *Water Research*, v. 34, n. 10, p. 2786-2790, 2000.
- KUO, W. G. Decolorizing Dye Wastewater With Fenton's Reagent. *Water Research*, v. 26, n. 7, p. 881-886, 1992.
- LEMA, J.M., MENDEZ, R., and BLAZQUEZ, R.. Characteristics of Landfill Leachates and Alternatives for Their Treatment: A Review. *Water, Air and Soil Pollution*, 40: 223-250, 1988
- LORA, Electo Silva. Prevenção e controle da poluição nos setores energético, industrial e de transporte. Brasília, DF: ANEEL, 2000.
- LEITZKE, O.; WHITBY, G. E. The Combined Application of Ozone and UV Irradition for the Treatment of Water. In: Symposium on Advanced Oxidation Processes for the Treatment of Contaminated Water and Air. Toronto, Canada, 1990 *apud* U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). *Environmental Pollution Control: Advanced Photochemical Oxidation Process*. EPA 625 R98/004, 1998.
- LIMA, L.M.Q. (1986). Tratamento de lixo. São Paulo. Editora Hemus.

- LINSEBIGLER, A. L.; GUANGQUAN, L.; YATES Jr, J. T., Photocatalysis on TiO<sub>2</sub> surface: Principles, Mechanisms and Selected Results. American Chemical Society. V. 95, p. 735-758 (1995).
- LOPEZ, A.; PAGANO, M.; VOLPE, A.; Di PINTO, A. C. Fenton's Pre-treatment of Mature Landfill Leachate. Chemosphere, v. 54, p. 1005-1010, 2004.
- LU, J. C.S., EICHENBERGER, B., STEARNS, R.J. Leachate From Municipal Landfills, New Jersey - US, 1985.
- LU, M. -C.; CHEN, J. -N.; HUANG, H. -H. Role of goethite dissolution in the oxidation of 2-chlorophenol with hydrogen peroxid. Chemosphere. V. 46, p. 131-136 (2002).
- MARTIN, C.D.; JOHNSON, K.D. and MOSHIRI, G.A. (1999). Performance of a constructed wetland leachate treatment system at the Chunchula landfill, mobile coutry, Alabama. Wat. Sci. Tech., v.40, n°3, p.67-74.
- MIMIDES, T. and PERRAKI, T. (2000). Evaluation of the attenuating properties of selected Greek clays for toxic inorganic elements in landfill sites. The Science of the Total Environment., v.253, p.1-13.
- MOFFETT, J. W., "The Chemical of High-Rate Water Treatment", Journal AWWA, v.11, pp.1255-1270, 1968.
- MONTEIRO, J. H. P.; ZVEIBIL, V. Z. [et tal.]. Manual de Gerenciamento Integrado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro: IBAM, 2001.
- NETO, J. "Geração de percolado em aterro sanitário no semi-árido nordestino: uma abordagem quantitativa", Engenharia Sanitária e Ambiental, vol. 4, pp. 160-167, 1999.

- ØDEGAARD, H. Chemical flocculation formation in wastewater treatment –introduction. Prog. Wat. Tech, Supl. 1, p. 103 -110, Pergamon Press, 1998.
- PAVANELLI, Gerson. Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com turbidez elevada. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo. São Carlos, 2001.
- PETERS, T. A., “Purification of Landfill Leachate with Reverse Osmosis and Nanofiltration”, Desalination, v. 119, pp. 289-293, 1998.
- POHLAND, F.G.; HARPER, S.R. Critical Reviews and Summary of Leachate and Gas Production from Landfills. EPA Report Number 600/2-86/073, 1985.
- POHLAND, F.G. and HARPER, S.R. (1986). Critical review and summary of leachate and gas production from landfills. U.S. Environmental Protection Agency Report N° EPA/600/2-86/073, U.S.A. EPA, Cincinnati, OH 45268.
- REICHERT, G. A. Aterro Sanitário, Projeto, Implantação e Operação. ABES Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, Porto Alegre - RS, Agosto de 2000.
- ROBINSON, H.D., BARR, M.J., and LAST, S.D. Leachate collection, treatment and disposal. Journal of Institute Water and Environmental Management, 6: 321-332, 1992
- SILVA, A. C. Tratamento de percolado de aterro sanitário e avaliação da toxicidade de efluente bruto e tratado. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2002.
- SOUZA, Gisele de. Monitoramento de parâmetros qualitativos e quantitativos de líquidos percolados de aterros sanitários: estudo em piloto experimental. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005



- SOUZA, H. R. dos. Aplicação de coagulantes no afluente de reator anaeróbio de leito expandido alimentado com esgoto sanitário. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia da Universidade de São Paulo. São Carlos, 2001
- SHEN, Y. S.; WANG, D. K. Development of photoreactor design equation for the treatment of dye wastewater by UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> process. *Journal of Hazardous Materials*. V. B. 89, p. 267-277 (2002)
- SWITZENBAUM, M. S. (1992). Solid and hazardous waste treatment. Course notes, spring 1992, Department of Civil Engineering, University of Massachusetts.
- TCHOBANOGLIOUS, G., THEISEN, H., VIRGIL, S., *Integrated Solid Waste Management Engineering Principles and Management issues*. New York, McGraw-Hill. 1993
- TSAF, C.T.; LIN, S.T.; SHUE, Y. C.; SU, P. L. Electrolysis of soluble organic matter in leachate from landfills. *Sater Res.* 31 (12), 30733081, 1997.
- TEIXEIRA, E. N., BIDONE, F. R. A. *PROSAB - Metodologia e Técnicas de Minimização, Reciclagem e Reutilização de Resíduos Sólidos urbanos*. Rio de Janeiro. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária - Ambiental (ABES), 1999.
- WALLING, C. Fenton's Reagent Revisited. *Accounts of Chemical Research*, v. 8, p. 125-131, 1975.
- WEBER, C. I. Method for measuring the acute toxicity of effluents and receiving water to freshwater and marine organisms. EPA, Cincinnati, Ohio, USA, 253 pp, 1993.
- WIENDL, W. G. Processos Eletrolíticos para depuração de Esgotos. Uma revisão secular. *Revista DAE*. Vol.45, N 140, p. 50-54 (1995)

WILLIAMS, P. T. Environmental and Health Impact of Solid Waste Management Activities, in Chapter: Emissions from Solid Waste Management Activities. p. 141-165, Leeds – UK, 2002.

WU, K.; XIE, Y.; ZHAO, J.; HIDAHA, H. Photo-Fenton degradation of a dye under visible light irradiation. *Journal of Molecular Catalysis A: Chemical*. V. 144, p. 77-84 (1999).

ZANTA, V.M.; FERREIRA, C. F. A. Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos urbanos. In: BORGES, A.C., *et tal.* (Org.). Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro Sustentável para Municípios de Pequeno Porte. 1 ed. São Carlos SP: Rima Artes e Textos, 2003, v. 1, p. 1-18.

ZOUBOULIS, A.I.; TATSI, A.A.; MATIS, K.A.; SAMARAS, P. Coagulation-flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates. *Chemosphere* 53 737–744 (2003).

TATSI, A. A., ZOUBOULIS, A. I., A Field investigation of the quantity and quality of leachate from a municipal soil waste landfill in a Mediterranean climate (Thessalaniki, Greece). *Advances in Environmental Research*. Volume 6, Issue 3, p. 207-219. 2002.

**APÊNDICE A** – Resultados das análises dos ensaios de coagulação-floculação do  
lixiviado bruto, objetivando a determinação da melhor dosagem de cloreto férrico.

**1 – Resultados das análises dos ensaios de coagulação-floculação do lixiviado bruto, objetivando a determinação da melhor dosagem de cloreto férrico.**

**QUADRO 1 – Ensaios Série 1 – Melhor dosagem**

<b>Características do Lixiviado bruto</b>				<b>Ensaio 1 e 2</b>			
Data 01/03/2005				pH = 8,74			
Temperatura = 27 ° C				Cor aparente = 5200 unidades Pt-Co			
Turbidez = 303 UNT				DQO = 6102 mg/L			
<b>Parâmetros operacionais utilizados</b>							
Mistura Rápida = 150 rpm ( $140 \text{ s}^{-1}$ )				Tempo de Mistura = 5 minutos			
Mistura Lenta = 150 rpm ( $28 \text{ s}^{-1}$ )				Tempo de Mistura = 15 minutos			
Jarro	Dose FeCl (mg/L)	Cor aparente Ts=15min (u Pt-Co)	Cor aparente Ts= 30min (u Pt-Co)	Turbidez Ts= 15min (UNT)	Turbidez Ts= 15min (UNT)	DQO Ts= 15 min (mg/L)	DQO Ts= 30 min (mg/L)
1	400	3560	3940	91,6	90,0	4004	3563
2	500	3320	2560	84,0	75,1	3954	3840
3	600	2780	2100	74,2	72,0	3959	4090
4	700	2660	2060	72,6	71,7	4247	4081
5	800	2640	2280	69,4	68,0	4120	3373
6	1000	3560	3500	68,6	67,5	3919	3575
7	1100		4184	80,0	79,9		2680
8	1200		3684	77,2	68,4		2100
9	1300		3783	74,0	73,2		2660
10	1400		3608	67,0	65,9		1900
11	1500		3712	64,0	62,9		1800

**QUADRO 2 – Ensaio Série 2 – Variação n tempo de mistura rápida**

<b>Características do Lixiviado bruto</b>				<b>Ensaio 3</b>			
Data 08/03/2005				pH = 8,74			
Temperatura = 27 ° C				Cor aparente = 3160 unidades Pt-Co			
Turbidez = 366 UNT							
<b>Parâmetros operacionais utilizados</b>							
Mistura Rápida = 200 rpm ( $160 \text{ s}^{-1}$ )				Tempo de Mistura = 10 a 120 seg			
Mistura Lenta = 40 rpm ( $28 \text{ s}^{-1}$ )				Tempo de Mistura = 15 minutos			
Jarro	Dose (mg/L)	Tmr (seg)	pH coag	Turbidez Ts= 15min (UNT)	Turbidez Ts= 15min (UNT)	Cor apar Ts= 15 min (u PtCo)	Cor apar Ts= 30 min (uPtCo)
1	1400	10	8,81	92,0	99,7	2930	2980
2	1400	20	8,82	82,9	84,2	2935	2950
3	1400	40	8,81	78,1	79,8	2940	2960
4	1400	60	8,83	75,5	79,7	2934	3020
5	1400	90	8,82	75,1	72,2	2810	3000
6	1400	120	8,81	70,3	74,6	2956	3000

**QUADRO 3 - Ensaio Série 2 – Variação n tempo de mistura rápida**

<b>Características do Lixiviado bruto</b>				<b>Ensaio 4</b>			
Data 08/03/2005				pH = 8,74			
Temperatura = 27 ° C				Cor aparente = 3160 unidades Pt-Co			
Turbidez = 366 UNT				DQO = 3805 mg/L			
<b>Parâmetros operacionais utilizados</b>							
Mistura Rápida = 300 rpm ( $600 \text{ s}^{-1}$ )				Tempo de Mistura = 10 a 120 seg.			
Mistura Lenta = 40 rpm ( $28 \text{ s}^{-1}$ )				Tempo de Mistura = 15 minutos			
Jarro	Dose (mg/L)	Tmr (seg)	pH coag	Turbidez Ts= 15min (UNT)	Turbidez Ts= 15min (UNT)	Cor apar Ts= 15 min (u PtCo)	Cor apar Ts= 30 min (uPtCo)
1	1400	10	8,81	82,6	68,1		
2	1400	20	8,82	94,5	68,7		
3	1400	40	8,81	112	65,3		
4	1400	60	8,83	97,7	64,0		
5	1400	90	8,82	105	65,0		
6	1400	120	8,81	85,6	63,9		

**QUADRO 4 - Ensaio Série 2 – Variação no tempo de mistura rápida**

<b>Características do Lixiviado bruto</b>				<b>Ensaio 5</b>			
Data 09/03/2005				pH = 8,84			
Temperatura = 26 ° C				Cor aparente = 3160 unidades Pt-Co			
Turbidez = 366 UNT				DQO = 3805 mg/L			
<b>Parâmetros operacionais utilizados</b>							
Mistura Rápida = 400 rpm ( $900 \text{ s}^{-1}$ )				Tempo de Mistura = 10 a 120 seg			
Mistura Lenta = 40 rpm ( $28 \text{ s}^{-1}$ )				Tempo de Mistura = 15 minutos			
Jarro	Dose (mg/L)	Tmr (seg)	pH coag	Turbidez Ts= 15min (UNT)	Turbidez Ts= 15min (UNT)	Cor apar Ts= 15 min (u PtCo)	Cor apar Ts= 30 min (uPtCo)
1	1400	10	8,84	49,4	46,5		
2	1400	20	8,85	50,3	47,1		
3	1400	40	8,83	49,1	46,6		
4	1400	60	8,84	51,7	45,8		
5	1400	90	8,83	48,6	47,4		
6	1400	120	8,83	53,6	48,1		

**QUADRO 5 - Ensaio Série 2 – Variação na dosagem e tempo de mistura rápida**

Características do Lixiviado bruto				Ensaio 6 e 7			
Data 16/03/2005				pH = 8,84			
Temperatura = 25,1 ° C				Cor aparente = 3160 unidades Pt-Co			
Turbidez = 366 UNT				DQO = 3805 mg/L			
Parâmetros operacionais utilizados							
Mistura Rápida = 400 rpm ( $900 \text{ s}^{-1}$ )				Tempo de Mistura = variável			
Mistura Lenta = 40 rpm ( $28 \text{ s}^{-1}$ )				Tempo de Mistura = 15 minutos			
Jarro	Dose (mg/L)	Tmr (seg)	pH coag	Turbidez Ts= 15min (UNT)	Turbidez Ts= 15min (UNT)	Cor apar Ts= 15 min (u PtCo)	Cor apar Ts= 30 min (uPtCo)
1	400	10	7,58	169	96,1	1720	1840
2	500	20	7,58	158	92,6	1480	1800
3	600	40	7,58	141	101	1860	1740
4	700	60	7,58	133	97,9	1600	1920
5	800	90	7,58	142	97,3	1470	1930
6	900	120	7,57	133	95,4	1740	1970
7	1000	10	7,56	94,9	94,1	1840	1920
8	1100	20	7,57	94,3	93,3	1820	1660
9	1200	40	7,56	96,4	90,9	1640	1740
10	1300	60	7,56	96,4	92,7	1820	1860
11	1400	90	7,57	94,8	91,4	1920	1800
12	1500	120	7,57	93,1	93,8	1780	1740

**QUADRO 6 - Ensaio Série 2 – Variação na dosagem e tempo de mistura rápida**

Características do Lixiviado bruto				Ensaio 8 e 9			
Data 06/04/2005				pH = 8,69			
Temperatura = 24 ° C				Cor aparente = 1240 unidades Pt-Co			
Turbidez = 257 UNT				DQO = 2097 mg/L			
Condutividade = 10,13 $\mu\text{S}$							
Parâmetros operacionais utilizados							
Mistura Rápida = 500 rpm ( $1200 \text{ s}^{-1}$ )				Tempo de Mistura = variável			
Mistura Lenta = 40 rpm ( $28 \text{ s}^{-1}$ )				Tempo de Mistura = 15 minutos			
Jarro	Dose (mg/L)	Tmr (seg)	pH coag	Turbidez Ts= 15min (UNT)	Turbidez Ts= 15min (UNT)	Cor apar Ts= 15 min (u PtCo)	Cor apar Ts= 30 min (uPtCo)
1	400	10	7,94	42,1	43	850	370
2	500	20	7,94	43,6	48,7	1000	370
3	600	40	7,94	42,7	40,6	1040	360
4	700	60	7,94	39,3	39,8	980	790
5	800	90	7,94	38,9	40,9	810	660
6	900	120	7,94	34,6	39,7	990	510
7	1000	10	8,3	42,1	44,2	360	370
8	1100	20	8,3	43,6	40,6	380	370
9	1200	40	8,3	42,7	39,6	420	360
10	1300	60	8,3	39,3	37,5	320	790
11	1400	90	8,3	38,9	37	470	660
12	1500	120	8,3	34,6	33,8	450	510

**QUADRO 7 - Ensaio Série 2 – Variação na dosagem e tempo de mistura rápida**

Características do Lixiviado bruto				Ensaio 10 e 11			
Data 13/04/2005				pH = 8,69			
Temperatura = 25,5 ° C				Cor aparente = 5953 unidades Pt-Co			
Turbidez = 330 UNT				DQO = 5180mg/L			
Parâmetros operacionais utilizados							
Mistura Rápida = 600 rpm (1300 s <sup>-1</sup> )				Tempo de Mistura = variável			
Mistura Lenta = 40 rpm (28 s <sup>-1</sup> )				Tempo de Mistura = 15 minutos			
Jarro	Dose (mg/L)	Tmr (seg)	pH coag	Turbidez Ts= 15min (UNT)	Turbidez Ts= 15min (UNT)	Cor apar Ts= 15 min (u PtCo)	Cor apar Ts= 30 min (u PtCo)
1	400	10	8,73	125	121	4078	4062
2	500	20	8,73	130	124	4216	3971
3	600	40	8,73	116	110	3938	3817
4	700	60	8,73	116	109	3705	3719
5	800	90	8,73	112	109	3825	3360
6	900	120	8,73	116	110	3468	3491
7	1000	10	8,73	103	100	3185	3381
8	1100	20	8,73	103	98,1	3117	3428
9	1200	40	8,73	97,4	96,6	3087	3243
10	1300	60	8,73	98,7	93,8	3048	3268
11	1400	90	8,73	92,9	102	2974	3441
12	1500	120	8,73	93,6	93	2958	3110

**QUADRO 8 - Ensaio Série 2 – Variação no tempo de mistura rápida**

Características do Lixiviado bruto				Ensaio 12			
Data 06/04/2005				pH = 8,69			
Temperatura = 24 ° C				Cor aparente = 2880 unidades Pt-Co			
Turbidez = 558 UNT							
Condutividade = 17,17 µS							
Parâmetros operacionais utilizados							
Mistura Rápida = 400 rpm (900 s <sup>-1</sup> )				Tempo de Mistura = variável			
Mistura Lenta = 40 rpm (28 s <sup>-1</sup> )				Tempo de Mistura = 15 minutos			
Jarro	Dose (mg/L)	Tmr (seg)	pH coag	Turbidez Ts= 15min (UNT)	Turbidez Ts= 30min (UNT)	Cor apar Ts= 15 min (u PtCo)	Cor apar Ts= 30 min (uPtCo)
1	1200	10	8,09	169	96,1	1720	1840
2	1200	20	8,09	158	92,6	1480	1800
3	1200	40	8,09	141	101	1860	1740
4	1200	60	8,09	133	97,9	1600	1920
5	1200	90	8,09	142	97,3	1470	930
6	1200	120	8,09	133	95,4	1740	1970

**QUADRO 9 - Ensaio Série 2 – Variação no tempo de mistura rápida**

<b>Características do Lixiviado bruto</b>				<b>Ensaio 13</b>			
Data 26/04/2005				pH = 8,69			
Temperatura = 23,8 °C				Cor aparente = 2880 unidades Pt-Co			
Turbidez = 558 UNT							
Condutividade = 17,20 µS							
<b>Parâmetros operacionais utilizados</b>							
Mistura Rápida = 500 rpm (1200 s <sup>-1</sup> )				Tempo de Mistura = variável			
Mistura Lenta = 40 rpm (28 s <sup>-1</sup> )				Tempo de Mistura = 15 minutos			
<b>Jarro</b>	<b>Dose (mg/L)</b>	<b>Tmr (seg)</b>	<b>pH coag</b>	<b>Turbidez Ts= 15min (UNT)</b>	<b>Turbidez Ts= 30min (UNT)</b>	<b>Cor apar Ts= 15 min (u PtCo)</b>	<b>Cor apar Ts= 30 min (uPtCo)</b>
1	1200	10	8,06	94,9	94,1	1840	1920
2	1200	20	8,06	94,3	93,3	1820	1660
3	1200	40	8,06	96,4	90,9	1640	1740
4	1200	60	8,06	96,4	92,7	1820	1860
5	1200	90	8,06	94,8	91,4	1920	1800
6	1200	120	8,06	93,1	93,8	1780	1740



**2 - Resultados das análises dos ensaios de coagulação-floculação do lixiviado bruto, objetivando a determinação do melhor tempo para a floculação.**

**QUADRO 10 - Ensaio de otimização da mistura Lenta para Gradiente da Mistura Lenta de 25 s<sup>-1</sup>**

<b>Características do Lixiviado bruto</b>				<b>Ensaio 14</b>					
Data 09/05/2005				pH = 8,71					
Temperatura = 26 ° C				pH coagulação = 8,31					
Turbidez = 461 UNT				Cor aparente = 10116 unidades Pt-Co					
<b>Parâmetros operacionais utilizados</b>									
Mistura Rápida = 400 rpm (900 s <sup>-1</sup> )				Tempo de Mistura = 20 segundos					
Mistura Lenta = 37 rpm (28 s <sup>-1</sup> )				Tempo de Mistura = variável					
jarro	Dose CF	MR		ML		Sedimentação ( 15' )		Sedimentação ( 30' )	
		Tempo (s)	G (s <sup>-1</sup> )	Tempo (s)	G (s <sup>-1</sup> )	Turbidez (UNT)	Cor Ap.	Turbidez (UNT)	Cor Ap.
1	1200	20	1200	10	25	81,8	3726	80,9	3477
2	1200	20	1200	15	25	83,2	3639	81,5	3680
3	1200	20	1200	20	25	84,9	3679	84,1	3675
4	1200	20	1200	25	25	85,8	3592	83,1	3586
5	1200	20	1200	40	25	83,3	3507	81	3457
6	1200	20	1200	50	25	84,4	3463	80,7	3431

**QUADRO 11 - Ensaio de otimização da mistura Lenta para Gradiente da Mistura Lenta de 45 s<sup>-1</sup>**

<b>Características do Lixiviado bruto</b>				<b>Ensaio 15</b>					
Data 10/05/2005				pH = 8,68					
Temperatura = 26 ° C				pH coagulação = 8,06					
Turbidez = 461 UNT				Cor aparente = 10116 unidades Pt-Co					
<b>Parâmetros operacionais utilizados</b>									
Mistura Rápida = 400 rpm (900 s <sup>-1</sup> )				Tempo de Mistura = 20 segundos					
Mistura Lenta = 55 rpm (28 s <sup>-1</sup> )				Tempo de Mistura = variável					
jarro	Dose CF	MR		ML		Sedimentação ( 15' )		Sedimentação ( 30' )	
		Tempo (s)	G (s <sup>-1</sup> )	Tempo (s)	G (s <sup>-1</sup> )	Turbidez (UNT)	Cor Ap.	Turbidez (UNT)	Cor Ap.
1	1200	20	1200	10	45	81,1	3760	82,4	3909
2	1200	20	1200	15	45	88,6	3722	78,6	3603
3	1200	20	1200	20	45	88,3	3854	84,9	3749
4	1200	20	1200	25	45	84,3	3687	81,2	3632
5	1200	20	1200	40	45	86,5	3558	82,5	3516
6	1200	20	1200	50	45	84,9	3587	84,7	3509

**QUADRO 12 - Ensaio de otimização da mistura Lenta para Gradiente da Mistura Lenta de 60 s<sup>-1</sup>**

<b>Características do Lixiviado bruto</b>				<b>Ensaio 16</b>					
Data 11/05/2005				pH = 8,69					
Temperatura = 26 ° C				pH coagulação = 8,03					
Turbidez = 465 UNT				Cor aparente = 10116 unidades Pt-Co					
<b>Parâmetros operacionais utilizados</b>									
Mistura Rápida = 400 rpm (900s <sup>-1</sup> )				Tempo de Mistura = 20 segundos					
Mistura Lenta = 67 rpm (28 s <sup>-1</sup> )				Tempo de Mistura = variável					
jarro	Dose CF	MR		ML		Sedimentação ( 15')		Sedimentação ( 30')	
		Tempo (s)	G (s <sup>-1</sup> )	Tempo (s)	G (s <sup>-1</sup> )	Turbidez (UNT)	Cor Ap.	Turbidez (UNT)	Cor Ap.
1	1200	20	1200	10	60	88,2	3775	85,1	3699
2	1200	20	1200	15	60	86,8	3674	86,3	3609
3	1200	20	1200	20	60	89,2	3651	85,2	3614
4	1200	20	1200	25	60	89,6	3695	86,2	3550
5	1200	20	1200	40	60	91	3505	90,8	3477
6	1200	20	1200	50	60	90,2	3619	89,9	3469

**QUADRO 13 - Ensaio de otimização da mistura Lenta para Gradiente da Mistura Lenta de 85 s<sup>-1</sup>**

<b>Características do Lixiviado bruto</b>				<b>Ensaio 17</b>					
Data 11/05/2005				pH = 8,69					
Temperatura = 27 ° C				pH coagulação = 7,98					
Turbidez = 465 UNT				Cor aparente = 10116 unidades Pt-Co					
<b>Parâmetros operacionais utilizados</b>									
Mistura Rápida = 400 rpm (900 s <sup>-1</sup> )				Tempo de Mistura = 20 segundos					
Mistura Lenta = 83 rpm (85 s <sup>-1</sup> )				Tempo de Mistura = variável					
jarro	Dose CF	MR		ML		Sedimentação ( 15')		Sedimentação ( 30')	
		Tempo (s)	G (s <sup>-1</sup> )	Tempo (s)	G (s <sup>-1</sup> )	Turbidez (UNT)	Cor Ap.	Turbidez (UNT)	Cor Ap.
1	1200	20	1200	10	85	85,4	3465	86,2	3230
2	1200	20	1200	15	85	85,3	3290	81,5	3147
3	1200	20	1200	20	85	77,4	3233	79,4	3148
4	1200	20	1200	25	85	80,1	3324	82,2	3164
5	1200	20	1200	40	85	86,7	3218	78,9	3045
6	1200	20	1200	50	85	87,3	3305	78,4	3119

**QUADRO 14- - Ensaio de otimização da mistura Lenta para Gradiente da Mistura Lenta de 100 s<sup>-1</sup>**

<b>Características do Lixiviado bruto</b>				<b>Ensaio 18</b>					
Data 13/05/2005				pH = 8,64					
Temperatura = 27 ° C				pH coagulação = 8,60					
Turbidez = 465 UNT				Cor aparente = 10116 unidades Pt-Co					
<b>Parâmetros operacionais utilizados</b>									
Mistura Rápida = 400 rpm (900 s <sup>-1</sup> )				Tempo de Mistura = 20 segundos					
Mistura Lenta = 90 rpm (100 s <sup>-1</sup> )				Tempo de Mistura = variável					
jarro	Dose CF	MR		ML		Sedimentação ( 15')		Sedimentação ( 30')	
		Tempo (s)	G (s <sup>-1</sup> )	Tempo (s)	G (s <sup>-1</sup> )	Turbidez (UNT)	Cor Ap.	Turbidez (UNT)	Cor Ap.
1	1200	20	1200	10	100	86,7	3667	87,4	3465
2	1200	20	1200	15	100	84,1	3248	85,1	3403
3	1200	20	1200	20	100	82,8	3295	84,7	3310
4	1200	20	1200	25	100	87,6	3290	85,1	3270
5	1200	20	1200	40	100	90,6	3202	93	3295
6	1200	20	1200	50	100	88,1	3323	90,1	3186

**QUADRO 15 - Ensaio de otimização da mistura Lenta para Gradiente da Mistura Lenta: câmara em série (45/25/25 s<sup>-1</sup>)**

<b>Características do Lixiviado bruto</b>				<b>Ensaio 19</b>				
Data 31/05/2005				pH = 8,34				
Temperatura = 25 ° C				pH coagulação = 8,28				
Turbidez = 135 UNT				Cor aparente = 3340 unidades Pt-Co				
<b>Parâmetros operacionais utilizados</b>								
Mistura Rápida = 400 rpm (900 s <sup>-1</sup> )				Tempo de Mistura = 20 segundos				
Mistura Lenta = 55/37/37 rpm (45/25/25 s <sup>-1</sup> )				Tempo de Mistura = 10 + 5 + 5 minutos				
jarro	Dose CF	pH coag	Sedimentação ( 15')			Sedimentação ( 30')		
			Turbidez (UNT)	Cor Ap.	DQO (mg/L)	Turbidez (UNT)	Cor Ap.	DQO (mg/L)
1	1200	8,28	86,7	3667	1342	87,4	3465	1005
2	1200	8,28	84,1	3248	1070	85,1	3403	1376
3	1200	8,28	82,8	3295	872	84,7	3310	1016
4	1200	8,28	87,6	3290	1107	85,1	3270	1058
5	1200	8,28	90,6	3202	1110	93	3295	824
6	1200	8,28	88,1	3323	1138	90,1	3186	908

**QUADRO 16 - Ensaio de otimização da mistura Lenta para Gradiente da Mistura Lenta: câmara em série (60/45/25 s<sup>-1</sup>)**

Características do Lixiviado bruto					Ensaio 20					
Data 0206/2005					pH = 8,29					
Temperatura = 23 ° C					pH coagulação = 7,92					
Turbidez = 135 UNT					Cor aparente = 3340 unidades Pt-Co					
Conductividade = 11,15µS					Potencial Redox = -77 mV					
					DQO = 2822 mg/L					
Parâmetros operacionais utilizados										
Mistura Rápida = 500 rpm (1200 s <sup>-1</sup> )					Tempo de Mistura = 20 segundos					
Mistura Lenta = 55/37/37 rpm (60/45/25 s <sup>-1</sup> )					Tempo de Mistura = 10 + 5 + 5 minutos					
Jarro	Dose CF (mg/L)	pH coag	Pot. Redox (mV)	Cond µS	Sedimentação ( 15')			Sedimentação ( 30')		
					turbidez (UNT)	cor (u Pt-Co)	DQO (mg/L)	turbidez (UNT)	cor (u Pt-Co)	DQO (mg/L)
1	1200	7,92	-27	11,6	42,3	1646	2223	41,1	1592	1765
2	1200	7,92	-28	11,6	43,1	1643	2200	42,1	1559	1800
3	1200	7,92	-27	11,6	42,8	1630	2220	40,7	1550	1798
4	1200	7,92	-27	11,6	44,2	1660	1792	42	1588	1799
5	1200	7,92	-28	11,6	40,5	1600	1798	39	1552	1798
6	1200	7,92	-28	11,6	42,2	1600	1763	39,2	1553	1765

### 3 – Série 5 - Resultados das análises dos ensaios de coagulação-floculação do lixiviado bruto, objetivando a determinação do volume de lodo gerado.

#### QUADRO 17 – Série 5: Determinação do volume de lodo e caracterização do lixiviado

Características do Lixiviado bruto		Ensaio 21	
Data 14/09/2005		pH = 8,69	
Temperatura = 15,5 ° C		pH coagulação = 7,95	
Turbidez = 99 UNT		Cor aparente = 3340 unidades Pt-Co	
Condutividade = 12,31µS		Potencial Redox = -77 mV	
		DQO = 2822 mg/L	
Parâmetros operacionais utilizados			
Mistura Rápida = 500 rpm (1200 s <sup>-1</sup> )		Tempo de Mistura = 20 segundos	
Mistura Lenta = 45/25/25 s <sup>-1</sup>		Tempo de Mistura = 10 + 5 + 5 minutos	
Parâmetros Analisados	Unidades	Lixiviado Bruto	Lixiviado Tratado
Temperatura	° C	18,2	18,2
pH	-	9,01	7,67
Condutividade	mS	15,86	15,82
Potencial Redox	mV	-111	1
Turbidez	uT	90,1	79,4
Cor	Unidades PtCo	4864	2803
Dureza	mg/L	900	800
DQO	mg/L	1408	1012
NO <sub>3</sub>	mg/L	10,80	9,22
N-NH <sub>4</sub>	mg/L	1570	1532
COT	mg/L	1850	805
PO <sub>4</sub> - total	mg/L	21,15	10,58
SST	mg/L	196	148
Volume de lodo	ml/L	-	50

**APÊNDICE B** – Resultados das análises dos ensaios de coagulação-floculação do  
lixiviado bruto, objetivando a determinação da melhor dosagem de Sulfato de  
Alumínio.

**1 - Resultados das análises dos ensaios de coagulação-floculação do lixiviado bruto, objetivando a determinação da melhor dosagem de sulfato de alumínio.**

**QUADRO 18 - Série 1 - Variação do pH**

Características do Lixiviado bruto						Ensaio 22					
Data 08/12/2005						pH = 8,27					
Temperatura = 22 ° C						Cor aparente = 5840 unidades Pt-Co					
Turbidez = 154 UNT						Potencial Redox =					
Condutividade = 14,08µS											
Parâmetros operacionais utilizados											
Mistura Rápida = 150 rpm (160 s <sup>-1</sup> )						Tempo de Mistura = 20 segundos					
Mistura Lenta = 37 rpm (25 s <sup>-1</sup> )						Tempo de Mistura = 20 minutos					
Dosagem Sulfato de Alumínio = 500 mg/L											
Jarro	Dosagem HCl (mL)	Sedimentação ( 15')					Sedimentação ( 30')				
		pH coag	Pot. Redox (mV)	Cond (µS)	Turbidez (UNT)	Cor (u PtCo)	pH coag	Pot. Redox (mV)	Cond (µS)	Turbidez (UNT)	Cor (u PtCo)
1	0	8,27		14,08	126	4220	7,85		14,06	123	4140
2	2	7,49		14,79	116	3960	7,36		14,44	109	3860
3	3	7,20		15,03	115	3840	7,14		14,73	108	3780
4	4	6,99		15,19	112	4000	6,97		14,72	106	3840
5	5	6,84		15,25	101	3740	6,86		15,19	101	3740
6	8	6,5		15,09	103	3640	6,6		15,68	97,8	3620

**QUADRO 19 - Série 1 - Variação da dosagem**

Características do Lixiviado bruto						Ensaio 23					
Data 09/12/2005						pH = 8,25					
Temperatura = 23 ° C						Cor aparente = 4960 unidades Pt-Co					
Turbidez = 150 uT						Potencial Redox = -53 mV					
Condutividade =											
Parâmetros operacionais utilizados											
Mistura Rápida = 150 rpm (160 s <sup>-1</sup> )						Tempo de Mistura = 20 segundos					
Mistura Lenta = 37 rpm (25 s <sup>-1</sup> )						Tempo de Mistura = 20 minutos					
Dosagem Sulfato de Alumínio = 500 mg/L											
Jarro	Dosagem HCl (mL)	Sedimentação ( 15')					Sedimentação ( 30')				
		pH coag	Pot. Redox (mV)	Cond (µS)	Turbidez (UNT)	Cor (u PtCo)	pH coag	Pot. Redox (mV)	Cond (µS)	Turbidez (UNT)	Cor (u PtCo)
1	0	8,09	-69		113	3460	7,90	-69		108	3480
2	9	6,75	49		94,7	2780	4,62	47		90,2	2680
3	9,5	7,28	51		92,2	2900	4,51	48		90,9	2780
4	10	6,96	55		89,9	2700	6,31	51		85,2	2700
5	10,5	7,02	57		93,6	2880	5,94	54		88,2	2740
6	11	7,02	59		89,6	2780	5,78	55		87,2	2680

**QUADRO 20 - Série 1 - Variação da dosagem**

Características do Lixiviado bruto			Ensaio 24				
Data 15/03/2006			pH = 8,10				
Temperatura = 28 ° C			Cor aparente = 4520 unidades Pt-Co				
Turbidez = 110 UNT			Potencial Redox = -64 mV				
Condutividade = 15,20 $\mu$ S							
Parâmetros operacionais utilizados							
Mistura Rápida = 200 rpm (160 s <sup>-1</sup> )			Tempo de Mistura = 20 segundos				
Mistura Lenta = 55 rpm (25 s <sup>-1</sup> )			Tempo de Mistura = 20 minutos				
Dosagem Sulfato de Alumínio = variável							
Jarro	Dosagem SA (mg/L)	Dosagem H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> (mL)	Sedimentação ( 30' )				
			pH coag	Pot. Redox (mV)	Condutividade ( $\mu$ S)	Turbidez (UNT)	Cor (u PtCo)
1	900	0	7,96	-53	15,2	68,9	2690
2	1100	0	7,93	-49	15,29	67,5	2780
3	1200	0	7,9	-48	15,3	64,0	3710
4	1300	0	7,89	-47	15,29	58,8	3530
5	1400	0	7,87	-44	15,28	58,6	2910
6	1500	0	7,75	-35	15,31	49,3	2540

**QUADRO 21 - Série 1 - Variação da dosagem**

Características do Lixiviado bruto			Ensaio 25				
Data 15/03/2006			pH = 8,10				
Temperatura = 28 ° C			Cor aparente = 4520 unidades Pt-Co				
Turbidez = 110 UNT			Potencial Redox = -64 mV				
Condutividade = 15,20 $\mu$ S							
Parâmetros operacionais utilizados							
Mistura Rápida = 200 rpm (160 s <sup>-1</sup> )			Tempo de Mistura = 20 segundos				
Mistura Lenta = 55 rpm (25 s <sup>-1</sup> )			Tempo de Mistura = 20 minutos				
Dosagem Sulfato de Alumínio = variável							
Jarro	Dosagem SA (mg/L)	Dosagem H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> (mL)	Sedimentação ( 30' )				
			pH coag	Pot. Redox (mV)	Condutividade ( $\mu$ S)	Turbidez (UNT)	Cor (u PtCo)
1	900	3	7,54	-20	15,72	60,9	2890
2	1100	3	7,52	-18	15,74	61,6	2730
3	1200	3	7,51	-18	15,75	53,4	2480
4	1300	3	7,49	-16	15,69	53,3	3010
5	1400	3	7,46	-13	15,62	50,6	2980
6	1500	3	7,44	-12	15,55	49,3	2440



**QUADRO 22 - Série 1 - Variação da dosagem**

Características do Lixiviado bruto			Ensaio 26				
Data 15/03/2006			pH = 8,10				
Temperatura = 27,5 °C			Cor aparente = 4520 unidades Pt-Co				
Turbidez = 110 UNT			Potencial Redox = -64 mV				
Condutividade = 15,20 $\mu$ S							
Parâmetros operacionais utilizados							
Mistura Rápida = 200 rpm ( $160 \text{ s}^{-1}$ )			Tempo de Mistura = 20 segundos				
Mistura Lenta = 55 rpm ( $25 \text{ s}^{-1}$ )			Tempo de Mistura = 20 minutos				
Dosagem Sulfato de Alumínio = variável							
Jarro	Dosagem SA (mg/L)	Dosagem H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> (mL)	Sedimentação ( 30' )				
			pH coag	Pot. Redox (mV)	Condutividade ( $\mu$ S)	Turbidez (UNT)	Cor (u PtCo)
1	900	4	7,46	-13	15,2	65,8	3120
2	1100	4	7,32	-3	15,29	62,7	2700
3	1200	4	7,37	-6	15,3	60,9	2970
4	1300	4	7,37	-7	15,29	54,7	3030
5	1400	4	7,35	-6	15,28	51,2	2420
6	1500	4	7,75	-5	15,31	53,4	2290

**QUADRO 23 - Série 1 - Variação da dosagem**

Características do Lixiviado bruto			Ensaio 27				
Data 16/03/2006			pH = 8,11				
Temperatura = 26,8 °C			Cor aparente = 4180 unidades Pt-Co				
Turbidez = 110 uT			Potencial Redox = -62 mV				
Condutividade = 15,15 $\mu$ S							
Parâmetros operacionais utilizados							
Mistura Rápida = 200 rpm ( $160 \text{ s}^{-1}$ )			Tempo de Mistura = 20 segundos				
Mistura Lenta = 55 rpm ( $25 \text{ s}^{-1}$ )			Tempo de Mistura = 20 minutos				
Dosagem Sulfato de Alumínio = variável							
Jarro	Dosagem SA (mg/L)	Dosagem H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> (mL)	Sedimentação ( 30' )				
			pH coag	Pot. Redox (mV)	Condutividade ( $\mu$ S)	Turbidez (UNT)	Cor (u PtCo)
1	900	5	7,63	-11	14,53	66	2900
2	1100	5	7,43	-6	15,57	64,4	2650
3	1200	5	7,36	-4	15,67	62,6	2780
4	1300	5	7,34	-3	15,65	58,6	2680
5	1400	5	7,32	-1	15,67	58,6	2580
6	1500	5	7,32	-2	15,74	56,7	2510

**2 - Resultados das análises dos ensaios de coagulação-floculação do lixiviado bruto, objetivando a determinação do melhor tempo de mistura rápida.**

**QUADRO 24 - Otimização da mistura rápida**

Características do Lixiviado bruto				Ensaio 28				
Data 21/03/2006				pH = 8,23				
Temperatura = 26,6 ° C				Cor aparente = 4590 unidades Pt-Co				
Turbidez = 112 UNT				Potencial Redox = -69 mV				
Condutividade = 15,00 µS								
Parâmetros operacionais utilizados								
Mistura Rápida = 200 rpm (160 s <sup>-1</sup> )				Tempo de Mistura = 20 segundos				
Mistura Lenta = 55 rpm (25 s <sup>-1</sup> )				Tempo de Mistura = 20 minutos				
Dosagem Sulfato de Alumínio = 1200 mg/L								
Jarro	Dosagem SA (mg/L)	Dosagem H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> (mL)	tmr (segundos)	Sedimentação ( 30')				
				pH coag	Pot. Redox (mV)	Condutiv (µS)	Turbidez (UNT)	Cor (u PtCo)
1	1200	4	10	7,49	-12	15,63	98,6	3910
2	1200	4	20	7,51	-13	15,66	96,4	4130
3	1200	4	40	7,53	-14	15,65	95,6	4000
4	1200	4	60	7,52	-13	15,56	97,9	3540
5	1200	4	90	7,51	-14	15,85	91,1	3720
6	1200	4	120	7,5	-14	15,66	56	2950

**QUADRO 25 - Otimização da mistura rápida**

Características do Lixiviado bruto				Ensaio 29				
Data 21/03/2006				pH = 8,23				
Temperatura = 26,6 ° C				Cor aparente = 4590 unidades Pt-Co				
Turbidez = 112 UNT				Potencial Redox = -69 mV				
Condutividade = 15,00 µS								
Parâmetros operacionais utilizados								
Mistura Rápida = 300 rpm (160 s <sup>-1</sup> )				Tempo de Mistura = 20 segundos				
Mistura Lenta = 55 rpm (25 s <sup>-1</sup> )				Tempo de Mistura = 20 minutos				
Dosagem Sulfato de Alumínio = 1200 mg/L								
Jarro	Dosagem SA (mg/L)	Dosagem H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> (mL)	tmr (segundos)	Sedimentação ( 30')				
				pH coag	Pot. Redox (mV)	Condut (µS)	Turbidez (UNT)	Cor (u PtCo)
1	1200	4	10	7,55	-16	15,44	47,2	2510
2	1200	4	20	7,55	-15	15,51	50,5	2340
3	1200	4	40	7,54	-16	15,55	52,5	2650
4	1200	4	60	7,27	-18	15,47	49,3	2500
5	1200	4	90	6,82	-16	15,53	62,6	2650
6	1200	4	120	6,95	-16	15,52	49,2	2690

**QUADRO 26 - Otimização da mistura rápida**

<b>Características do Lixiviado bruto</b>				<b>Ensaio 30</b>				
Data 21/03/2006				pH = 8,23				
Temperatura = 26,6 °C				Cor aparente = 4590 unidades Pt-Co				
Turbidez = 112 UNT				Potencial Redox = -69 mV				
Condutividade = 15,00 µS								
<b>Parâmetros operacionais utilizados</b>								
Mistura Rápida = 400 rpm (900 s <sup>-1</sup> )				Tempo de Mistura = 20 segundos				
Mistura Lenta = 55 rpm (25 s <sup>-1</sup> )				Tempo de Mistura = 20 minutos				
Dosagem Sulfato de Alumínio = 1200 mg/L								
<b>Jarro</b>	<b>Dosagem SA (mg/L)</b>	<b>Dosagem H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (mL)</b>	<b>t<sub>mr</sub> (segundos)</b>	<b>Sedimentação ( 30')</b>				
				<b>pH coag</b>	<b>Pot. Redox (mV)</b>	<b>Conduct (µS)</b>	<b>Turbidez (UNT)</b>	<b>Cor (u PtCo)</b>
1	1200	4	10	7,58	-20	15,53	45,4	2530
2	1200	4	20	7,61	-20	15,49	47,2	2810
3	1200	4	40	7,6	-19	15,31	47,2	2590
4	1200	4	60	7,62	-21	15,48	48,4	2740
5	1200	4	90	7,61	-21	15,47	48	2760
6	1200	4	120	7,63	-22	15,53	47,6	2700

**QUADRO 27 - Otimização da mistura rápida**

<b>Características do Lixiviado bruto</b>				<b>Ensaio 31</b>				
Data 21/03/2006				pH = 8,23				
Temperatura = 26,6 °C				Cor aparente = 4590 unidades Pt-Co				
Turbidez = 112 UNT				Potencial Redox = -69 mV				
Condutividade = 15,00 µS								
<b>Parâmetros operacionais utilizados</b>								
Mistura Rápida = 500 rpm (1200 s <sup>-1</sup> )				Tempo de Mistura = 20 segundos				
Mistura Lenta = 55 rpm (25 s <sup>-1</sup> )				Tempo de Mistura = 20 minutos				
Dosagem Sulfato de Alumínio = 1500 mg/L								
<b>Jarro</b>	<b>Dosagem SA (mg/L)</b>	<b>Dosagem H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (mL)</b>	<b>t<sub>mr</sub> (segundos)</b>	<b>Sedimentação ( 30')</b>				
				<b>pH coag</b>	<b>Pot. Redox (mV)</b>	<b>Conductiv (µS)</b>	<b>Turbidez (UNT)</b>	<b>Cor (u PtCo)</b>
1	1200	4	10	8,08	-58	15,02	56,2	3260
2	1200	4	20	8,1	-60	14,96	58,0	2960
3	1200	4	40	8,1	-59	15,10	57,7	3190
4	1200	4	60	8,1	-58	15,11	59,5	3140
5	1200	4	90	8,1	-58	15,07	57,8	3100
6	1200	4	120	8,1	-60	15,10	56,6	2800

**QUADRO 28 - Otimização da mistura rápida**

<b>Características do Lixiviado bruto</b>				<b>Ensaio 32</b>				
Data 29/03/2006				pH = 8,40				
Temperatura = 26,6 °C				Cor aparente = 4320 unidades Pt-Co				
Turbidez = 102 UNT				Potencial Redox = -81 mV				
Condutividade = 14,540 $\mu$ S								
<b>Parâmetros operacionais utilizados</b>								
Mistura Rápida = 200 rpm ( $160 \text{ s}^{-1}$ )				Tempo de Mistura = 20 segundos				
Mistura Lenta = 55 rpm ( $25 \text{ s}^{-1}$ )				Tempo de Mistura = 20 minutos				
Dosagem Sulfato de Alumínio = 1500 mg/L								
Jarro	Dosagem SA (mg/L)	Dosagem H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> (mL)	tmr (seg)	Sedimentação ( 30')				
				pH coag	Pot. Redox (mV)	Condut ( $\mu$ S)	Turbidez (UNT)	Cor (u PtCo)
1	1500	4	10	7,29	3	14,64	56,5	2380
2	1500	4	20	7,21	10	14,74	62,4	2490
3	1500	4	40	7,5	-11	14,61	58	2480
4	1500	4	60	7,3	3	14,63	66,2	2360
5	1500	4	90	7,28	4	14,42	77,5	2500
6	1500	4	120	7,1	3	14,65	66,3	2520

**QUADRO 29 - Otimização da mistura rápida**

<b>Características do Lixiviado bruto</b>				<b>Ensaio 33</b>				
Data 29/03/2006				pH = 8,40				
Temperatura = 26,6 °C				Cor aparente = 4320 unidades Pt-Co				
Turbidez = 102 UNT				Potencial Redox = -81 mV				
Condutividade = 14,540 $\mu$ S								
<b>Parâmetros operacionais utilizados</b>								
Mistura Rápida = 300 rpm ( $600 \text{ s}^{-1}$ )				Tempo de Mistura = 20 segundos				
Mistura Lenta = 55 rpm ( $25 \text{ s}^{-1}$ )				Tempo de Mistura = 20 minutos				
Dosagem Sulfato de Alumínio = 1500 mg/L								
Jarro	Dosagem SA (mg/L)	Dosagem H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> (mL)	tmr (seg)	Sedimentação ( 30')				
				pH coag	Pot. Redox (mV)	Condut ( $\mu$ S)	Turbidez (UNT)	Cor (u PtCo)
1	1500	4	10	7,48	-4	13,3	45,9	2180
2	1500	4	20	7,48	-5	13,23	46,3	2080
3	1500	4	40	7,46	-5	13,86	44,4	2380
4	1500	4	60	7,46	-5	13,87	49,6	2450
5	1500	4	90	7,48	-4	13,45	52,6	2480
6	1500	4	120	7,45	-8	13,27	55	2510

**QUADRO 30 - Otimização da mistura rápida**

<b>Características do Lixiviado bruto</b>				<b>Ensaio 34</b>				
Data 29/03/2006				pH = 8,40				
Temperatura = 26,6 °C				Cor aparente = 4320 unidades Pt-Co				
Turbidez = 102 UNT				Potencial Redox = -81 mV				
Condutividade = 14,540 $\mu$ S								
<b>Parâmetros operacionais utilizados</b>								
Mistura Rápida = 400 rpm (900s <sup>-1</sup> )				Tempo de Mistura = 20 segundos				
Mistura Lenta = 55 rpm (25 s <sup>-1</sup> )				Tempo de Mistura = 20 minutos				
Dosagem Sulfato de Alumínio = 1500 mg/L								
Jarro	Dosagem SA (mg/L)	Dosagem H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> (mL)	tmr (seg)	Sedimentação ( 30')				
				pH coag	Pot. Redox (mV)	Cond ( $\mu$ S)	Turbidez (UNT)	Cor (u PtCo)
1	1500	4	10	7,69	-15	13,26	42,4	2180
2	1500	4	20	7,58	-15	13,52	42,9	2180
3	1500	4	40	7,59	-15	13,26	44,3	2170
4	1500	4	60	7,58	-17	13,34	46,3	2290
5	1500	4	90	7,58	-16	13,23	53,9	2480
6	1500	4	120	7,57	-19	13,55	47,8	2450

**QUADRO 31 - Otimização da mistura rápida**

<b>Características do Lixiviado bruto</b>				<b>Ensaio 35</b>				
Data 29/03/2006				pH = 8,40				
Temperatura = 26,6 °C				Cor aparente = 4320 unidades Pt-Co				
Turbidez = 102 UNT				Potencial Redox = -81 mV				
Condutividade = 14,540 $\mu$ S								
<b>Parâmetros operacionais utilizados</b>								
Mistura Rápida = 400 rpm (900 s <sup>-1</sup> )				Tempo de Mistura = 20 segundos				
Mistura Lenta = 55 rpm (25 s <sup>-1</sup> )				Tempo de Mistura = 20 minutos				
Dosagem Sulfato de Alumínio = 1500 mg/L								
Jarro	Dosagem SA (mg/L)	Dosagem H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> (mL)	tmr (seg)	Sedimentação ( 30')				
				pH coag	Pot. Redox (mV)	Cond ( $\mu$ S)	Turbidez (UNT)	Cor (u PtCo)
1	1500	4	10	7,71	-24	16,27	51,5	3290
2	1500	4	20	7,73	-25	16,29	51,1	3230
3	1500	4	40	7,73	-25	16,11	54	3010
4	1500	4	60	7,7	-26	16,06	54,5	3000
5	1500	4	90	7,75	-23	16,11	58	3070
6	1500	4	120	7,71	-25	16,1	56,2	3380

### 3 – Resultados das análises dos ensaios de coagulação-floculação do lixiviado bruto, objetivando a determinação do melhor tempo de floculação.

**QUADRO 32 - Otimização da mistura lenta para  $G= 25 \text{ s}^{-1}$**

Características do Lixiviado bruto				Ensaio 36				
Data 31/03/2006				pH = 8,62				
Temperatura = 23,4 ° C				Cor aparente = 4580 unidades Pt-Co				
Turbidez = 1102 UNT				Potencial Redox = -92 mV				
Condutividade = 14,04 $\mu\text{S}$								
Parâmetros operacionais utilizados								
Mistura Rápida = 500 rpm ( $1200 \text{ s}^{-1}$ )				Tempo de Mistura = 20 segundos				
Mistura Lenta = 42 rpm ( $25 \text{ s}^{-1}$ )				Tempo de Mistura = variável				
Dosagem Sulfato de Alumínio = 1500 mg/L								
Jarro	Dosagem SA (mg/L)	Dosagem $\text{H}_2\text{SO}_4$ (mL)	tmr (seg)	Sedimentação ( 30')				
				pH coag	Pot. Redox (mV)	Cond ( $\mu\text{S}$ )	Turbidez (uT)	Cor (u PtCo)
1	1500	7 ml	10	7,46	-4	14,35	105	3030
2	1500	7 ml	20	7,46	-6	14,37	91,3	3270
3	1500	7 ml	40	7,48	-6	14,4	88,2	2990
4	1500	7 ml	60	7,53	-11	14,52	87,2	3110
5	1500	7 ml	90	7,57	-11	14,42	76,3	3070
6	1500	7 ml	120	7,58	-14	14,47	90	3350

**QUADRO 33 - Otimização da mistura lenta para  $G= 35 \text{ s}^{-1}$**

Características do Lixiviado bruto				Ensaio 37						
Data 04/04/2006				pH = 8,62						
Temperatura = 23,4 ° C				Cor aparente = 4580 unidades Pt-Co						
Turbidez = 1102 UNT				Potencial Redox = -92 mV						
Condutividade = 14,04 $\mu\text{S}$										
Parâmetros operacionais utilizados										
Mistura Rápida = 500 rpm ( $160 \text{ s}^{-1}$ )				Tempo de Mistura = 40 segundos						
Mistura Lenta = 55 rpm ( $35 \text{ s}^{-1}$ )				Tempo de Mistura = 20 minutos						
Dosagem Sulfato de Alumínio = 1500 mg/L				Dosagem de $\text{H}_2\text{SO}_4$ = 7 mL						
jarro	Dose CF	pH coag	MR		ML		Sedimentação ( 30')			
			Tempo (s)	G ( $\text{s}^{-1}$ )	Tempo (s)	G ( $\text{s}^{-1}$ )	Turbidez (UNT)	Cor Ap.	p redox (mV)	Cond ( $\mu\text{S}$ )
1	1500	7,46	20	1200	10	35	55,3	2570	-8	15,14
2	1500	7,46	20	1200	15	35	54,2	2630	-9	15,38
3	1500	7,48	20	1200	20	35	52,1	2690	-9	15,14
4	1500	7,53	20	1200	35	35	52,3	2530	-10	15,63
5	1500	7,57	20	1200	45	35	49,9	2730	-15	15,68
6	1500	7,58	20	1200	55	35	54,3	2770	-17	15,26

**QUADRO 34 - Otimização da mistura lenta para  $G=45\text{ s}^{-1}$** 

Características do Lixiviado bruto				Ensaio 38						
Data 04/04/2006				pH = 8,83						
Temperatura = 24,1 °C				Cor aparente = 4580 unidades Pt-Co						
Turbidez = 170 UNT				Potencial Redox = -106mV						
Condutividade = 13,27 $\mu\text{S}$										
Parâmetros operacionais utilizados										
Mistura Rápida = 500 rpm ( $1200\text{ s}^{-1}$ )				Tempo de Mistura = 20 segundos						
Mistura Lenta = 62 rpm ( $45\text{ s}^{-1}$ )				Tempo de Mistura = 20 minutos						
Dosagem Sulfato de Alumínio = 1500 mg/L				Dosagem de $\text{H}_2\text{SO}_4$ = 9 mL						
jarro	Dos CF	pH coag	MR		ML		Sedimentação ( 30')			
			Tempo (s)	G ( $\text{s}^{-1}$ )	Tempo (s)	G ( $\text{s}^{-1}$ )	Turbidez (UNT)	Cor Ap.	pR (mV)	Cond ( $\mu\text{S}$ )
1	150 0	7,48	20	1200	10	45	61,3	2620	-8	14,45
2	150 0	7,58	20	1200	15	45	54,1	2570	-10	14,64
3	150 0	7,55	20	1200	20	45	52,3	2720	-11	14,57
4	150 0	8,22	20	1200	35	45	51,4	2460	-18	14,25
5	150 0	7,67	20	1200	45	45	58,7	2520	-20	14,49
6	150 0	7,73	20	1200	55	45	57,6	2550	-23	14,65

**QUADRO 35 - Otimização da mistura lenta para  $G=55\text{ s}^{-1}$** 

Características do Lixiviado bruto				Ensaio 39						
Data 04/04/2006				pH = 8,83						
Temperatura = 24,1 °C				Cor aparente = 4580 unidades Pt-Co						
Turbidez = 93,4 UNT				Potencial Redox = -106mV						
Condutividade = 13,27 $\mu\text{S}$										
Parâmetros operacionais utilizados										
Mistura Rápida = 500 rpm ( $1200\text{ s}^{-1}$ )				Tempo de Mistura = 20 segundos						
Mistura Lenta = 65 rpm ( $55\text{ s}^{-1}$ )				Tempo de Mistura = 20 minutos						
Dosagem Sulfato de Alumínio = 1500 mg/L				Dosagem de $\text{H}_2\text{SO}_4$ = 9 mL						
jarro	Dos CF	pH coag	MR		ML		Sedimentação ( 30')			
			Tempo (s)	G ( $\text{s}^{-1}$ )	Tempo (s)	G ( $\text{s}^{-1}$ )	Turbidez (UNT)	Cor Ap.	pR (mV)	Cond ( $\mu\text{S}$ )
1	150 0	7,52	20	1200	10	55	61,4	2420	-9	14,59
2	150 0	7,53	20	1200	15	55	58,1	2310	-10	14,56
3	150 0	7,52	20	1200	20	55	59,4	2420	-9	14,61
4	150 0	7,6	20	1200	35	55	60,4	2620	-15	14,4
5	150 0	7,7	20	1200	45	55	61,1	2680	-23	14,38
6	150 0	7,69	20	1200	55	55	62,4	2650	-23	14,24





**QUADRO 36 - Otimização da mistura lenta para  $G=65\text{ s}^{-1}$** 

Características do Lixiviado bruto				Ensaio 40						
Data 04/04/2006				pH = 8,54						
Temperatura = 27,7 ° C				Cor aparente = 3716 unidades Pt-Co						
Turbidez = 93,4 UNT				Potencial Redox = -103mV						
Condutividade = 13,25 $\mu\text{S}$										
Parâmetros operacionais utilizados										
Mistura Rápida = 500 rpm ( $1200\text{ s}^{-1}$ )				Tempo de Mistura = 40 segundos						
Mistura Lenta = 70 rpm ( $65\text{ s}^{-1}$ )				Tempo de Mistura = 20 minutos						
Dosagem Sulfato de Alumínio = 1500 mg/L				Dosagem de $\text{H}_2\text{SO}_4$ = 9 mL						
jarro	Dose CF	pH coag	MR		ML		Sedimentação ( 30')			
			Tempo (s)	G ( $\text{s}^{-1}$ )	Tempo (s)	G ( $\text{s}^{-1}$ )	Turbidez (UNT)	Cor Ap.	pR (mV)	Cond ( $\mu\text{S}$ )
1	1500	7,52	20	1200	10	65	64,8	2540	-7	14,36
2	1500	7,52	20	1200	15	65	59,3	2210	-3	14,26
3	1500	8,25	20	1200	20	65	56,7	3400	-62	13,57
4	1500	7,58	20	1200	35	65	58	2380	-15	14,2
5	1500	7,6	20	1200	45	65	60,7	2370	-17	13,5
6	1500	7,63	20	1200	55	65	61,5	2730	-21	14,38

**QUADRO 37 - Otimização da mistura lenta para  $G=85\text{ s}^{-1}$** 

Características do Lixiviado bruto				Ensaio 41						
Data 04/04/2006				pH = 8,80						
Temperatura = 24,7 ° C				Cor aparente = 3716 unidades Pt-Co						
Turbidez = 93,4 UNT				Potencial Redox = -103mV						
Condutividade = 13,25 $\mu\text{S}$										
Parâmetros operacionais utilizados										
Mistura Rápida = 500 rpm ( $1200\text{ s}^{-1}$ )				Tempo de Mistura = 40 segundos						
Mistura Lenta = 80 rpm ( $85\text{ s}^{-1}$ )				Tempo de Mistura = 20 minutos						
Dosagem Sulfato de Alumínio = 1500 mg/L				Dosagem de $\text{H}_2\text{SO}_4$ = 9 mL						
jarro	Dose CF	pH coag	MR		ML		Sedimentação ( 30')			
			Tempo (s)	G ( $\text{s}^{-1}$ )	Tempo (s)	G ( $\text{s}^{-1}$ )	Turbidez (UNT)	Cor Ap (u pTcO.	PR (mV)	Cond ( $\mu\text{S}$ )
1	1500	7,53	20	1200	10	85	65,1	2410	-3	13,95
2	1500	7,53	20	1200	15	85	67,5	3050	-3	13,94
3	1500	6,43	20	1200	20	85	71,4	2920	-14	13,64
4	1500	8,13	20	1200	35	85	76,4	3020	-17	13,74
5	1500	7,55	20	1200	45	85	70,2	3250	-21	13,56
6	1500	7,58	20	1200	55	85	76,2	3020	-24	13,5

**4 – Resultados das análises dos ensaios de coagulação-floculação do lixiviado bruto, objetivando a determinação dos melhores tempos de floculação para floculador de três câmaras em série.**

**QUADRO 38 - Ensaio de otimização da mistura Lenta para Gradiente da Mistura Lenta: câmara em série (45/45/35 s<sup>-1</sup>)**

Características do Lixiviado bruto				Ensaio 42			
Data 11/04/2006				pH = 8,54			
Temperatura = 27 ° C				Cor aparente = 3716 unidades Pt-Co			
Turbidez = 109 UNT				Potencial Redox = -80mV			
Condutividade = 16,54 µS							
Parâmetros operacionais utilizados							
Mistura Rápida = 500 rpm (1200 s <sup>-1</sup> )				Tempo de Mistura = 20 segundos			
Mistura Lenta = 45/45/35 s <sup>-1</sup>				Tempo de Mistura = 15+ 10 + 10 minutos			
jarro	Dose SA (mg/L)	H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> (ml)	pH coag	Sedimentação ( 15' )		Sedimentação ( 30' )	
				turbidez	cor	turbidez	cor
1	1500	6	7,69	55,3	3150	52,4	2860
2	1500	6	7,71	55,2	3020	53,6	3060
3	1500	6	7,70	55,2	3020	52,1	3730
4	1500	6	7,98	113	3020	110	3730
5	1500	6	7,68	55,8	3050	54,3	2820
6	1500	6	7,64	56,6	3050	53,9	2940

**QUADRO 39 - Ensaio de otimização da mistura Lenta para Gradiente da Mistura Lenta: câmara em série (45/45/25 s<sup>-1</sup>)**

Características do Lixiviado bruto				Ensaio 43			
Data 11/04/2006				pH = 8,59			
Temperatura = 23,4 ° C				Cor aparente = 4980 unidades Pt-Co			
Turbidez = 113 UNT				Potencial Redox = -80mV			
Condutividade = 14,81 µS							
Parâmetros operacionais utilizados							
Mistura Rápida = 500 rpm (1200 s <sup>-1</sup> )				Tempo de Mistura = 20 segundos			
Mistura Lenta = 45/45/25 s <sup>-1</sup>				Tempo de Mistura = 10+ 15 + 15 minutos			
jarro	Dose SA (mg/L)	H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> (ml)	pH coag	Sedimentação ( 15' )		Sedimentação ( 30' )	
				turbidez	cor	turbidez	cor
1	1500	6	7,53	56,3	3010	53,6	2730
2	1500	6	7,53	56,2	2820	54	2670
3	1500	6	7,56	56,3	2820	53,6	2930
4	1500	6	7,56	56,4	3009	53,6	2729
5	1500	6	7,56	56,1	2990	54	2671
6	1500	6	7,53	56,2	2989	54	2930

**QUADRO 40 - Ensaio de otimização da mistura Lenta para Gradiente da Mistura Lenta:  
câmara em série (65/45/35 s<sup>-1</sup>)**

Características do Lixiviado bruto				Ensaio 44			
Data 11/04/2006				pH = 8,59			
Temperatura = 23,4 °C				Cor aparente = 4980 unidades Pt-Co			
Turbidez = 113 UNT				Potencial Redox = -80mV			
Condutividade = 14,81 µS							
Parâmetros operacionais utilizados							
Mistura Rápida = 500 rpm (1200 s <sup>-1</sup> )				Tempo de Mistura = 20 segundos			
Mistura Lenta = 65/45/35 s <sup>-1</sup>				Tempo de Mistura = 10+ 10 + 15 minutos			
jarro	Dose SA (mg/L)	H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> (ml)	pH coag	Sedimentação ( 15')		Sedimentação ( 30')	
				turbidez	cor	turbidez	cor
1	1500	6	7,63	58,1	2860	53,2	2740
2	1500	6	7,63	55,0	2690	54,6	2880
3	1500	6	7,61	54,8	2870	54,5	2780
4	1500	6	7,61	58,2	2850	53,4	2750
5	1500	6	7,63	54,7	2880	54,6	2870
6	1500	6	7,61	55,0	2690	54,5	2780

**5 – Série 5 - Resultados das análises dos ensaios de coagulação-floculação do lixiviado bruto, objetivando a determinação do volume de lodo gerado.**

**QUADRO 41 – Ensaio para a determinação do volume de lodo e caracterização do lixiviado**

Características do Lixiviado bruto		Ensaio 45	
Data 03/05/2006		pH = 9,01	
Temperatura = 26 ° C		pH coagulação = 7,67	
Turbidez = 90,1 UNT		Cor aparente = 4864 unidades Pt-Co	
Conductividade = 15,86µS		Potencial Redox = -111 mV	
		DQO = 1408 mg/L	
Parâmetros operacionais utilizados			
Mistura Rápida = 500 rpm (1200 s <sup>-1</sup> )		Tempo de Mistura = 20 segundos	
Mistura Lenta = 45/25/25 s <sup>-1</sup>		Tempo de Mistura = 10 + 5 + 5 minutos	
Parâmetros Analisados	Unidades	Lixiviado Bruto	Lixiviado Tratado
Temperatura	° C	18,2	18,2
pH	-	9,01	7,67
Conductividade	mS	15,86	15,82
Potencial Redox	mV	-111	1
Turbidez	uT	90,1	79,4
Cor	Unidades PtCo	4864	2803
Dureza	mg/L	900	800
DQO	mg/L	1408	1012
NO <sub>3</sub>	mg/L	10,80	9,22
N-NH <sub>4</sub>	mg/L	1570	1532
COT	mg/L	1850	805
PO <sub>4</sub> - total	mg/L	21,15	10,58
SST	mg/L	196	148
Volume de lodo	ml/L	-	50

**APÊNDICE C** – Resultados das análises dos ensaios de coagulação-floculação do  
lixiviado bruto, objetivando a determinação da melhor dosagem de Tanino

**1 - Resultados das análises dos ensaios de coagulação-floculação do lixiviado bruto, objetivando a determinação da melhor dosagem de tanino.**

**QUADRO 42 - Série 1 - Variação da dosagem de coagulante**

Características do Lixiviado bruto			Ensaio 46				
Data 18/04/2006			pH = 8,73				
Temperatura = 23 ° C			Cor aparente = 5220 unidades Pt-Co				
Turbidez = 120 UNT			Potencial Redox = -87 mV				
Condutividade = 15,30 $\mu$ S							
Parâmetros operacionais utilizados							
Mistura Rápida = 500 rpm (1200 s <sup>-1</sup> )			Tempo de Mistura = 20 segundos				
Mistura Lenta = 45/25/25 s <sup>-1</sup>			Tempo de Mistura = 20 minutos				
Dosagem tanino = variável							
Jarro	Dosagem tanino (mg/L)	Dosagem H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> (mL)	Sedimentação ( 30' )				
			pH coag	Pot. Redox (mV)	Condutividade ( $\mu$ S)	Turbidez (UNT)	Cor (u PtCo)
1	600	0	8,75	-82	15,54	110	3720
2	700	0	8,73	-81	15,79	110	3680
3	800	0	8,7	-81	15,8	108	3200
4	900	0	8,63	-73	16	103	3140
5	1000	0	8,63	-73	16,02	95,2	2950
6	1100	0	8,67	-73	16,04	87	2730

**QUADRO 43 - Série 1 - Variação da dosagem de coagulante**

Características do Lixiviado bruto			Ensaio 47				
Data 18/04/2006			pH = 8,73				
Temperatura = 23 ° C			Cor aparente = 5220 unidades Pt-Co				
Turbidez = 120 UNT			Potencial Redox = -87 mV				
Condutividade = 15,30 $\mu$ S							
Parâmetros operacionais utilizados							
Mistura Rápida = 500 rpm (1200 s <sup>-1</sup> )			Tempo de Mistura = 20 segundos				
Mistura Lenta = 45/25/25 s <sup>-1</sup>			Tempo de Mistura = 20 minutos				
Dosagem Sulfato de Alumínio = variável							
Jarro	Dosagem SA (mg/L)	Dosagem H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> (mL)	Sedimentação ( 30' )				
			pH coag	Pot. Redox (mV)	Condutividade ( $\mu$ S)	Turbidez (UNT)	Cor (u PtCo)
1	1200	0	8,63	-71	15,86	73,4	2130
2	1300	0	8,03	-76	15,88	71,9	2330
3	1400	0	8,61	-75	15,89	67,8	2310
4	1500	0	8,55	-76	16	58,5	2000
5	1600	0	8,61	-73	16,04	52,2	1800
6	1800	0	8,6	-73	16,08	52,5	1780

**QUADRO 44 - Série 1 - Variação da dosagem de coagulante**

Características do Lixiviado bruto			Ensaio 48				
Data 18/04/2006			pH = 8,73				
Temperatura = 23 ° C			Cor aparente = 4120 unidades Pt-Co				
Turbidez = 120 UNT			Potencial Redox = -87 mV				
Condutividade = 15,30 $\mu$ S							
Parâmetros operacionais utilizados							
Mistura Rápida = 500 rpm (1200 s <sup>-1</sup> )			Tempo de Mistura = 20 segundos				
Mistura Lenta = 45/25/25 s <sup>-1</sup>			Tempo de Mistura = 20 minutos				
Dosagem tanino = variável							
Jarro	Dosagem tanino (mg/L)	Dosagem H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> (mL)	Sedimentação ( 30' )				
			pH coag	Pot. Redox (mV)	Condutividade ( $\mu$ S)	Turbidez (UNT)	Cor (u PtCo)
1	1900	0	8,58	-73	13,15	48,1	2010
2	2000	0	8,52	-71	14,3	48,3	1740
3	2100	0	8,53	-72	14,65	42,2	2570
4	2200	0	8,26	-73	14,65	39	2000
5	2300	0	8,53	-73	14,9	69,4	2410
6	2400	0	8,51	-70	15,07	50,6	1530

## 2 - Resultados das análises dos ensaios de coagulação-floculação do lixiviado bruto, objetivando a determinação da melhor dosagem de polieletrólito.

**QUADRO 45 - Série 2 - Variação da dosagem de polieletrólito**

Características do Lixiviado bruto			Ensaio 49				
Data 19/04/2006			pH = 8,74				
Temperatura = 23 ° C			Cor aparente = 4440 unidades Pt-Co				
Turbidez = 101 UNT			Potencial Redox = -88 mV				
Condutividade = 15,62 $\mu$ S							
Parâmetros operacionais utilizados							
Mistura Rápida = 500 rpm (1200 s <sup>-1</sup> )			Tempo de Mistura = 20 segundos				
Mistura Lenta = 45/25/25 s <sup>-1</sup>			Tempo de Mistura = 20 minutos				
Dosagem tanino = variável							
Jarro	Dosagem tanino (mg/L)	Dosagem P.e. (mg/L)	Sedimentação ( 30' )				
			pH coag	Pot. Redox (mV)	Condutividade ( $\mu$ S)	Turbidez (UNT)	Cor (u PtCo)
1	1800	1	8,73	-74	15,75	81,5	2140
2	1800	1,25	8,74	-74	15,76	67,8	2070
3	1800	1,5	8,73	-73	15,74	68,2	2090
4	1800	1,75	8,74	-73	15,75	69,8	1960
5	1800	2	8,73	-74	15,75	67,5	2110
6	1800	2,25	8,73	-732	15,75	68,3	2010

**QUADRO 46 - Série 2 - Variação da dosagem de polieletrólito**

<b>Características do Lixiviado bruto</b>			<b>Ensaio 50</b>				
Data 19/04/2006			pH = 8,74				
Temperatura = 23 ° C			Cor aparente = 4440 unidades Pt-Co				
Turbidez = 101 UNT			Potencial Redox = -88 mV				
Condutividade = 15,62 $\mu$ S							
<b>Parâmetros operacionais utilizados</b>							
Mistura Rápida = 500 rpm (1200 s <sup>-1</sup> )			Tempo de Mistura = 20 segundos				
Mistura Lenta = 45/25/25 s <sup>-1</sup>			Tempo de Mistura = 20 minutos				
Dosagem tanino = 2000 mg/L							
Jarro	Dosagem tanino (mg/L)	Dosagem P.e. (mg/L)	Sedimentação ( 30' )				
			pH coag	Pot. Redox (mV)	Condutividade ( $\mu$ S)	Turbidez (UNT)	Cor (u PtCo)
1	2000	1	8,71	-73	15,84	45,4	1620
2	2000	1,25	8,61	-71	15,83	45	1710
3	2000	1,5	8,61	-71	15,89	44,9	1670
4	2000	1,75	8,68	-73	16	49,6	1700
5	2000	2	8,61	-71	15,9	44,6	1710
6	2000	2,25	8,61	-71	15,91	45,7	1790

**QUADRO 47 - Série 2 - Variação da dosagem de polieletrólito**

<b>Características do Lixiviado bruto</b>			<b>Ensaio 51</b>				
Data 19/04/2006			pH = 8,74				
Temperatura = 23 ° C			Cor aparente = 4040 unidades Pt-Co				
Turbidez = 101 uT			Potencial Redox = -88 mV				
Condutividade = 15,62 $\mu$ S							
<b>Parâmetros operacionais utilizados</b>							
Mistura Rápida = 500 rpm (1200 s <sup>-1</sup> )			Tempo de Mistura = 20 segundos				
Mistura Lenta = 45/25/25 s <sup>-1</sup>			Tempo de Mistura = 20 minutos				
Dosagem tanino = 2200 mg/L							
Jarro	Dosagem tanino (mg/L)	Dosagem P.e. (mg/L)	Sedimentação ( 30' )				
			pH coag	Pot. Redox (mV)	Condutividade ( $\mu$ S)	Turbidez (UNT)	Cor (u PtCo)
1	2200	1	8,61	-63	15,87	38,9	1460
2	2200	1,25	8,61	-63	16,05	40,2	1570
3	2200	1,5	8,68	-63	15,86	39,8	1570
4	2200	1,75	8,68	-63	15,91	39,6	1620
5	2200	2	8,64	-63	15,89	38	1810
6	2200	2,25	8,64	-63	15,87	41,2	1690



**QUADRO 48 - Série 2 - Variação da dosagem de polieletrólito**

<b>Características do Lixiviado bruto</b>			<b>Ensaio 52</b>				
Data 25/04/2006			pH = 8,93				
Temperatura = 23 ° C			Cor aparente = 5320 unidades Pt-Co				
Turbidez = 90 UNT			Potencial Redox = -91 mV				
Condutividade = 15,62 $\mu$ S							
<b>Parâmetros operacionais utilizados</b>							
Mistura Rápida = 500 rpm (1200 s <sup>-1</sup> )			Tempo de Mistura = 20 segundos				
Mistura Lenta = 45/25/25 s <sup>-1</sup>			Tempo de Mistura = 20 minutos				
Dosagem tanino = 2000 mg/L							
<b>Jarro</b>	<b>Dosagem tanino (mg/L)</b>	<b>Dosagem P.e. (mg/L)</b>	<b>Sedimentação ( 30')</b>				
			<b>pH coag</b>	<b>Pot. Redox (mV)</b>	<b>Condutividade (<math>\mu</math>S)</b>	<b>Turbidez (UNT)</b>	<b>Cor (u PtCo)</b>
1	2000	1	8,71	-71	15,68	57,5	2110
2	2000	1,25	8,71	-71	15,75	50,3	2030
3	2000	1,5	8,74	-76	15,65	53,3	2110
4	2000	1,75	8,73	-76	15,7	56	2030
5	2000	2	8,74	-76	15,69	51,3	1920
6	2000	2,25	8,73	-75	15,7	50,5	1910

**QUADRO 49 Série 2 - Variação da dosagem de polieletrólito**

<b>Características do Lixiviado bruto</b>			<b>Ensaio 53</b>				
Data 25/04/2006			pH = 8,93				
Temperatura = 23 ° C			Cor aparente = 5320 unidades Pt-Co				
Turbidez = 90 UNT			Potencial Redox = -91 mV				
Condutividade = 15,4 $\mu$ S							
<b>Parâmetros operacionais utilizados</b>							
Mistura Rápida = 500 rpm (1200 s <sup>-1</sup> )			Tempo de Mistura = 20 segundos				
Mistura Lenta = 45/25/25 s <sup>-1</sup>			Tempo de Mistura = 20 minutos				
Dosagem tanino = 2200 mg/L							
<b>Jarro</b>	<b>Dosagem tanino (mg/L)</b>	<b>Dosagem P.e. (mg/L)</b>	<b>Sedimentação ( 30')</b>				
			<b>pH coag</b>	<b>Pot. Redox (mV)</b>	<b>Condutividade (<math>\mu</math>S)</b>	<b>Turbidez (UNT)</b>	<b>Cor (u PtCo)</b>
1	2200	2,5	8,68	-72	15,57	73,5	2070
2	2200	2,75	8,68	-73	15,56	74,9	1910
3	2200	3,00	8,66	-72	15,61	49,1	1700
4	2200	3,25	8,68	-71	15,75	46,1	1600
5	2200	3,50	8,68	-71	15,76	45	1610
6	2200	3,75	8,66	-72	15,87	48	1580

**3 – Resultados das análises do ensaio de coagulação-floculação do lixiviado bruto, objetivando a determinação dos melhores tempos de floculação para floculador de três câmaras em série.**

**QUADRO 50 - Ensaio de otimização da mistura Lenta para Gradiente da Mistura Lenta: câmara em série (45/25/25 s<sup>-1</sup>)**

<b>Características do Lixiviado bruto</b>			<b>Ensaio 54</b>				
Data 26/04/2006			pH = 8,81				
Temperatura = 25 ° C			Cor aparente = 4300 unidades Pt-Co				
Turbidez = 91,3 uT			Potencial Redox = -93 mV				
Condutividade = 15,27 µS							
<b>Parâmetros operacionais utilizados</b>							
Mistura Rápida = 500 rpm (1200 s <sup>-1</sup> )			Tempo de Mistura = 20 segundos				
Mistura Lenta = 45/25/25 s <sup>-1</sup>			Tempo de Mistura = 10 + 5 + 5 minutos				
Dosagem de Tanino = 2000 mg/L							
<b>Jarro</b>	<b>Dosagem tanino (mg/L)</b>	<b>Dosagem P.e. (mg/L)</b>	<b>Sedimentação ( 30' )</b>				
			<b>pH coag</b>	<b>Pot. Redox (mV)</b>	<b>Condutividade (µS)</b>	<b>Turbidez (UNT)</b>	<b>Cor (u PtCo)</b>
1	2000	2,5	8,61	-80	15,58	53,1	1910
2	2000	2,75	8,60	-80	15,66	52,9	1850
3	2000	3,00	8,61	-80	15,58	53,5	1910
4	2000	3,25	8,58	-78	15,66	52,8	1920
5	2000	3,50	8,58	-78	15,57	50,5	1810
6	2000	3,75	8,51	-73	15,44	53,3	1980

**4 - Série 5 - Resultados das análises dos ensaios de coagulação-floculação do lixiviado bruto, objetivando a determinação do volume de lodo gerado e caracterização.**

<b>Características do Lixiviado bruto</b>		<b>Ensaio 55</b>	
Data 03/05/2006		pH = 8,78	
Temperatura = 27 ° C		pH coagulação = 8,32	
Turbidez = 102 UNT		Cor aparente = 4990 unidades Pt-Co	
Conductividade = 15,39µS		Potencial Redox = -111 mV	
		DQO = 1408 mg/L	
<b>Parâmetros operacionais utilizados</b>			
Mistura Rápida = 500 rpm (1200 s <sup>-1</sup> )		Tempo de Mistura = 20 segundos	
Mistura Lenta = 45/25/25 s <sup>-1</sup>		Tempo de Mistura = 10 + 5 + 5 minutos	
Dosagem de Tanino = 2200 mg/L			
<b>Parâmetros Analisados</b>	<b>Unidades</b>	<b>Lixiviado bruto</b>	<b>Lixiviado Tratado</b>
Temperatura	° C	18,2	18,2
pH	-	9,01	8,86
Conductividade	mS	15,86	15,30
Potencial Redox	mV	-111	-80
Turbidez	uT	90,1	72,2
Cor	Unidades PtCo	4864	2343
Dureza	mg/L	900	500
DQO	mg/L	1408	875
NO <sub>3</sub>	mg/L	10,80	8
N-NH <sub>4</sub>	mg/L	1575	1436
COT	mg/L	1850	933
PO <sub>4</sub> - total	mg/L	21,15	15,45
SST	mg/L	196	60
Volume de lodo	ml/L	-	355