



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO PROCESSO DE  
FLOTAÇÃO APLICADO AO TRATAMENTO PRIMÁRIO  
DE EFLUENTES DE ABATEDOURO AVÍCOLA**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Química da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito parcial para obtenção do título de Mestre.

**Marlise Schoenhals**

**Orientador: Prof. Dr. Humberto Jorge José**

**Co-orientadora: Prof. Dra. Regina de Fátima Peralta Muniz Moreira**

Florianópolis –SC  
2006.

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO PROCESSO DE FLOTAÇÃO  
APLICADO AO TRATAMENTO PRIMÁRIO DE EFLUENTES DE  
ABATEDOURO AVÍCOLA**

Por

**Marlise Schoenhals**

Dissertação julgada para obtenção do título de **Mestre em Engenharia Química**, área de concentração **Desenvolvimento de Processos Químicos e Biotecnológicos** e aprovada em sua forma final pelo Programa de Pós-graduação em Engenharia Química da Universidade Federal de Santa Catarina.

---

Prof. Dr. Humberto J. José  
**Orientador**

---

Prof. Dra. Regina F. P. M. Moreira  
**Co-orientadora**

---

Prof. Dr. Agenor Furigo Júnior  
**Coordenador do CPGENQ**

**Banca Examinadora**

---

Prof. Dr. Humberto Jorge José (EQA-UFSC)

---

Prof. Dra. Regina de Fátima Peralta Muniz Moreira (EQA-UFSC)

---

Prof. Dr. Jorge Luiz Ninow (EQA-UFSC)

---

Prof. Dr. José Luciano Soares (UNISUL)

Florianópolis, 17 de Fevereiro de 2006.

*“O que ocorre com a terra recairá sobre os filhos da terra. O homem não tramou os tecidos da vida; ele é simplesmente um de seus fios. Tudo o que fizer ao tecido, fará a si mesmo”.*

*Chefe Seattle, 1854.*

## **AGRADECIMENTOS**

*Ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Química na pessoa de seu coordenador, secretário, professores e demais funcionários.*

*Ao professor Humberto pela oportunidade concedida, apoio e disponibilidade a mim dedicados no decorrer do curso de mestrado.*

*A professora Regina pela orientação, interesse e auxílio.*

*Ao Rênio, pela sua generosidade, motivação e sugestões.*

*Aos colegas de curso e laboratório.*

*As alunas de iniciação científica Bianca e Fernanda.*

*Ao frigorífico que gentilmente forneceu o efluente.*

*Ao Marcos da Finquímica pelo fornecimento do coagulante e pela atenção despendida.*

*A CAPES pelo suporte financeiro.*

*A todos aqueles que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho, meu muito obrigada.*

## ÍNDICE

<b>LISTA DE TABELAS.....</b>	<b>p.vii</b>
<b>LISTA DE FIGURAS.....</b>	<b>p.viii</b>
<b>SIMBOLOGIA.....</b>	<b>p.ix</b>
<b>RESUMO.....</b>	<b>p.xi</b>
<b>ABSTRACT.....</b>	<b>p. xii</b>
<b>1. INTRODUÇÃO.....</b>	<b>p.01</b>
<b>2. OBJETIVOS.....</b>	<b>p 04</b>
2.1 Objetivo geral.....	p.04
2.2. Objetivos específicos.....	p.04
<b>3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....</b>	<b>p.05</b>
3.1 Efluentes industriais.....	p.05
3.1.1 Geração de efluentes por abatedouros avícolas.....	p.06
3.1.2 Tratamento primário de efluentes.....	p.09
3.2 Sistema Coloidal.....	p.10
3.2.1 Potencial zeta.....	p.11
3.2.2 Configuração da dupla camada elétrica.....	p.13
3.3 Coagulação.....	p.15
3.3.1 Mistura rápida.....	p.17
3.3.2 Mecanismos de coagulação.....	p.18
3.4 Coagulantes.....	p.20
3.4.1 Cloreto férrico.....	p.21
3.4.2 Sulfato férrico.....	p.21
3.4.3 Hidroxicloreto de alumínio ou policloreto de alumínio (PAC).....	p.22
3.5 Floculação.....	p.23
3.5.1. Gradiente de velocidade.....	p.25
3.5.2 Polímeros utilizados como floculantes.....	p.26
3.5.2.1 Polímeros aniônicos a base de poliacrilamida (PAM).....	p.28
3.6 Teste de jarros.....	p.28
3.7 Remoção de nutrientes pelo processo de coagulação/floculação.....	p.29
3.8 Flotação.....	p.30
3.8.1 Aplicação do processo de flotação no tratamento de efluentes líquidos.....	p.31
3.8.1.1 Considerações gerais sobre o processo de flotação na área ambiental.....	p.31
3.8.2 Princípios básicos.....	p.32
3.8.2.1 Probabilidade de colisão.....	p.33
3.8.2.2 Probabilidade de adesão.....	p.34
3.8.2.3 Probabilidade de permanência ou resistência na levitação.....	p.36

3.8.2.4 Probabilidade de remoção ou coleta.....	p.36
3.8.3 Influência da vazão de ar no processo de flotação.....	p.36
<b>4. MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>p.38</b>
4.1 Materiais.....	p.38
4.1.1 Agentes coagulantes e floculantes utilizados.....	p.38
4.1.2 Coluna de flotação.....	p.39
4.2. Métodos.....	p.40
4.2.1 Método de coleta do efluente.....	p.40
4.2.2 Procedimentos para os ensaios de coagulação/floculação.....	p.41
4.2.3 Procedimentos para execução dos ensaios de flotação.....	p.41
4.2.4 Metodologia para determinação dos parâmetros físico-químicos.....	p.42
4.2.4.1 Análises de demanda química de oxigênio (DQO).....	p.42
4.2.4.2 Análises de óleos e graxas( OG).....	p.43
4.2.4.3 Sólidos totais (ST).....	p.44
4.2.4.4 Sólidos voláteis totais (SVT).....	p.45
4.2.4.5 Sólidos suspensos totais (SST).....	p.45
4.2.4.6 potencial hidrogeniônico (pH).....	p.46
4.2.4.7 Alcalinidade.....	p.46
4.2.4.8 Turbidez.....	p.47
4.2.4.9 Cor.....	p.47
4.2.4.10 Nitrogênio amoniacal.....	p.47
4.2.4.11 Nitrito.....	p.48
4.2.4.12 Nitrato.....	p.49
4.2.4.13 Fosfato total.....	p.49
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>p.50</b>
5.1 Ensaio para avaliação do desempenho de diferentes coagulantes.....	p.50
5.1.1 Ensaio para determinação das dosagens de coagulante e floculante.....	p.51
5.1.2 Testes de flotação e resultados da caracterização físico-química dos efluentes ao processo.....	p.52
5.1.3 Análise do comportamento do processo em relação a remoção de nutrientes.....	p.64
5.2 Ensaio para determinação da influência da vazão de ar no processo.....	p.71
5.2.1 Ensaio para determinação das dosagens ótimas de coagulante/floculante.....	p.73
5.2.2 Ensaio de flotação com aplicação de diferentes taxas de aeração.....	p.73
5.2.3 Eficiências de remoção atingidas.....	p.75
<b>6 CONCLUSÕES.....</b>	<b>p.78</b>
<b>7 SUGESTÕES.....</b>	<b>p.80</b>
<b>8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>p.81</b>

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 3.1:</b> Características dos efluentes de abatedouros avícolas.....	p.08
<b>Tabela 4.1:</b> Principais características dos reagentes utilizados.....	p.40
<b>Tabela 5.1:</b> Caracterização do efluente <i>in natura</i> .....	p.50
<b>Tabela 5.2:</b> Dosagens ótimas dos coagulantes e respectivo auxiliar de coagulação.....	p.52
<b>Tabela 5.3:</b> Caracterização físico-química dos efluentes ao processo de flotação.....	p.54
<b>Tabela 5.4:</b> Concentrações de sólidos após os ensaios de flotação.....	p.58
<b>Tabela 5.5:</b> Percentuais de SVT e SST em relação aos ST nas amostras do efluente tratado.....	p.59
<b>Tabela 5.6:</b> Concentrações de DQOt, DQOs e OG após o processo de tratamento.....	p.62
<b>Tabela 5.7:</b> Concentrações de nitrogênio após o tratamento.....	p.65
<b>Tabela 5.8:</b> Concentrações de fósforo total e de ortofosfatos.....	p.68
<b>Tabela 5.9:</b> Caracterização do efluente <i>in natura</i> .....	p.73
<b>Tabela 5.10:</b> Resultados das análises dos parâmetros avaliados nos efluentes ensaios de flotação em função da vazão de ar aplicada.....	p.76

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 3.1:</b> Etapas esquematizadas do processo industrial de abate de aves e geração de efluentes.....	p. 07
<b>Figura 3.2:</b> Representação de uma partícula coloidal negativa, com uma nuvem de cargas positivas ao seu redor.....	p. 14
<b>Figura 3.3:</b> Desestabilização das cargas dos colóides, com subsequente formação de aglomerados de partículas.....	p. 17
<b>Figura 3.4:</b> Fenômeno de captura (colisão mais adesão) de partículas de diâmetro $d_p$ por bolhas de diâmetro $d_b$ dentro de um raio crítico $r_c$ .....	p.36
<b>Figura 4.1:</b> Sistema utilizado para condução dos experimentos de flotação, incluindo: (a) cilindro de gás pressurizado, (b) rotâmetro e (c) coluna de flotação.....	p.41
<b>Figura 5.1:</b> Efluente após a flotação.....	p.53
<b>Figura 5.2:</b> Eficiências de remoção de cor e turbidez com a utilização dos diferentes coagulantes.....	p.56
<b>Figura 5.3:</b> Efluente <i>in natura</i> (a) e amostras coletadas após o processo de flotação com a aplicação dos diferentes coagulantes: PAC (b), CF-PIX (c), SF-LEMA (d) e SF-PIX (e).....	p.58
<b>Figura 5.4:</b> Eficiências de remoção de ST, SVT e SST dos coagulantes testados.....	p.60
<b>Figura 5.5:</b> Eficiências de remoção de DQOs, DQOt e OG.....	p.63
<b>Figura 5.6:</b> Eficiências de remoção de nitrogênio.....	p.66
<b>Figura 5.7:</b> Eficiências de remoção de fósforo total e ortofosfatos.....	p.70
<b>Figura 5.8:</b> Relação entre as vazões de aeração aplicadas na coluna de flotação e o tempo de residência do efluente para consolidação do processo.....	p.75
<b>Figura 5.9:</b> Eficiências de remoção dos parâmetros avaliados com a aplicação de diferentes vazões.....	p.77

## SIMBOLOGIA

$\text{Al}^{3+}$  - íon alumínio

$\text{Aln(OH)}_{\text{nc}13\text{n-m}}$  – Hidroxicloreto de alumínio

$\text{Al(OH)}_3$  -Hidróxido de alumínio

$\text{CaCO}_3$  –Carbonato de cálcio

CETESB -Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental de São Paulo

$\text{CO}_2$  – Dióxido de carbono

$\text{Cr}^{3+}$  -Cromo trivalente

$\text{Cr}^{6+}$  - Cromo hexavalente

DBO -Demanda bioquímica de oxigênio

db -Diâmetro de bolhas

dp –Diâmetro de partículas

DQO –Demanda química de oxigênio

DQOs -Demanda química de oxigênio solúvel

DQOt -Demanda química de oxigênio total

Fd -Força de cisalhamento

$\text{FeCl}_3$  – Cloreto férrico

$\text{Fe}^{3+}$  - íon férrico

$\text{Fe(OH)}_3$  –Hidróxido de ferro

$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$  – Sulfato férrico

g – Força de atração gravitacional

G – Gradiente de velocidade

GOG -Gorduras, óleos e graxas

HCl – Ácido clorídrico

$\text{H}_2\text{SO}_4$  – Ácido sulfúrico

LEMA –Laboratório de Energia e Meio Ambiente

NaOH -Hidróxido de sódio

N. d. –Não detectado

$\text{NH}_3$  – Amônia

$\text{NH}_4^+$  - Amônia livre.

$\text{NO}_3$  – Nitrato

$\text{NO}_2$  – Nitrito

NTU –Nephelometric turbidity unit  
OD –Oxigênio dissolvido  
OG – Óleos e graxas  
OMM – Organização Metereológica Mundial  
P -Fósforo  
Pa -Probabilidade de adesão  
PAC – poly aluminium chloride  
PAM –Poliacrilamina  
Pc – Probabilidade de colisão  
Pf -Probabilidade de flotação  
pH – Potencial hidrogeniônico  
PO<sub>4</sub> – Ortofosfatos  
Pr -Probabilidade de remoção ou coleta  
PtCo – Platina cobalto  
SST – Sólidos suspensos totais  
ST –Sólidos totais  
SVT -Sólidos voláteis totais  
UFSC -Universidade Federal de Santa Catarina  
UNESCO -Nações Unidas para a Educação, Ciência e Cultura.

## RESUMO

Nos matadouros e frigoríficos os efluentes são volumosos e representam um sério problema pelo alto teor de matéria orgânica, necessitando portanto de um tratamento eficaz para redução da mesma. Nesse sentido o tratamento primário desempenha um importante papel por ser responsável pela eliminação de grande parte da carga poluidora do despejo e de seu condicionamento para as etapas posteriores. No presente trabalho foi avaliada a eficiência do processo de flotação em escala laboratorial como tratamento primário de efluentes de abatedouro de aves. Na primeira etapa do trabalho avaliou-se o desempenho dos coagulantes SF-PIX, CF-PIX, SF-LEMA e PAC juntamente com o floculante FLONEX 9073. As máximas eficiências de remoção de turbidez, SS, OG, DQOt, fósforo e  $\text{NO}_3^-$  atingidas foram: 97%, 96%, 90%, 82%, 98% e 90%, respectivamente. Em termos gerais, o coagulante SF-PIX proporcionou os melhores resultados, reduzindo de forma significativa a carga poluidora do efluente. A segunda etapa do trabalho consistiu em avaliar a influência da taxa de aeração no processo de flotação, para tanto utilizou-se o SF-PIX e o floculante FLONEX 9073 aplicando vazões de gás que oscilaram entre 0,2 a 1,0  $\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$ . Pôde-se constatar que vazões de ar mais elevadas requerem um menor tempo para consolidação do tratamento. A qualidade do efluente ao processo em termos de remoção dos parâmetros físico-químicos foi sensivelmente afetada pela taxa de aeração, a utilização da vazão de 0,2  $\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$  resultou nas melhores eficiências, principalmente para turbidez, cor e DQO. O processo de flotação mostrou ser muito eficiente para condicionamento do efluente em questão, atingindo altos índices de remoção dos parâmetros físico-químicos, destacando-se a elevada redução da carga de nutrientes.

Palavras –chaves: efluentes de abatedouro, coagulação, floculação, flotação.

## ABSTRACT

Abattoirs generate a large amount of wastewater which represent a serious problem due their high levels of organic matter, demanding therefore an effective treatment. In this trend, the first step of treatment play an important role by the elimination of considerable amounts of pollution charge and conditioning the effluent for the subsequent steps. In the present work the effectiveness of the treatment of slaughterhouse effluent through the flotation process in laboratory scale was evaluated. In the first stage of the work the performances of four coagulants: SF-PIX, CF-PIX, SF-LEMA and PAC with the flocculant FLONEX 9073 were evaluated. The maximum removal efficiencies achieved for turbidity, SS, OG, COD, phosphorous and  $\text{NO}_3^-$  were: 97%, 96%, 90%, 82%, 98% and 90%, respectively. In general SF-PIX showed the best results, decreasing meaningfully the pollution charge of the effluent. The second stage of the work consisted in evaluate the influence of the air flow rate in the flotation process, for that the coagulant SF-PIX and the flocculant FLONEX 9073 were used with the application of air flow rates from  $0,2 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$  to  $1,0 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ . It was possible to notice that the higher flow rates decreased the time for consolidation of the treatment. The effluent quality in terms of reduction of physical-chemical parameters was slightly affected by the air flow rate,  $0,2 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$  resulted in better removal efficiencies, mainly for turbidity, color and COD. The flotation process was very effective for conditioning the effluent reaching high removal levels of physical-chemical parameters, detaching the high reduction of the nutrient charge.

Keywords: slaughterhouse wastewater, coagulation, flocculation, flotation.

## 1 INTRODUÇÃO

A disponibilidade de água doce é um dos grandes problemas que se enfrentam hoje no mundo e, em alguns aspectos, é o principal porque as dificuldades causadas afetam a vida de milhões de pessoas. Nos próximos 50 (cinquenta) anos, os problemas relacionados com a falta de água ou a contaminação de mananciais afetarão praticamente todos os habitantes do planeta. As regiões do mundo que sofrem escassez de água estão crescendo em área e em quantidade (UNESCO, 1997; OMM, 1997).

CAPOBIANCO (1999), cita que uma análise comparativa entre a disponibilidade hídrica e a demanda da população no Brasil mostra que o nível de utilização da água disponível em 1991 era de apenas 0,71%. A questão que se coloca neste caso, não é a disponibilidade hídrica ou a falta de água, mas sim as formas de sua utilização que estão levando a uma acelerada perda de qualidade, em especial nas regiões intensamente urbanizadas ou industrializadas.

As crescentes demandas de água requeridas pela agricultura, indústrias e abastecimento estão causando problemas aos recursos hídricos em muitas regiões do mundo. Segundo SHIKLOMANOV (1997), o percentual requerido pelo setor industrial encontra-se na faixa de 20%, perdendo apenas para a agricultura que requer 70% de toda água captada dos rios, lagos e aquíferos do mundo.

Na indústria, em geral, há uma demanda muito grande por água de boa qualidade e grande parte do referido volume será eliminado para corpos receptores com uma alta carga de matéria orgânica e sólidos, motivo pelo qual

águas residuárias geradas em todos os processos industriais devem passar por um tratamento específico.

Nos matadouros e frigoríficos, os efluentes são gerados em grande quantidade e representam um problema sério pelo seu alto teor de matéria orgânica e o lançamento desses despejos *in natura* acarreta sérios prejuízos ao meio ambiente.

Embora seja teoricamente possível tratar o efluente para qualquer padrão requerido, existem fatores limitantes como os custos de capital, orçamento operacional e espaço físico. As etapas primárias de tratamento podem ser definidas como responsáveis pela remoção da maior parte da matéria poluidora e preparação do efluente para a etapa posterior. Trata-se geralmente de processos que geram economia de capital, operação e área, além de contribuir para um processo biológico posterior mais eficiente.

Grande parte dos materiais presentes em um efluente e responsáveis por sua contaminação, não são passíveis de serem removidos pela simples separação física. Os processos físico-químicos aplicados com o objetivo de clarificar efluentes são baseados na desestabilização dos colóides por coagulação/floculação, e separação das fases por sedimentação ou flotação (GHANDI, 2005).

A flotação é um processo físico utilizado na clarificação de efluentes com altos teores de óleos e graxas como indústrias petroquímicas, de pescado e frigoríficas, apresentando resultados significativos na redução de material poluidor. (WATRAS e HUCKABEE, 1994). Tem sido extensivamente aplicado na área minero-metalúrgica e se encontra totalmente incorporado na maioria dos processos extrativos e de beneficiamento (FOERSTMAN, 1976). O processo surgiu no processamento de minérios e como tal, tem sido empregado em operações de separação sólido/sólido usando espumas estáveis para separar

diferentes minerais (KITCHENER, 1985). Entretanto, com exceção da flotação por ar dissolvido, sua aplicação como tecnologia de descontaminação de efluentes líquidos ainda é pouco difundida (RUBIO *et al.*, 2002).

Por outro lado, a aplicação de técnicas e processos conhecidos na mineração no tratamento de efluentes líquidos industriais tem permitido um significativo aumento da capacidade de tratamento, traduzindo-se em uma maior aceitação do processo de flotação em diversos setores tecnológicos (MATIS, 1995; PAREKH e MÜLLER, 1999; RUBIO *et al.*, 2002).

Este trabalho consistiu em avaliar a aplicação do processo de flotação no tratamento de efluentes gerados no processo industrial de abate de aves

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo Geral**

Avaliar a eficiência do tratamento de efluente proveniente de abatedouro de aves através do processo de flotação por ar induzido em escala laboratorial.

### **2.2 Objetivos Específicos**

- Comparar o desempenho entre quatro coagulantes na redução de parâmetros físico-químicos;
- Estabelecer uma correlação entre a vazão de ar e a taxa de flotação e sua influência sobre a eficiência do processo.
- Analisar o comportamento do processo na remoção de nutrientes (N e P).

### **3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

#### **3.1 Efluentes Industriais**

De acordo com SETTI (2001), a dinâmica do uso da água no mundo pelo setor industrial é crescente, de acordo com os seguintes dados: no ano de 1990 o volume total estimado captado foi de 38 km<sup>3</sup>/ano, sendo que, efetivamente consumidos 3 km<sup>3</sup>/ano. No ano de 2000, o volume total estimado captado foi de 748 km<sup>3</sup>/ano, sendo efetivamente consumidos 87 km<sup>3</sup>/ano. A estimativa para o ano 2025 é de que o volume total captado seja de 1106 km<sup>3</sup>/ano e a previsão efetiva de consumo de 146 km<sup>3</sup>/ano.

A utilização da água pela indústria pode ocorrer de diversas formas, tais como: incorporação ao produto; lavagem de máquinas, tubulações e pisos; águas de sistemas de resfriamento e geradores de vapor; águas utilizadas diretamente nas etapas do processamento industrial ou incorporadas aos produtos e esgotos sanitários dos funcionários. Exceto pelos volumes de água incorporados aos produtos e pelas perdas por evaporação, as águas tornam-se contaminadas por resíduos do processo industrial ou pelas perdas de energia térmica, originando assim os efluentes líquidos (GHANDI, 2005).

Os efluentes líquidos a serem despejados com os seus poluentes característicos causam a alteração da qualidade nos corpos receptores e conseqüentemente a sua poluição (degradação). Historicamente o desenvolvimento urbano e industrial ocorreu ao longo dos rios devido à disponibilidade de água para abastecimento e a possibilidade de utilizar o rio como corpo receptor dos dejetos. O fato preocupante é o aumento tanto das

populações como das atividades industriais e o número de vezes em que um mesmo corpo d'água recebe dejetos urbanos e industriais.

### **3.1.1 Geração de Efluentes por Abatedouros Avícolas**

Segundo FORESTI *et al.* (1978), um aumento da produção de frangos, por si só, acarreta aumento geral do volume de despejos líquidos resultantes do processo de industrialização e, conseqüentemente, no aumento geral dos problemas de poluição ocasionados por esse tipo de despejo. A possibilidade de instalação de abatedouros de alta capacidade através de desenvolvimento tecnológico agrava esses problemas, já que concentra o lançamento de grandes volumes de despejos.

Muitas são as regiões com abatedouros de alta capacidade de abate que não possuem corpos receptores do despejo com capacidade de absorção da carga orgânica decorrente do lançamento, sem tratamento prévio dessas águas residuárias (HÜBNER, 2001).

Como é um fator preocupante já há um tempo considerável, existem hoje tecnologias bastante desenvolvidas para tratamento prévio destes despejos.

Os despejos neste tipo de indústria, originam-se principalmente em quatro seções distintas, sendo sangria, depenagem, evisceração e preparação das carcaças (HUBNER, 2001).

A figura 3.1 a seguir, apresenta o fluxograma do processo de abate de aves, indicando as etapas onde são gerados os efluentes líquidos.

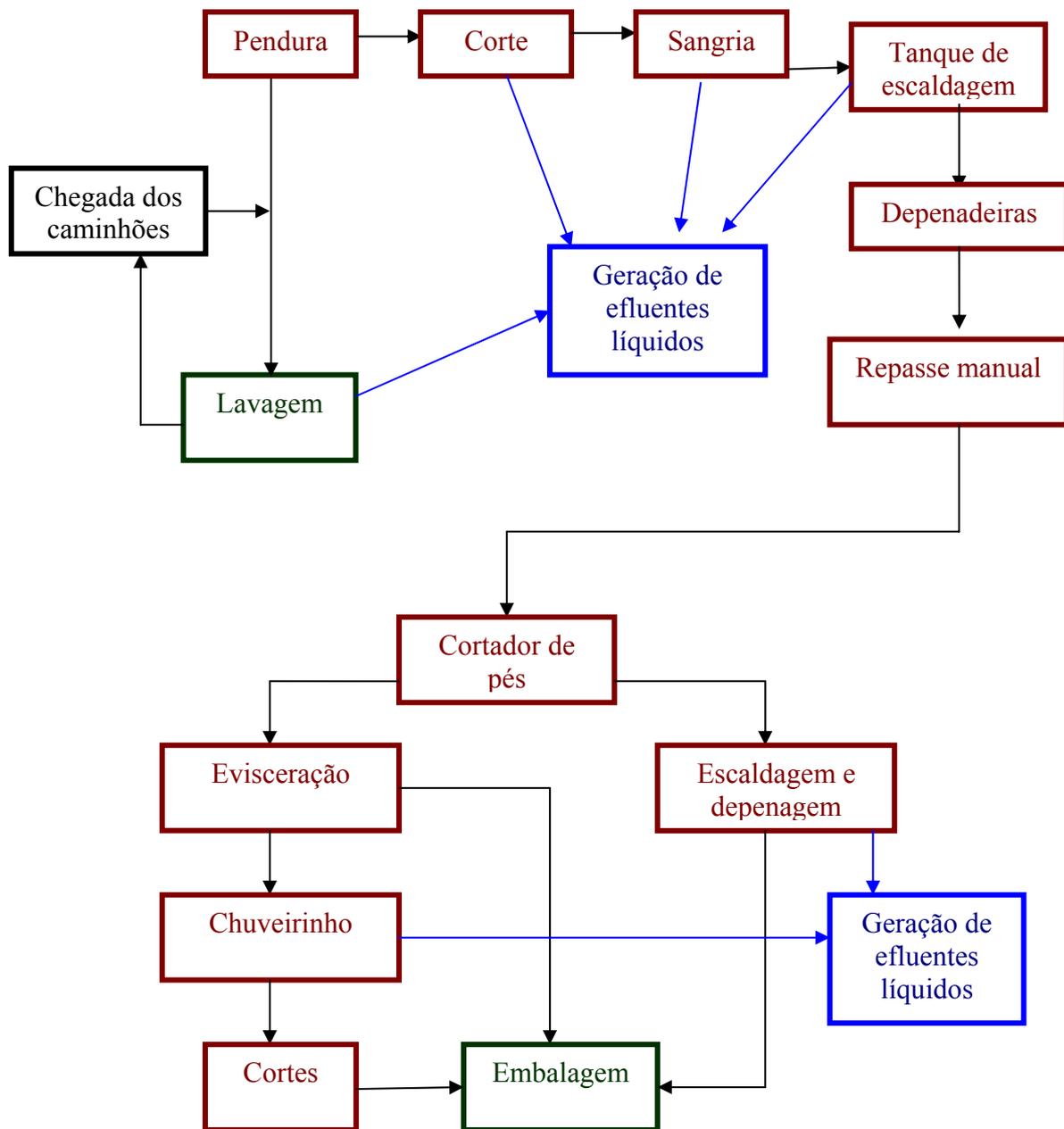


Figura 3.1: Etapas esquematizadas do processo industrial de abate de aves e geração de efluentes (HÜBNER, 2001).

O consumo de água é função direta de sua capacidade de abate. Segundo o DIPOA (1978), em geral, “o consumo médio de água, em matadouros avícolas, poderá ser calculado tomando como base o volume de 30 (trinta) litros por ave abatida, incluindo-se aí o consumo em todas as seções do

matadouro”. O volume de despejo, hoje, por ave abatida, tende a ser reduzido, podendo ser estimado em cerca de 20 (vinte) litros em média.

As características físicas, químicas e biológicas desse tipo de despejo são bastante conhecidas. Estas águas residuárias contêm sangue, gordura e penas, principalmente, além de restos de tecidos de aves, conteúdo de vísceras e moela.

A tabela 3.1 fornece as principais características deste despejo, segundo a Environmental Protection Agency (EPA) (1973) e segundo os dados disponíveis do Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada (CRHEA) (1973) da Universidade de São Carlos, SP, resultado de análises de amostras de vários abatedouros de aves do Estado de São Paulo.

Tabela 3.1: Características dos Efluentes de Abatedouros Avícolas

ANÁLISE	UNIDADE	EPA		CRHEA
		VARIAÇÃO	MÉDIA	MÉDIA
PH		6,3 – 7,4	6,9	6,8
O.D.	mg.L <sup>-1</sup>	0,0-2,0	0,5	2,0
DBO	mg.L <sup>-1</sup>	370,0 – 610,0	398,0	810,0
DQO	mg.L <sup>-1</sup>			460,0
Sólidos Totais	mg.L <sup>-1</sup>		650,0	
Sólidos Fixos	mg.L <sup>-1</sup>		486,0	
Sólidos Voláteis	mg.L <sup>-1</sup>		164,0	
Sólidos Sedimentáveis	mg.L <sup>-1</sup>	150,0 – 200,0	175,5	1,4
Óleos e Graxas	mg.L <sup>-1</sup>	170,0 – 230,0	201,0	784,0

Fonte: EPA e CRHEA (1973).

Esse tipo de agroindústria possui um consumo de água elevada. Mesmo considerando que a água retorna em grande parte para os mananciais de origem, sua utilização em outras atividades fica muitas vezes comprometida.

### **3.1.2 Tratamento Primário de Efluentes**

O tratamento de efluentes industriais envolve processos necessários à remoção de impurezas geradas na fabricação de produtos de interesse. Os métodos de tratamento estão diretamente associados ao tipo de efluente gerado, ao controle operacional da indústria e às características da água utilizada (FREIRE *et al.*, 2000).

Segundo RAVINDRA e MEYLOR (2005), em casos onde a planta de tratamento não tem a possibilidade de ter uma planta centralizada próxima, a instalação de equipamentos de pré-tratamento irá reduzir significativamente o tamanho, o capital e os custos de operação de uma planta de tratamento biológico pela significativa redução da carga poluidora através de remoção de sólidos suspensos (SS) e óleos e graxas (OG) do efluente.

Os SS e OG no efluente usualmente contribuem para 30 a 70% da DBO total na água. Portanto, sua remoção efetiva pode diminuir a DBO da água em percentagem relativamente iguais, desse modo reduzindo o tamanho e os custos operacionais da planta de tratamento biológico secundário. Isto tem um impacto significativo nos custos, durante o ciclo total de vida da planta.

Além da significativa economia dos custos de capital, operação e da terra (espaço), devido ao fato de as plantas se tornarem menores, o pré-tratamento também contribui para um processo biológico mais eficiente. As bactérias são mais efetivas na digestão da matéria dissolvida do que são na

digestão de SS e OG, que são simplesmente muito grandes para serem digeridas.

Deste modo, é imperativo que um pré-tratamento eficiente seja um pré-requisito para a operação e projeto de uma planta biológica.

Dentre os vários processos, podem-se destacar os tratamentos físicos, que são caracterizados por métodos de separação de fases: sedimentação, decantação, filtração, centrifugação ou flotação dos resíduos. Esses métodos correspondem à transferência dos resíduos para uma nova fase (DI BERNARDO, 1993).

Porém, quando o efluente a ser tratado apresenta partículas finas (suspensões coloidais) que apresentam grande estabilidade devido a sua pequena dimensão e a existência de cargas superficiais que promovem a sua repulsão, os métodos físicos de separação somente não são efetivos. Um dos métodos utilizados para desestabilizar essas suspensões é a coagulação através da adição de produtos químicos.

### **3.2 Sistema Coloidal**

Colóide é uma dispersão de partículas de um material em outro e se classifica como:

Sol – quando uma partícula em fase sólida está dispersa em uma fase líquida, ou uma dispersão de um sólido em um sólido;

Emulsão – dispersão de um líquido em um líquido;

Aerosol – dispersão de um líquido ou um sólido em um gás.

Quando se tem uma água como solvente, um sólido pode ser hidrófobo ou hidrófilo. Colóides hidrófobos são os que repelem a água, tendo como fase dispersa material insolúvel em água e ocorrem em maior frequência nas águas

para abastecimento. Colóides hidrófilos são solúveis em água, atraindo para perto de si moléculas do meio dispersivo, formando uma película protetora e tornando o colóide bastante estável (dificulta a coagulação e a floculação). Alguns exemplos desse grupo são os detergentes, sabões, óleos e graxas, quando dispersos em água (AZEVEDO NETTO, 1976; CUBAS, 1999).

O tamanho das partículas coloidais situa-se entre  $10^{-3}$  e  $1 \mu\text{m}$ . As partículas coloidais apresentam cargas elétricas que produzem forças de repulsão suficientemente grandes, ao ponto de mantê-las separadas em suspensão. Ao desestabilizar as cargas, as partículas coloidais se aglomeram progressivamente, possibilitando sua separação. As forças de atração molecular entre as partículas, conhecidas como Forças de Van der Waals, são causadas pela interação de partículas dipolares permanentes ou induzidas, enquanto as forças de repulsão ocorrem devido ao Potencial Zeta.

Os colóides presentes em águas geralmente possuem carga elétrica negativa que atrai íons de carga positiva, formando uma capa de íons aderidos em torno da superfície do colóide e circundada por uma camada externa difusa, mantendo-se próxima à superfície da partícula pelas forças eletrostáticas. As partículas coloidais mantêm-se em suspensão devido à repulsão entre si, causada pelos íons de mesma carga. (RICHTER, 1999).

### **3.2.1 Potencial Zeta**

A medida do potencial elétrico entre a superfície externa da camada compacta e o meio líquido no qual se desenvolve é chamada de Potencial Zeta e mede o potencial de uma partícula em movimento livre em um líquido.

As forças eletrostáticas atraem os íons de carga contrária ao colóide, enquanto que a agitação térmica e o movimento browniano são responsáveis pela distribuição homogênea na massa líquida. Esse sistema composto de cargas, superfície do colóide e camada do sinal contrário, é chamado de dupla camada.

O Potencial Zeta é uma função da carga da camada difusa e sua extensão é proporcional à velocidade, ou seja, quanto maior a densidade e extensão da camada difusa, maior será a velocidade da partícula dispersa sob a ação de um campo elétrico, ao passo que o atrito entre as partículas e o líquido que contém a camada difusa será menor (AZEVEDO NETTO, 1976).

O Potencial Zeta é positivo quando as partículas migram do pólo positivo para o pólo negativo, e negativo quando ocorre o contrário.

As forças de Van der Waals, mais representativas que as forças gravitacionais, diminuem à medida que aumenta a distância entre as partículas, não tendo efeito significativo, a não ser quando as partículas estão muito próximas.

Quando estão muito próximas, as forças de Van der Waals provocam a aderência entre as partículas formando aglomerados passíveis de serem removidos. Para que isso ocorra, é necessário reduzir a força de repulsão eletrostática, ou seja, o Potencial Zeta (RICHTER e AZEVEDO NETTO, 1991).

### 3.2.2 Configuração da Dupla Camada Elétrica

A dupla camada elétrica é formada por duas superfícies de cargas elétricas opostas mantidas por forças eletrostáticas. A concentração das cargas contrárias diminui exponencialmente entre as fronteiras da camada compacta e da camada difusa até igualar a concentração de cargas da solução, intervalo esse em que o potencial elétrico formado é conhecido como Potencial Zeta. A dupla camada elétrica exerce uma significativa importância, pois é responsável pela estabilidade do sistema coloidal, tornando impossível sua separação do líquido por meio de decantação (RICHTER e AZEVEDO NETTO, 1991).

A desestabilização das partículas coloidais ocorre pelas forças de gravidade, Van der Waals e pelo movimento Browniano. O trabalho necessário para manter afastadas duas partículas coloidais, partindo-se de uma distância infinita, chama-se potencial de repulsão e, tanto maior será essa força quanto menor for a distância entre as partículas.

À medida que aumenta a concentração iônica da camada difusa, diminui o Potencial Zeta. Com isso, ocorre uma redução das forças de repulsão, possibilitando a aglomeração das partículas mediante aumento da concentração eletrolítica da solução ou através da neutralização das cargas com adição de íons com cargas opostas, por meio de coagulantes químicos ou polieletrólitos.

A figura 3.2 representa o comportamento da configuração da Dupla Camada Elétrica.

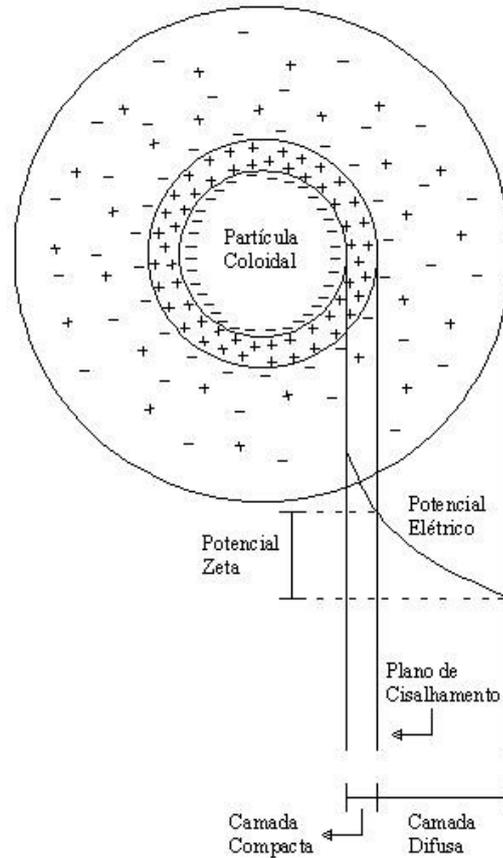


Figura 3.2: Representação de uma partícula coloidal negativa, com uma nuvem de cargas positivas ao seu redor (SENA, 2005).

Segundo DI BERNARDO (1993), a estabilização estérica ocorre devido à adsorção de polímeros na superfície das partículas coloidais. Essa reação pode tanto estabilizar quanto desestabilizar, dependendo, principalmente, da quantidade de polímero e de partículas, da afinidade entre o polímero das partículas e a água, e o tipo e concentração de eletrólitos presentes na solução.

As interações repulsivas entre partículas coloidais com polímeros adsorvidos podem ocorrer de duas maneiras, através da compressão ou pela interpenetração.

### 3.3 Coagulação

O termo “coagulação” é originário do latim *coagulare*, que significa “manter-se junto”. Esse processo descreve o efeito produzido pela adição de um produto químico sobre uma dispersão coloidal, resultando na desestabilização das partículas através da redução das forças que tendem a manter as mesmas afastadas (BAUMANN, 1971).

As partículas coloidais que conferem turbidez e cor, principalmente em águas naturais, são carregadas com íons negativos. A desestabilização por meio da adição de produtos químicos adequados na água provoca a aglomeração das partículas para posterior remoção por meio de sedimentação, flotação ou filtração (CARDOSO, 2003).

Estudos sobre a cinética das reações, estabilidade das partículas e química da coagulação são de fundamental importância para a otimização deste processo. A compreensão da coagulação melhorou muito com os trabalhos realizados sobre o Potencial Zeta, a desestabilização das partículas e o tempo de formação dos flocos, bem como a otimização da intensidade da mistura, determinando os gradientes de velocidades mais adequados no processo de coagulação (DI BERNARDO, 1993).

Segundo AZEVEDO NETTO (1976), “coagular significa reduzir o Potencial Zeta a tal ponto que se consiga a união das partículas coloidais produzindo flocos”.

Alguns passos são necessários para se obter a coagulação-floculação, tais como:

- redução do Potencial Zeta;
- fornecimento de energia para provocar agitação que acarrete maior número de choques;

- adição de produtos químicos que auxiliem na formação de aglomerados de partículas.

As reações de adsorção-desestabilização são extremamente rápidas, ocorrendo em frações de segundos, aproximadamente 1 s (RICHTER e AZEVEDO NETTO, 1991).

A coagulação por arraste é mais lenta, concluindo-se entre 1 e 7 s. A coagulação por adsorção é mais indicada para filtração direta ou filtração por contato, enquanto que a coagulação por arraste é mais indicada para o processo de sedimentação, que necessita de flocos maiores.

Na adsorção-desestabilização, é importante que os coagulantes se dispersem de forma instantânea (menos que 0,1 s) na água, de tal maneira que os produtos de hidrólise desestabilizem o colóide. RICHTER e AZEVEDO NETTO (1999), recomenda uma mistura rápida, com gradientes de velocidade na ordem de  $1000 \text{ s}^{-1}$  e tempos de mistura iguais ou inferiores a 1 s.

A figura 3.3 a seguir, mostra o mecanismo de agregação das partículas.

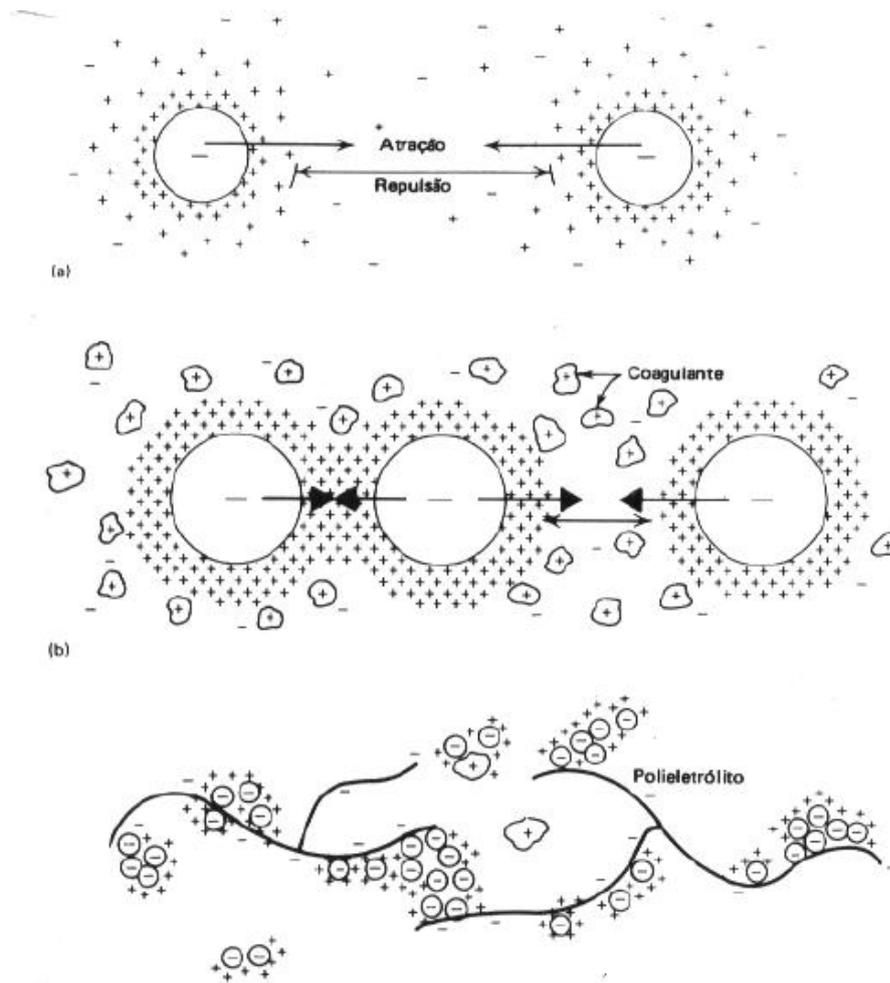


Figura 3.3: Desestabilização das cargas dos colóides, com subsequente formação de aglomerados de partículas (SANTOS FILHO, 1973).

### 3.3.1 Mistura Rápida

A mistura rápida é a mistura do coagulante com a água a ser tratada. Esse processo ocorre sob forte agitação e altos gradientes de velocidade ( $700s^{-1}$ ) e é muito rápido, variando de décimos de segundo até cerca de 100 s, dependendo das características da água, como pH, temperatura, quantidade de impurezas, etc.

A eficiência da coagulação depende muito do sucesso do processo de mistura rápida (KAWAMURA, 1997), pois a coagulação está relacionada com a formação dos primeiros complexos de cátions metálicos hidrolisados. Esta reação de hidrólise é muito rápida e, para haver a desestabilização dos colóides, é indispensável à dispersão de alguns gramas de coagulante sobre toda a massa de água em um tempo muito curto, o que implica na necessidade de aplicá-lo em uma região de grande turbulência proporcionando uma distribuição equânime e uniforme do coagulante à água (AZEVEDO NETO *et al.*, 1991).

### **3.3.2 Mecanismos da Coagulação**

O fenômeno da coagulação caracteriza-se pela alteração da força iônica do meio. Em tratamento de água e efluentes isto é feito, principalmente, pela adição de sais de alumínio ou de ferro ou de polímeros sintéticos. A literatura apresenta quatro principais formas de desestabilização de partículas coloidais (FERREIRA *et al.* 1997; CUBAS, 1999; HASSEMER, 2000): a) compressão da camada difusa, b) adsorção e neutralização, c) varredura, d) adsorção e formação de pontes.

#### **a) Compressão da Camada Difusa**

A introdução de um eletrólito indiferente num sistema coloidal causará um aumento na densidade de cargas na camada difusa e diminuirá a “esfera” de influência das partículas, ocorrendo a coagulação por Compressão da Camada Difusa. Concentrações elevadas de íons positivos e negativos acarretam acréscimo do número de íons na camada difusa que, para manter-se

eletricamente neutra, tem seu volume reduzido, de tal modo que as forças de Van der Waals sejam dominantes, eliminando a estabilização eletrostática. Dois aspectos são importantes nesse mecanismo de coagulação: a) para haver a coagulação, a quantidade de eletrólitos é praticamente independente da concentração de colóides na água. b) para qualquer quantidade adicionada de eletrólitos, é impossível causar a reestabilização das partículas coloidais, ou seja, a reversão da sua carga, que passa a ser positiva.

#### b) Adsorção e Neutralização de Cargas

O mecanismo de adsorção-neutralização de carga é muito importante quando o tratamento é realizado através da tecnologia de filtração direta, pois as partículas desestabilizadas são retidas no meio filtrante.

A desestabilização de uma dispersão coloidal consiste nas interações entre coagulante-colóide, coagulante-solvente e colóide-solvente. As interações coagulante-solvente são responsáveis pela adsorção do coagulante na interface colóide-água. No caso de espécies hidrolisadas de alumínio e ferro ou de polímeros sintéticos catiônicos, é comum ocorrer a adsorção específica, causada pela interação entre coagulante e colóide.

#### c) Varredura

A formação de precipitados do tipo  $\text{Al}(\text{OH})_3$  ou  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  poderá ocorrer dependendo da quantidade adicionada destes sais, do pH da mistura e da concentração de alguns tipos de íons na água. As partículas coloidais são envolvidas pelos precipitados e, como este mecanismo não depende da

neutralização da carga dos colóides, a condição ótima da coagulação pode não corresponder àquela em que é mínimo o potencial zeta.

O mecanismo de varredura é intensamente utilizado nas estações de tratamento em que se tem a floculação e a sedimentação antecedendo a filtração, pois os flocos resultantes são de maior tamanho e apresentam velocidades de sedimentação relativamente maiores do que os dos flocos obtidos com a coagulação realizada no mecanismo de adsorção-neutralização.

#### d) Adsorção e Formação de Pontes

Este mecanismo é desenvolvido por intermédio da utilização de compostos orgânicos utilizados como coadjuvantes de coagulação.

Existe uma variedade significativa de compostos orgânicos sintéticos e naturais caracterizados por grandes cadeias moleculares, que apresentam sítios ionizáveis ao longo da cadeia e atuam como coagulantes.

### **3.4 Coagulantes**

A escolha do coagulante e sua aplicação é muito importante no tratamento de efluentes industriais.

Os coagulantes podem ser classificados em polieletrólitos ou auxiliares de coagulação e coagulantes metálicos (LEME, 1990).

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

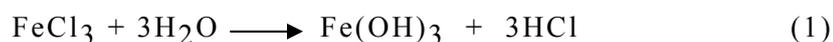
A diferença entre os coagulantes metálicos e os polímeros catiônicos está na sua reação hidrolítica com a água. Nos polieletrólitos, as cadeias polimerizadas já estão formadas quando eles são adicionados no meio líquido. Nos coagulantes metálicos, a polimerização se inicia no contato com o meio líquido, vindo a seguir a etapa de adsorção dos colóides existentes no meio ( PHILIPPI, 2001).

#### **3.4.1 Cloreto Férrico**

A reação a quente do ácido clorídrico concentrado com o minério de ferro (hematita- $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ), seguido de resfriamento e filtração proporciona a produção de cloreto férrico ( $\text{FeCl}_3$ ) com elevado índice de pureza. A concentração final do produto é determinada em torno de 40% em peso de  $\text{FeCl}_3$  (PAVANELLI, 2001).

A utilização de  $\text{FeCl}_3$  reduz drasticamente a cor, turbidez, quantidade de sólidos suspensos, DBO, além de eliminar fosfatos.

A equação a seguir refere-se à reação de hidrólise do cloreto férrico, sendo esta, a responsável pela formação de hidróxido de ferro, que possui ação coagulante sobre as partículas:

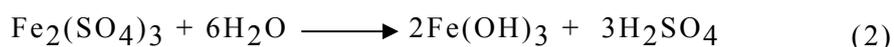


#### **3.4.2 Sulfato Férrico**

O sulfato férrico vem ganhando espaço no tratamento de efluentes tanto devido a sua menor corrosividade, como devido à significativa redução de

custos, visto que, ele é, em média, 30% mais barato em relação ao cloreto férrico. Sua produção é análoga a produção do cloreto férrico, através da reação do minério de ferro com o ácido sulfúrico, com concentração final em torno de 40% em peso de sulfato férrico (SENA, 2005).

A equação 2 refere-se à reação de hidrólise do sulfato férrico:



Quando há adição de um dos coagulantes férricos no efluente, também ocorrem reações de hidrólise do hidróxido de ferro, como mostra a equação 3 a seguir.



Os sais metálicos, de maneira geral, quando utilizados na coagulação consomem alcalinidade e podem diminuir o pH da água residual.

### **3.4.3 Hidroxicloreto de Alumínio ou Policloreto de Alumínio (PAC)**

O hidroxicloreto de alumínio, na maioria dos casos, revela-se como coagulante superior ao sulfato de alumínio. Para a eliminação de substâncias coloidais, sua eficácia, em média, é 2,5 vezes superior em igualdade de dosagem ao íon  $\text{Al}^{3+}$  a dos outros sais de alumínio habitualmente utilizados (PAVANELLI, 2001; SRIVASTAVA *et al.* 2005).

O hidroxicloreto de alumínio é um sal de alumínio prepolimerizado, de fórmula bruta  $\text{Al}_n(\text{OH})_m\text{Cl}_{3n-m}$  na qual a relação  $m/3n.100$  representa a

basicidade do produto. Em função dessa basicidade, o hidroxiclreto de alumínio, durante a hidrólise, libera, em igualdade de dosagem de íons metálicos, uma quantidade de ácido consideravelmente menor do cloreto de alumínio e dos coagulantes tradicionais como sulfato de alumínio e cloreto férrico. Isso provoca uma menor variação do pH do meio tratado ou um menor consumo de neutralizante para reconduzir o pH ao seu valor original.

Devido ao seu estado prepolimerizado e à característica de sua estrutura molecular condensada com pontes de oxigênio entre os átomos de alumínio, o hidroxiclreto de alumínio apresenta vantagens na floculação em relação aos demais coagulantes inorgânicos não prepolimerizados, principalmente pela maior concentração do elemento ativo ( $\text{Al}_2\text{O}_3$ ). O hidroxiclreto de alumínio, polímero mineral de peso molecular elevado, é produzido em alguns países e é conhecido como PAC (*Poly Aluminium Chloride*).

### **3.5 Floculação**

A floculação consiste na agregação das partículas já desestabilizadas, resultante do choque entre as mesmas, formando partículas maiores e mais densas (microflocos), passíveis de separação. Ocorre sob condições de agitação lenta. Os gradientes que produzem tensão cisalhante nos flocos existentes são limitados para que não ultrapassem a capacidade de resistência ao cisalhamento dessas partículas.

A representação matemática da floculação, tem sido baseada considerando o processo em duas etapas: transporte e atração.

O transporte levando à colisão das partículas, é realizado devido à variação da velocidade do fluido/ partícula resultante de:

- a) movimento Browniano das partículas (floculação pericinetica);
- b) gradientes de velocidade devido à agitação (floculação ortocinetica);
- c) diferenças na velocidade de sedimentação/flotação das partículas individualmente (sedimentação diferencial).

A atração é então parte de um número de pequenas forças variáveis geralmente pertencentes à natureza da superfície da própria partícula.

Os dois preceitos são sucintamente expressos como uma taxa de sucedidas colisões entre partículas de diferentes tamanhos. Os tamanhos das partículas envolvidas na colisão têm um efeito significativo nos valores de várias taxas de floculação (THOMAS *et al.*, 1999).

Relações complexas existem entre os numerosos fatores que afetam o fenômeno da floculação. Estes fatores podem ser: o sistema químico, incluindo o tipo e concentração do coagulante, pH, alcalinidade, tipo e concentração de íons no meio líquido; heterogeneidade de uma suspensão em relação ao tipo, tamanho e fração de volume de partículas; e o tipo de reator incluindo o grau de mistura e variação na escala e intensidade da turbulência (AYOUB, 1996).

O pH de floculação do meio líquido é muito importante. Um pH entre 6 e 7, está numa variação efetiva para floculação com alumínio, mas sais de ferro como cloreto férrico e sulfato férrico fornecem uma variação muito grande de pH para a formação dos flocos. Deve ser notado que a variação do pH ótimo depende dos tipos de sólidos suspensos e da temperatura do meio líquido, especialmente na floculação com alumínio (MCCONHACHIE *et al.*, 1999).

O efeito da temperatura no processo de floculação também é muito importante. O tempo de formação dos flocos é muito menor em meio líquido frio quando o alumínio é usado como coagulante. Entretanto, o uso de coagulante férrico em meio líquido frio geralmente resulta em uma rápida formação de flocos e a turbidez se mantém igual ou menor do que a floculação com alumínio em meio líquido quente (ERNEST *et al.*, 1995).

### **3.5.1 Gradiente de Velocidade**

O gradiente de velocidade é o parâmetro mais importante na cinética de floculação.

O nível de intensidade de mistura e o tempo de mistura influenciam as características físicas da formação dos flocos. A energia de mistura é comumente denominada Gradiente de Velocidade e é expressa como  $G$ .

O gradiente de velocidade é originado nos fundamentos da mecânica dos fluídos. Ao iniciar-se o movimento de um fluído dentro de um tubo, as velocidades de escoamento em todos os pontos de um plano normal ao eixo do tubo são praticamente iguais. Junto à parede do tubo forma-se uma camada estacionária, denominada “camada limite de Prandtl”. Com o movimento do fluído, outras camadas do fluído irão se atritar com aquela, gerando esforços tangenciais entre si, deslocando-se com velocidades diferentes, originando, em virtude de tais forças de resistência, “ gradientes de velocidade” que se estendem por toda a seção transversal do tubo.

No escoamento laminar o perfil da velocidade é inteiramente desenvolvido no plano normal ao eixo do tubo. Neste tipo de escoamento o fluído se move em lâminas paralelas e em velocidades relativamente baixas.

Em velocidades mais elevadas, o escoamento apresentará comportamento laminar somente nas paredes do tubo enquanto que no restante do tubo, o fluido apresentará flutuações caóticas em todas as direções, tornando-se turbulento.

Os choques entre partículas podem ocorrer entre íons, moléculas, colóides e partículas em suspensão. A agitação aumenta a probabilidade de colisões entre as partículas facilitando a agregação.

O conceito de gradiente de velocidade teve origem nas primeiras teorias sobre junção de partículas, por VON SMOLUCHOWSKI em 1916, que introduziu uma expressão relatando a frequência de colisão entre as partículas, e também o gradiente de velocidade em regime de fluxo laminar (AYOUB, 1996).

Foi observado que o diâmetro do floco pode crescer até certo valor máximo. Quanto maior o gradiente de velocidade  $G$ , menor o diâmetro do floco e maior será a sua densidade.

### **3.5.2 Os Polímeros Utilizados como Floculantes**

Os polímeros ou polieletrólitos são constituídos de monômeros simples que são polimerizados às substâncias de alto peso molecular com pesos moleculares variando de  $10^4$  a  $10^6$  (METCALF e EDDY, 1995). Os polímeros podem variar no peso molecular, estrutura, intensidade de carga, tipo de carga e composição. A intensidade da carga depende do grau de ionização dos grupos funcionais, o grau de co-polimerização e/ou da quantidade de grupos substituídos na estrutura do polímero (WAKEMAN e TARLETON, 1999).

Há três tipos de polímeros que podem ser usados: catiônico, aniônico e naniônico. O catiônico é aquele que quando dissolvido em água se ioniza, adquire carga positiva e atua como um autêntico cátion. O aniônico, de maneira semelhante, adquire carga negativa e atua como anión. O naniônico é aquele que não se ioniza em água. Os polímeros naniônicos não são polieletrólitos, mas são incluídos nessa categoria devido à semelhança de suas aplicações.

Nos polímeros catiônicos a carga positiva fica ligada ao corpo do polímero, ou seja, à cadeia do mesmo, e nos aniônicos a carga negativa é a que fica ligada ao corpo do polímero (SANTOS FILHO, 1973).

Os polímeros de peso molecular alto têm cadeias muito longas e por isso são capazes de estabelecer ligações entre partículas diminutas dispersas na água, facilitando sua aglutinação e as transformando, conseqüentemente, em partículas relativamente grandes. Para que a aglutinação de partículas suspensas na água se verifique é necessário que a molécula do polímero seja adsorvida nas superfícies de duas ou mais destas partículas. Para tanto, são fundamentais a carga, o peso molecular e o grupo funcional do polímero. A carga do polímero serve para neutralizar as cargas da matéria em suspensão na água e o grupo funcional, quanto mais atuante, mais facilitará a adsorção das partículas ao polímero (SANTOS FILHO, 1973).

Adicionando-se um excesso de polímero catiônico a uma água a ser clarificada, as partículas suspensas irão adquirir cargas positivas e permanecerão dispersas no seio da água. Isso se constitui o que se chama “reversão de carga” da matéria em suspensão, pois de negativas que eram tornaram-se positivas. A seguir neutraliza-se com cuidado o excesso de cargas positivas usando-se um polímero aniônico. Aqui notar-se-á a aglutinação das partículas e a conseqüente clarificação da água (DI BERNARDO, 1993).

### 3.5.2.1 Polímeros Aniônicos a Base de Poliacrilamida (PAM)

Os polímeros aniônicos são polieletrólitos com massas molares típicas entre 12-15 mg.mol<sup>-1</sup> ( mais de 150000 monômeros de acrilamida por molécula), comercialmente disponíveis na forma sólida (granular) necessitando de intensa agitação durante a dissolução em concentrações recomendadas entre 0,25 e 1,0% (p/v) para uma dissolução satisfatória, sendo eficientes em dosagens muito baixas (ENTRY *et al.*, 2002).

Estes polímeros em geral são efetivos dentro de uma ampla faixa de pH, cujas características aniônicas permitem a neutralização de cargas positivas presentes na superfície das partículas suspensas em meio aquoso. Além disso, por efeitos de adsorção e formação de pontes intermoleculares de partículas em suspensão, é possível formar flocos maiores que serão mais facilmente separados do meio. (BIGGS *et al.*, 2000).

### 3.6 Teste de Jarros

A dosagem de coagulante e auxiliar de coagulação necessária para o tratamento de um efluente é de difícil determinação de forma analítica, pois existem complexas inter-relações entre o coagulante químico e os diversos componentes presentes nos efluentes a serem tratados, entre eles fatores como o pH, a temperatura, intensidade e duração da mistura. Para tanto, equipamentos conhecidos como *Jar-Test* são utilizados para obter a dosagem mais eficiente e econômica de coagulante para uma determinada intensidade e duração de mistura.

Esse ensaio também é bastante utilizado em laboratório para determinar parâmetros básicos fundamentais na elaboração de projetos de estações de tratamento de água. É através dos testes de jarros em laboratório que se obtém o tempo e a agitação necessária à condição ótima de coagulação/floculação de um efluente. Uma vez determinada a dosagem ótima dos coagulantes, verifica-se o tempo e o gradiente de velocidade ótimo para se flocular o efluente em estudo. A floculação obtida deve apresentar uma boa porcentagem no decaimento da turbidez após a decantação (AZEVEDO NETTO *et al.*, 1976).

Segundo MENDES (1989), para cada tempo de floculação existe um gradiente de velocidade ótimo, com o qual se obtém a maior eficiência de remoção de flocos por sedimentação (DI BERNARDO *et al.*, 1993).

O efluente bruto tem suas características modificadas ao longo do dia, necessitando para isso um mínimo de dois ensaios de jarros por dia, sendo que, cada ensaio deverá determinar o pH ótimo de coagulação e a dosagem ótima de coagulante. Esses ensaios, mesmo quando realizados por técnicos experientes, duram pelo menos duas horas e são de difícil automação, pois não operam em contínuo com a Estação de Tratamento de Efluentes.

### **3.7 Remoção de Nutrientes pelo Processo de Coagulação/Floculação**

A remoção de nitrogênio através do processo de coagulação/floculação é relacionada à remoção de material coloidal, sendo removidos neste caso principalmente nitratos, já que representam o conteúdo de proteínas e as mesmas podem ser consideradas parcialmente hidrofóbicas e parcialmente hidrofílicas (ligações de peptídeos, grupos amino e carboxílicos) (EDWARDS e AMIRTHARAJAH, 1985).

AGUILAR *et al.*(2002), aplicando o processo de coagulação/floculação a um efluente frigorífico alcançaram taxas de remoção de nitratos de 85 a 88%, sendo que a remoção de nitrogênio amoniacal foi muito pequena (<10%) pois o processo em questão não o remove diretamente.

Estudos determinaram que a maior parte do fósforo despejado (50 a 80% está contido nos sólidos suspensos). Assim, um mecanismo que possa remover uma grande quantidade de sólidos suspensos também irá contribuir para redução do nível global de fósforo (EBLING *et al.*, 2003).

Segundo AGUILAR *et al.*(2002), no processo de coagulação/floculação, a remoção de fósforo na água residuária pode ser devida a:

- Os fosfatos existentes estão incorporados aos sólidos suspensos e a redução desses sólidos durante o processo inclui a redução de fosfatos;
- A adsorção direta dos íons de fosfato nos produtos de hidrólise formados pelo íon metálico utilizado como coagulante;
- Remoção através da formação de fosfatos precipitados com os sais metálicos utilizados como coagulantes.

A remoção de fosfatos através da precipitação química é afetada por vários fatores: alcalinidade, conteúdo de matéria orgânica e presença de outros metais (METCALF e EDDY, 1995).

### **3.8 Flotação**

A flotação pode ser definida como um processo de separação de partículas via adesão de bolhas. A união partícula –bolha apresenta uma densidade menor

que a do meio aquoso e flutua (levita) até a superfície da célula de flotação de onde as partículas são removidas (FRANÇA, 2003).

Trata-se de um método de separação que abrange inúmeras aplicações no campo de beneficiamento mineral, e nos últimos anos tem sido de fundamental importância para o tratamento de efluentes e na reciclagem de materiais de valor econômico. A flotação apresenta simplicidade, flexibilidade e eficiência na sua operação, requer pouco espaço físico, gera um pequeno e concentrado volume de lama e pode ser utilizada em pequena, média e larga escala.

### **3.8.1 Aplicação do Processo de Flotação no Tratamento de Efluentes Líquidos**

Devido às rigorosas políticas ambientais, o tratamento de efluentes de indústrias químicas, de alimentos, de corantes e o tratamento de esgotos estão de tornando área de aplicação cada vez mais freqüente da flotação. ZOUBOLIS *et al.*(1992), estudaram a aplicação de várias técnicas de flotação, incluindo a flotação iônica, de precipitados e de colóides no tratamento de águas residuárias. Devido aos resultados positivos obtidos, estes pesquisadores apontam essas técnicas como sendo adequadas a essa área de atuação.

Conforme TESSELE *et al.* (2004), a flotação pode ser utilizada como uma operação unitária, como pré-tratamento, associado a outros tratamentos como adsorção, tratamento biológico, desinfecção, oxidação e como uma tecnologia para polimento final. A otimização das técnicas de flotação aplicadas ao tratamento de efluentes envolve o conhecimento dos fenômenos físico-químicos interfaciais, bem como os mecanismos envolvidos na geração de bolhas e nas etapas de condicionamento e separação. Além desses fatores, a

eficiência dos micro-processos envolvidos na flotação é influenciada pela forma e distribuição do tamanho de bolhas.

### **3.8.1.1 Considerações Gerais sobre o Processo de Flotação na Área Ambiental**

A flotação na área ambiental tem como objetivo remover (separar) partículas sólidas ou líquidas (gotículas) presentes em:

- Dispersões sólido/líquido (suspensões)
- Emulsões líquido (gotículas óleo)/ líquido (água)

As principais diferenças entre a flotação convencional de minérios e a flotação aplicada ao tratamento de efluentes são as seguintes:

- Em tratamento de efluentes industriais onde partículas extremamente pequenas (coloidais) tem que ser flotadas, microbolhas são requeridas (<100 $\mu$ m).
- Devido às espécies flotando serem usualmente colóides mais agregados que dispersos, altas taxas de aeração devem ser evitadas para prevenir a destruição de agregados frágeis.

### **3.8.2 Princípios Básicos**

A flotação depende muito das características superficiais/interfaciais do sistema partículas e bolhas. Portanto, reagentes hidrofobizantes, coagulantes, floculantes e modificadores de carga desempenham importante papel na otimização de vários microprocessos envolvidos. A flotação de partículas em

suspensão é portanto o fenômeno cinético composto por diversas etapas ( ou micro-fenômenos). A seguir descreve-se um modelo probabilístico, microcinético desta tecnologia representado pela equação 4 (RUBIO *et al.* 2002, YOON, 1999).

$$P_f = P_c \cdot P_a \cdot P_p \cdot P_r \quad (4)$$

Onde:

$P_f$  = probabilidade de flotação

$P_c$  = Probabilidade de colisão

$P_a$  = Probabilidade de adesão

$P_p$  = probabilidade de permanência (resistência)

$P_r$  = probabilidade de remoção ou coleta (do produto flotado)

### 3.8.2.1 Probabilidade de Colisão

Basicamente controlado pela hidrodinâmica do sistema. Não existe uma teoria quantitativa que inclui ao mesmo tempo a influência da concentração de sólidos, distribuição de tamanho de bolhas e partículas sob condições de regime laminar ou turbulento.

Experimentalmente tem sido possível medir esta “probabilidade” através de  $E_c$  “eficiência de colisão”. Este parâmetro é igual a razão entre a massa de partículas disponíveis para a colisão localizadas acima da bolha e dentro de uma coluna com um raio “crítico”  $r_c$  ( em relação ao centro da bolha) e a massa de partículas que realmente colidiram. Define a capacidade de uma bolha de “capturar” (coletar) partículas dentro de  $r_c$ .

A probabilidade de colisão é, portanto, função do movimento relativo de partículas e bolhas, controlado pelos seguintes fatores:

1.  $F_d$ : força de cisalhamento produzido pelo movimento relativo entre o líquido e as partículas.
2.  $g$ : força de atração gravitacional com maior importância para partículas densas, de tamanho intermediário e partículas gasosas.
3. A inércia e/ou *momentum* das partículas (partículas grossas).
4. A difusão ou movimento browniano (partículas ultrafinas)

### **3.8.2.2 Probabilidade de Adesão**

O processo de adesão envolve as seguintes etapas:

1. Indução, tempo que leva após a colisão, para se localizar ao ponto onde ocorre a adesão propriamente dita. O tempo de indução é da ordem de milissegundos e depende do ângulo de contato das forças interfaciais e da energia de colisão e inclui o adelgaçamento inicial do filme ou película líquida.
2. Ruptura do filme ou película líquida.  $T_r$  = tempo de ruptura, que é da ordem de microssegundos e depende basicamente do ângulo de contato.
3. Deslocamento do filme até o ponto de equilíbrio (restauração do equilíbrio) / (ou tempo de expansão da linha trifásica). O tempo  $t_d$  de deslocamento do filme é da ordem de milissegundos e depende do  $\phi$  (ângulo de contato), do tipo de tensoativo e da rugosidade das partículas.

A “captura”, portanto, aumenta com a diminuição do tamanho das bolhas e com o aumento do tamanho das partículas, depende do fluxo da área superficial de bolhas disponível, de parâmetros hidrodinâmicos (peso no campo gravitacional, pressão hidrostática e capilaridade, tensão, compressão e forças de cisalhamento), fatores termodinâmicos associados à interação hidrofóbica entre bolhas e partículas e de fatores cinéticos como a energia mínima de colisão para destruir a camada líquida de água que antecede a adesão. A representação do fenômeno de captura das partículas pode ser observada na figura 3.4.

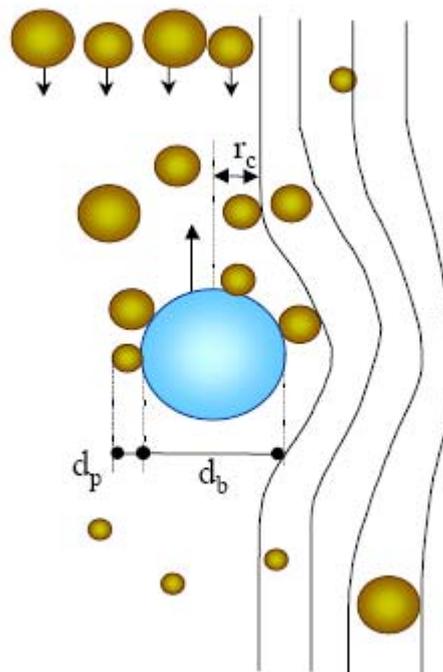


Figura 3.4: Fenômeno de captura (colisão mais adesão) de partículas de diâmetro  $d_p$  por bolhas de diâmetro  $d_b$  dentro de um raio crítico  $r_c$  (RUBIO e MATIOLO, 2003).

### **3.8.2.3 Probabilidade de Permanência ou Resistência na Levitação**

Este fator inclui os subprocessos que se seguem à captura, ou seja, os de ascensão das unidades bolhas-partículas e sua recuperação como lodo ou produto flotado. Dois são os principais fatores nesta etapa: um fator relacionado com a resistência ao cisalhamento na ascensão entre as próprias partículas, e outro com o fenômeno de ruptura via colapso das unidades bolhas-partículas. Nesta capacidade de transferência influem o tamanho dos flocos ou coágulos formados (quanto maior, menor é a probabilidade de permanecer no produto flotado), a concentração de sólidos, viscosidade de densidade da polpa, a altura da camada flotada, a turbulência, fricção, velocidade de ascensão das bolhas e o tipo de célula, convencional ou coluna.

### **3.8.2.4 Probabilidade de Remoção ou Coleta**

Esse fator é controlado por fatores termodinâmicos (hidrofobicidade ou ângulo de contato, pelos diâmetros das partículas e bolhas, pelo arraste dos sistemas de coleta (raspadores) do material flotado e por parâmetros físicos, como a viscosidade-rigidez (teor de sólidos) do produto flotado.

### **3.8.3 Influência da Vazão de Ar no Processo de Flotação**

Na flotação, a vazão de ar adequada é necessária para haver uma maior eficiência do processo. Uma interação eficaz entre as bolhas de ar e as partículas coaguladas induz a incorporação de ar dentro dos flocos pré-formados, de forma que esses aglomerados de flocos “inflados” possuem uma

menor densidade, principal fator pelo qual esses tendem a flotação, enquanto que os flocos “compactos” que são formados quando a interação dos flocos e das bolhas de ar é insuficiente, ao se estabilizarem, tendem à sedimentação por serem mais densos que a água.

GORIAN *et al.*(1997), investigaram vários indicadores das condições hidrodinâmicas da célula de flotação sendo que aquele que resultou numa melhor correlação com a taxa de flotação foi a velocidade superficial do gás, pois ela representa não apenas a porção volumétrica de ar na célula, mas é a medida na qual o gás passa através dela. O aumento na velocidade superficial do gás gera como consequência uma elevação na taxa de flotação.

GORIAN *et al.*(1997), em estudos conduzidos em uma coluna de flotação em escala laboratorial avaliaram a influência da vazão de gás e constataram que o tamanho das bolhas diminui com o aumento da velocidade superficial do gás.

## **4 MATERIAIS E MÉTODOS**

A parte experimental dessa pesquisa foi realizada no Laboratório de Energia e Meio Ambiente (LEMA) do Departamento de Engenharia Química na Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), onde foram conduzidos os ensaios de coagulação/flotação e determinados a maioria dos parâmetros necessários para se avaliar a eficiência do tratamento.

### **4.1 Materiais**

#### **4.1.1 Agentes Coagulantes e Floculantes Utilizados**

Os ensaios de coagulação/floculação foram realizados com a utilização de 4 coagulantes, sendo eles: SF-PIX e CF-PIX( fornecidos pela KEMWATER DO BRASIL), SF -LEMA (Desenvolvido no Laboratório LEMA – UFSC) e PAC (Fornecido pela FINQUIMICA) e com 1 polímero aniônico como floculante, o FLONEX 9073. Na tabela 4.1 são apresentadas as principais características dos produtos utilizados.

Tabela 4.1: Principais características dos reagentes utilizados.

Produto	Denominação	Concentração do produto	Concentração da solução
Cloreto Férrico (PIX – 111) [FeCl <sub>3</sub> ]	CF-PIX	195 g.L <sup>-1</sup> Fe <sup>3+</sup>	10 g. L <sup>-1</sup> Fe <sup>3+</sup>
Sulfato Férrico (PIX-115) [Fe <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> ]	SF-PIX	195 g.L <sup>-1</sup> Fe <sup>3+</sup>	10 g. L <sup>-1</sup> Fe <sup>3+</sup>
Sulfato Férrico LEMA (em teste) [Fe <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> ]	SF-LEMA	78 g.L <sup>-1</sup> Fe <sup>3+</sup>	10 g. L <sup>-1</sup> Fe <sup>3+</sup>
Policloreto de Alumínio [Al <sub>n</sub> (OH) <sub>n</sub> Cl <sub>3n-m</sub> ]	PAC FIN FLAKE	23,25% Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	78,6 g. L <sup>-1</sup> Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>
Polímero Aniônico	FLONEX 9073	-	1 g.L <sup>-1</sup>

#### 4.1.2 Coluna de Flotação

Utilizou-se uma coluna cilíndrica de flotação em acrílico em escala de bancada com as seguintes dimensões: 0,4 mm de espessura, 8 cm de diâmetro e 30 cm de altura e capacidade volumétrica de 1000 mL.

Este equipamento foi projetado com base de sustentação em acrílico. Na parte inferior da coluna uma pedra porosa conectada à tubulação de ar comprimido possibilita a dispersão das bolhas de ar, caracterizando o processo de flotação por aeração simples ou ar induzido.

O controle da aeração foi realizado pelo ajuste de um rotâmetro conectado ao cilindro de ar pressurizado e a coluna.

O efluente era adicionado em sistema batelada com o auxílio de um Becker e, para coleta das amostras após o tratamento, introduzia-se pela parte superior da coluna uma mangueira, onde 500 ml de líquido eram coletados por sucção.

A figura 4.1 traz uma representação esquemática do aparato experimental utilizado.

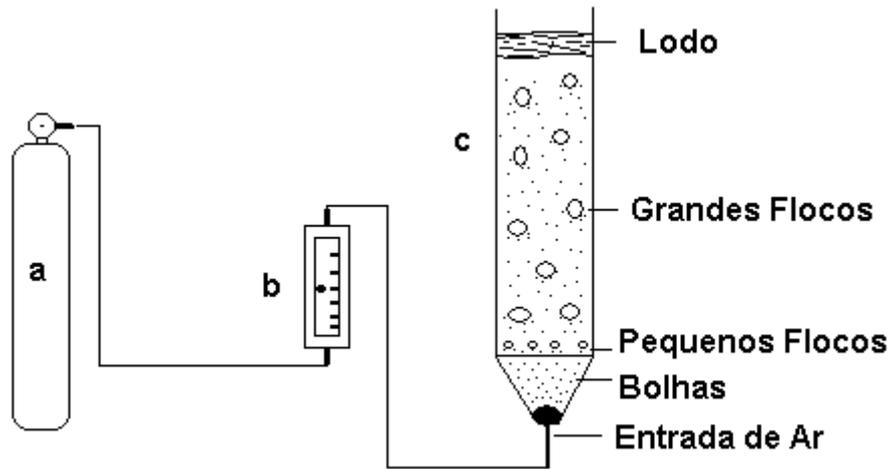


Figura 4.1: Sistema utilizado para condução dos experimentos de flotação, incluindo: (a) cilindro de ar pressurizado, (b) rotâmetro e (c) coluna de flotação.

## 4.2 Métodos

### 4.2.1 Método de Coleta do Efluente

O efluente bruto foi coletado através da técnica de amostra simples, o ponto de amostragem utilizado para todas as coletas estava localizado na entrada da estação de tratamento de efluentes de um abatedouro de aves localizado no município de Santo Amaro da Imperatriz/SC. Após coletado o efluente era armazenado em recipientes de polietileno com capacidade volumétrica de 20 L, sendo imediatamente encaminhado para o Laboratório de Energia e Meio Ambiente com suas características físico-químicas e biológicas praticamente inalteradas.

#### **4.2.2 Procedimentos para Execução dos Ensaios de Coagulação-Floculação**

Os ensaios de coagulação-floculação, foram realizados em *Jar Test*. Adicionou-se a cada um dos jarros, quantidades pré-determinadas de coagulante. Depois foi provida a agitação suficiente para propiciar a mistura rápida, em seguida adicionou-se certa quantidade do auxiliar do floculante com agitação menos intensa no sentido de consolidar a floculação.

Após esse procedimento verificou-se se ocorreu ou não a clarificação do efluente bruto e qual o melhor rendimento em termos de redução de cor e turbidez. Nos casos onde não se verificou a coagulação-floculação satisfatória, procurou-se observar se a dosagem de coagulante-floculante estava compatível com as condições físico-químicas do efluente bruto. Procedeu-se as correções necessárias e depois repetiu-se o ensaio, em alguns casos por várias vezes, observando a dosagem do coagulante e floculante, até encontrar as condições em que consolidou-se a clarificação satisfatória do efluente.

A dosagem de coagulante-floculante que proporcionou a melhor clarificação, foi considerada a dosagem ideal.

#### **4.2.3 Procedimentos na Execução dos Ensaios de Flotação**

O efluente foi adicionado na coluna de flotação na quantidade de 500ml em sistema batelada com o auxílio de um *becker*. Inicialmente, adicionou-se o coagulante na dosagem já pré-determinada, e injetando-se ar para dispersão completa do mesmo no líquido. Posteriormente adicionou-se o floculante também em uma dosagem já pré-determinada e iniciou-se a aeração de forma controlada, o que foi possível através da regulagem do rotâmetro conectado ao cilindro de ar sintético. O tempo transcorrido até a consolidação

do processo de flotação foi cronometrado com a utilização de um cronômetro digital. Após a clarificação do líquido a aeração foi interrompida e procedeu-se a coleta do efluente.

Para coleta das amostras após o tratamento introduziu-se pela parte superior da coluna uma mangueira, onde 500 ml de líquido foram coletados por sucção, sendo as amostras acondicionadas em recipientes PET de 500 ml sob refrigeração a 4 °C até a realização das análises físico-químicas.

#### **4.2.4 Metodologia para Determinação dos Parâmetros Físico-Químicos**

Todas as determinações dos parâmetros físicos, químicos foram realizadas de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (1995). A seguir é apresentada uma descrição dos métodos utilizados.

##### **4.2.4.1 Análises da Demanda Química de Oxigênio (DQO)**

DQO é a quantidade de oxigênio necessária para oxidar quimicamente toda a matéria orgânica, levando-a a CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>O.

A medida da demanda química de oxigênio foi realizada segundo o *Standard Methods*, utilizando um espectrofotômetro HACH. Utilizou-se uma amostra de pequeno volume (2,5 ml) que foi introduzida nos tubos contendo reativo (dicromato de potássio em meio ácido) e, em seguida levadas à incubação durante duas horas à temperatura de 150°C. O dicromato de potássio é um agente oxidante forte. Os componentes orgânicos oxidáveis reduzem o íon dicromato Cr<sup>6+</sup> em íon cromo verde Cr<sup>3+</sup>. O espectrofotômetro

permitiu medir a quantidade de dicromato restante, ou seja, a quantidade de cromo trivalente produzido, desta forma determinando a demanda de oxigênio.

Os tubos reativos continham, também, sais de prata e de mercúrio. A prata atuou como catalizador enquanto que o sal de mercúrio serviu para evitar a interferência do íon cloro. A leitura foi realizada por espectrofotômetro modelo HACH D/R 2000.

A DQO solúvel ou filtrada é realizada utilizando-se a parcela da amostra que passa por um filtro de membrana de porosidade conhecida (milipore 1,5  $\mu\text{m}$ ). Alternativamente à filtração, procedeu-se a centrifugação da amostra (rotação de 5000 rpm durante 5 minutos) e foi determinada a DQO filtrada do sobrenadante.

#### **4.2.4.2 Análises de Óleos e Graxas (OG)**

O teor de óleos e graxas no efluente foi determinado por extração em Soxhlet com hexano como solvente segundo procedimento padrão. Um determinado volume de amostra (50 a 300ml) foi acidificado com HCl concentrado (5  $\text{ml.L}^{-1}$ ) e filtrado em um disco de tecidos sobre o qual se colocava um disco de papel de filtro e uma camada de diatomita. O papel de filtro e a torta de diatomita contendo as gorduras retidas foram introduzidos em cartucho de extração com hexano por, no mínimo, 2 h, e todo o conjunto foi seco em estufa a 105 °C por 30 minutos. Após resfriar, o cartucho era colocado no extrator e iniciava-se a extração com hexano, a uma velocidade de 20 ciclos por minuto durante 4 h. Em seguida, o solvente foi evaporado em roto-evaporador e o balão de destilação contendo o resíduo gorduroso foi seco em estufa a 105 °C até peso constante e então novamente pesado. A diferença

de peso obtida (balão vazio e balão contendo gorduras) foi dividida pelo volume amostrado, obtendo-se a concentração de óleos e graxas presentes na amostra.

O cálculo do teor de óleos e graxas foi feito pela equação 5:

$$\text{Óleos e graxas (mg.L}^{-1}\text{)} = [(A-B)V^*a.] - C \quad (5)$$

Onde:

A = peso do balão com resíduos de óleos e graxas, (mg);

B = peso do balão vazio, (mg);

C = valor da prova em branco, (mg.L<sup>-1</sup>).

V\* a. = volume da amostra (ml)

#### 4.2.4.3 Sólidos Totais (ST)

A análise de sólidos foi realizada através da pesagem de amostra em cadinho de porcelana e secagem a 105 °C *overnight* por 12 horas (dependendo da amostra), ou seja, até a evaporação total da mesma. O peso do cadinho após previamente seco e resfriado em dessecador, menos o peso inicial, representou a umidade da amostra, e o restante da massa de sólidos totais (ST).

$$P_2 - P_1 = ST \quad (6)$$

Onde:

P<sub>2</sub> = peso do cadinho após seco e resfriado (g)

P<sub>1</sub> = peso inicial do cadinho (g)

ST = Sólidos Totais (g.L<sup>-1</sup>)

#### 4.2.4.4 Sólidos Voláteis Totais (SVT)

A amostra depois de seca (ST) foi calcinada a temperatura de 550 °C por 2 (duas) horas. O peso do cadinho após o período de calcinação, menos o peso depois da secagem, representou os sólidos voláteis (SV) ou seja, a massa de matéria orgânica que foi transformada em CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>O.

$$P_3 - P_2 = SVT \quad (7)$$

Onde:

P<sub>3</sub> = Peso do cadinho após a secagem (g)

P<sub>2</sub> = Peso do cadinho após a calcinação (g)

SVT = Sólidos Voláteis Totais (g.L<sup>-1</sup>)

#### 4.2.4.5 Sólidos Suspensos Totais (SST)

O procedimento para determinação do teor de sólidos em suspensão seguiu o mesmo fundamento dos anteriores, porém a diferença esteve na amostra. A amostra para a determinação dos sólidos suspensos foi coletada através de uma filtração à vácuo. Para determinação da fração proveniente da amostra, o peso relativo do papel de filtro era descontado, sendo este determinado previamente.

$$P_{2s} - P_{1s} = SST \quad (8)$$

Onde:

$P_{2s}$  = Peso do cadinho após seco e resfriado (g)

$P_{1s}$  = Peso inicial do cadinho (g)

SST = Sólidos suspensos totais ( $\text{g.L}^{-1}$ )

#### 4.2.4.6 Potencial Hidrogeniônico (pH)

A determinação do pH deu-se através da leitura instrumental de um pHmetro digital ORION, modelo 20A, com eletrodo de vidro. Após a calibração com soluções tampões de pH 4,0 e 7,0, em um béquer com aproximadamente 50 ml da amostra, o eletrodo de vidro foi imerso, fornecendo diretamente o resultado através do mostrador digital.

#### 4.2.4.7 Alcalinidade

Um volume de amostra de 100 ml foi colocado em um erlenmeyer e recebeu três gotas de indicador *metil orange* e sob constante agitação recebeu a titulação de ácido sulfúrico a 0,02 N até a mudança de cor do indicador.

O volume de ácido titulado foi então aplicado na seguinte equação:

$$\text{mg.L}^{-1} \text{ de CaCO}_3 = V * N * 50000 / V_{am} \quad (9)$$

Onde:

V = volume de ácido gasto na titulação até a mudança de cor do indicador (ml);

N = normalidade do ácido = 0,02;

$V_{am}$ . = volume da amostra (ml).

A alcalinidade medida representa a alcalinidade devida a carbonatos em  $\text{mg.L}^{-1}$  de  $\text{CaCO}_3$ .

#### **4.2.4.8 Turbidez**

O aparelho utilizado para os ensaios de medida de turbidez foi espectrofotômetro HACH modelo DR 2000, em que a amostra agitada para dispersão dos sólidos era inserida num tubo de vidro até a marca indicada. Esse foi então introduzido em local apropriado do aparelho. A leitura da turbidez deu-se de forma direta, sendo expressa em NTU (Unidade Nefelométrica de Turbidez).

#### **4.2.4.9 Cor**

A cor das amostras foi determinada de acordo com o método padrão *Platinum –Cobalt*, o qual consiste na medida da absorvância de uma solução padrão de platina e cobalto. Para tanto utilizou-se um espectrofotômetro HACH modelo DR2000, onde foi realizada a leitura direta sendo os resultados expressos em  $\text{mgPtCo.L}^{-1}$ .

#### **4.2.4.10 Nitrogênio Amoniacal**

A determinação do nitrogênio amoniacal foi realizada segundo o método de Nessler. Inicialmente foi preparado o reagente de Nessler dissolvendo 100g de iodeto de mercúrio (II) e 70g de iodeto de potássio em 100 ml de água,

adicionando a seguir uma solução fria de 160g de NaOH em 700 ml de água destilada, completando o volume final da solução para 1L. O precipitado foi deixado decantar por alguns dias antes de utilizar o reagente, o qual deve ser submetido a uma padronização, utilizando uma solução de cloreto de amônio.

Para determinação da concentração de amônio, foram adicionados 10  $\mu\text{L}$  do reagente de Nessler para 5 mL de amostra e, após aguardar 10 minutos de reação, foi efetuada a leitura de absorvância em espectrofotômetro a 525 nm. Com o valor da absorvância, foi obtida a concentração de amônio a partir da curva padrão.

#### **4.2.4.11 Nitrito**

Foi empregado o kit analítico NitriVer 2 Hach Company, que abrange a faixa de concentração de 0 a 150  $\text{mgNO}_2^- \cdot \text{L}^{-1}$ , baseado em uma curva padrão obtida com nitrito de sódio. Este método está baseado na redução do nitrito para óxido nitroso na presença de sulfato ferroso e em meio ácido. O óxido é, então, convertido em um cromógeno pela reação com o cádmio permitindo a leitura em espectrofotômetro. Para a análise foram utilizados 10 mL de amostra e um envelope do reagente NitriVer 2, sendo agitado por 2 minutos e aguardados 10 minutos de reação. Então, foi realizada a leitura de absorvância em espectrofotômetro 585 nm, sendo obtido o valor de concentração através da curva padrão.

#### **4.2.4.12 Nitrato**

A determinação de nitrato foi realizada pelo método de ácido salicílico. Para a análise da concentração de nitrato, foram utilizados 200µL da amostra ao qual foram adicionados 0,8 mL do reagente AS-H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>. Aguardados 20 minutos para a reação, foram adicionados 19 mL de solução de NaOH 2N e efetuada a leitura de absorbância em espectrofotômetro a 410 nm. Para determinação da concentração de nitrato foi utilizada uma curva de calibração preparada com KNO<sub>3</sub>.

O reagente AS-H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> foi preparado dissolvendo 50g de ácido salicílico com H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrado, completando a solução para 1L. A solução de NaOH foi obtida dissolvendo 80g de NaOH em água destilada, completando o volume para 1L.

#### **4.2.4.13 Fósforo Total**

Foram dissolvidos 0,7165 g de KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> seco a 105°C durante 2 horas diluiu-se esta solução de modo que a mesma continha 500 mg.L<sup>-1</sup> de PO<sub>4</sub>. Foram tomados 1,2,3,4,5,6,7,8,9 e 10 ml dessa solução e introduziu-se em tubos de Nessler de 100 ml. Completou-se o volume com água deionizada. Levou-se a amostra ao espectrofotômetro e procedeu-se a leitura.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Ensaio de Flotação para Avaliação do Desempenho de Diferentes

#### Coagulantes

Com o objetivo de estabelecer uma comparação entre o desempenho de quatro coagulantes: SF-PIX, CF-PIX, SF-LEMA e PAC utilizados juntamente com o floculante FLONEX 9073, ensaios de flotação foram conduzidos com um efluente frigorífico cujas características são apresentadas na tabela 5.1.

Tabela 5.1: Caracterização do efluente *in natura*.

Parâmetro	Concentração
Temperatura	24 °C
pH	6,7
Cor	2257 mg.L <sup>-1</sup>
Alcalinidade	60 mg CaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup>
Turbidez	920 NTU
Óleos e Graxas	430 mg.L <sup>-1</sup>
Sólidos Totais	1740 mg.L <sup>-1</sup>
Sólidos Suspensos Totais	1280 mg.L <sup>-1</sup>
Sólidos Voláteis Totais	318 mg.L <sup>-1</sup>
% de SVT	18,27%
DQO total	1020 mg.L <sup>-1</sup>
DQO solúvel	771 mg.L <sup>-1</sup>
Nitrogênio Total	16 mg N.L <sup>-1</sup>
Nitrogênio Amoniacal	11,04 mg NH <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup>
Nitritos	N.d.
Nitratos	4,96 mg NO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup>
Fósforo Total	53,3 mg P.L <sup>-1</sup>
Ortofosfatos	25,8 mg PO <sub>4</sub> .L <sup>-1</sup>

Através da tabela 5.1 pode-se constatar que o efluente apresentava uma carga poluidora considerável com pH praticamente neutro.

### **5.1.1 Ensaios para Determinação das Dosagens de Coagulante/Floculante**

Conforme NOKES e FENTON (1997), existe uma relação estequiométrica entre a carga negativa e a quantidade de coagulante necessária para a coagulação. Durante os testes, para determinação do ponto ótimo de coagulação dos coagulantes SF-PIX, CF-PIX, SF-LEMA e PAC, foram conduzidos testes de jarros aplicando diversas dosagens dos mesmos.

Os coagulantes metálicos são conhecidos por ser mais eficientes na desestabilização das partículas finas suspensas, portanto optou-se pela pré-desestabilização através da coagulação, tornando mais eficiente a ação posterior do polímero.

Para determinação da dosagem ótima de polímero, os testes de floculação foram realizados variando-se a concentração de polímero aniônico FLONEX9073, a partir da dosagem ótima dos coagulantes encontradas nos ensaios de coagulação.

A tabela 5.2 a seguir, apresenta as dosagens ótimas obtidas para os coagulantes e auxiliar de coagulação nos testes realizados.

Tabela 5.2: Dosagens ótimas dos coagulantes e respectivo auxiliar de coagulação

Coagulante/floculante	Dosagem
SF – PIX	25 mg.L <sup>-1</sup> Fe <sup>3+</sup>
FIONEX 9073	2 mg.L <sup>-1</sup>
CF – PIX	25 mg.L <sup>-1</sup> Fe <sup>3+</sup>
FLONEX 9073	2 mg.L <sup>-1</sup>
SF – LEMA	30 mg.L <sup>-1</sup> Fe <sup>3+</sup>
FLONEX 9073	2 mg.L <sup>-1</sup>
PAC	80 mg.L <sup>-1</sup> Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>
FLONEX 9073	1,5 mg.L <sup>-1</sup>

A maior variação nas dosagens ocorreu para o policloreto de alumínio, pois para obtenção de uma eficiência satisfatória fez-se necessária uma dosagem maior em comparação com os coagulantes férricos, porém nesse caso, houve um menor consumo de polímero.

Para realização dos ensaios com o coagulante PAC, o pH do efluente foi corrigido para 7,5, valor este ideal para desempenho do coagulante em questão. Para os coagulantes férricos o ajuste de pH não foi necessário, pois os mesmos atuam de forma eficiente na faixa de pH situada entre 4 e 11.

### 5.1.2 Testes de Flotação e Resultados da Caracterização Físico-Química dos Efluentes ao Processo

Para realização dos ensaios de flotação com os diversos coagulantes utilizou-se a vazão de ar de 0,2 L.min<sup>-1</sup>.

A figura 5.1 ilustra o processo de flotação concluído, após a interrupção da aeração.

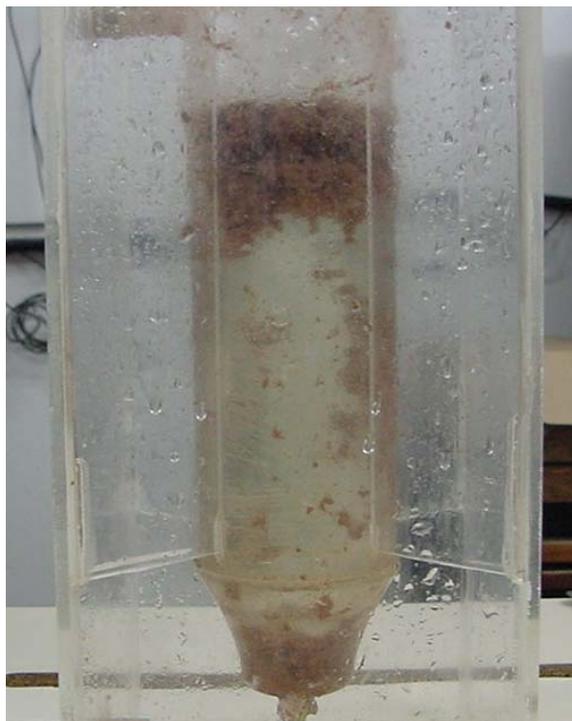


Figura 5.1: Efluente após a flotação.

A seguir serão apresentados os resultados das análises dos parâmetros avaliados nos efluentes ao processo de flotação.

Tabela 5.3: Caracterização Físico-química dos efluentes ao processo de flotação

Coagulante	pH	Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	Turbidez (NTU)	Cor (mg PtCo.L <sup>-1</sup> )
SF – PIX	5,3	8	22	48
CF – PIX	4,95	8	28	58
SF -LEMA	5,75	20	78	346
PAC	7,7	80	154	660
Efluente <i>In natura</i>	6,7	60	920	2257

Os coagulantes férricos ocasionaram uma redução do pH do efluente, refletindo também em valores mais baixos de alcalinidade, devido às seguintes reações de hidrólise (PAVANELLI, 2000):



Com a utilização do policloreto de alumínio, ocorreu uma elevação no valor de pH. No hidroxiclreto de alumínio ( fórmula  $\text{Al}_n(\text{OH})_{n(3n-m)}$  a relação  $m/3n.100$ ) representa a basicidade do produto. Em função dessa basicidade, o hidroxiclreto de alumínio, durante a hidrólise, libera em igualdade de dosagem de íons metálicos, uma quantidade de ácido consideravelmente menor (PAVANELLI, 2000).

As variações de pH conseqüentemente refletiram na alcalinidade (capacidade de neutralização de ácidos). Dentre os coagulantes férricos utilizados, o SF-LEMA apresentou a menor diminuição nos valores de  $\text{CaCO}_3$  no efluente, enquanto que o PAC elevou consideravelmente esse valor, porém, deve ser considerado que houve uma neutralização do pH antecedendo a adição do PAC, o que provavelmente contribuiu para esse valor mais elevado.

Em relação à turbidez, houve uma grande redução nos 4 casos em relação ao efluente bruto, sendo que o decaimento foi mais significativo quando da utilização dos coagulantes SF – PIX e CF – PIX.

A turbidez é originada pela presença de materiais insolúveis no meio aquoso, sendo assim classificada de acordo com seus tamanhos. Partículas com diâmetros inferiores a  $10^{-3}$   $\mu\text{m}$  são consideradas como sólidos dissolvidos e

não contribuem para o surgimento da turbidez. As partículas que contribuem para a turbidez são aquelas com diâmetros variando entre  $10^{-3}$   $\mu\text{m}$  e  $10^{-1}$   $\mu\text{m}$  (colóides) e de  $10^{-1}$   $\mu\text{m}$  a  $10\mu\text{m}$  (CRESPILHO *et al.*,2004).

Grande parte dos microrganismos patogênicos desenvolvem-se na presença dessas partículas e, por isso, a eliminação dessas torna-se necessária.

Em relação à concentração de cor os coagulantes SF -PIX e CF – PIX proporcionaram valores finais mais baixos se comparados ao SF – LEMA e PAC, sendo que este último apresentou um efluente com uma concentração ainda bastante elevada,  $660 \text{ mg PtCo.L}^{-1}$ .

A remoção mais efetiva de cor ocorre para faixas mais baixas de pH do que aquelas normalmente requeridas para a remoção de turbidez. Isso condiz com os resultados obtidos nesse trabalho, pois justamente quando da utilização do PAC em um pH mais elevado, a concentração de cor no efluente final foi elevada. Isso pode ser uma indicação de que se a remoção de cor é um dos principais objetivos no tratamento, torna-se recomendável a utilização de coagulantes férricos que funcionem bem numa faixa mais baixa de pH (LEAL e LIBÂNIO, 2002; DENNET *et al.*, 1996).

A figura 5.2 apresenta as eficiências obtidas para os parâmetros cor e turbidez.

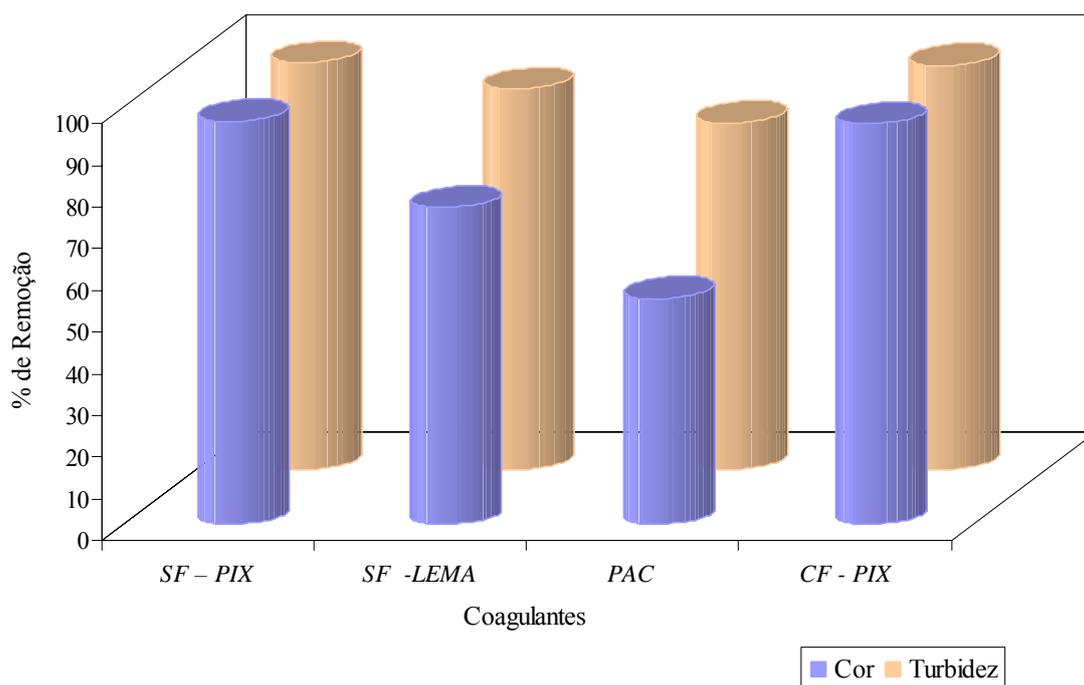


Figura 5.2: Eficiências de remoção de cor e turbidez com a utilização dos diferentes coagulantes.

Observou-se que as eficiências na remoção de turbidez foram elevadas para os 4 coagulantes utilizados, porém houve uma discrepância maior quando se analisa o comportamento do coagulante PAC.

DELGADO *et al.*(2003), utilizando o cloreto férrico como coagulante no tratamento de efluente frigorífico, alcançaram eficiências que oscilaram na faixa de 60-75% para remoção de turbidez, aplicando dosagens que variaram entre 5 e 30 mg.L<sup>-1</sup> no processo de sedimentação. Assim, com os resultados obtidos neste trabalho, com a utilização do CF-PIX na dosagem de 25 mg.L<sup>-1</sup> em conjunto com o floculante FLONEX 9073 foi atingida uma eficiência maior, sendo 98% de remoção de turbidez.

Em relação a cor, os coagulantes SF – PIX e CF - PIX apresentaram as melhores eficiências, sendo 96,66 e 95,97%, respectivamente. O SF - LEMA

neste parâmetro apresentou uma eficiência bem menor em relação ao SF-PIX. O coagulante PAC teve uma eficiência mais baixa na redução de cor em relação aos outros coagulantes (54,16%), sendo que o SF-PIX mostrou ser 42% mais eficiente que o PAC.

A figura 5.3 mostra as amostras do efluente *in natura*, e as alíquotas coletadas após a flotação com a utilização dos respectivos coagulantes.

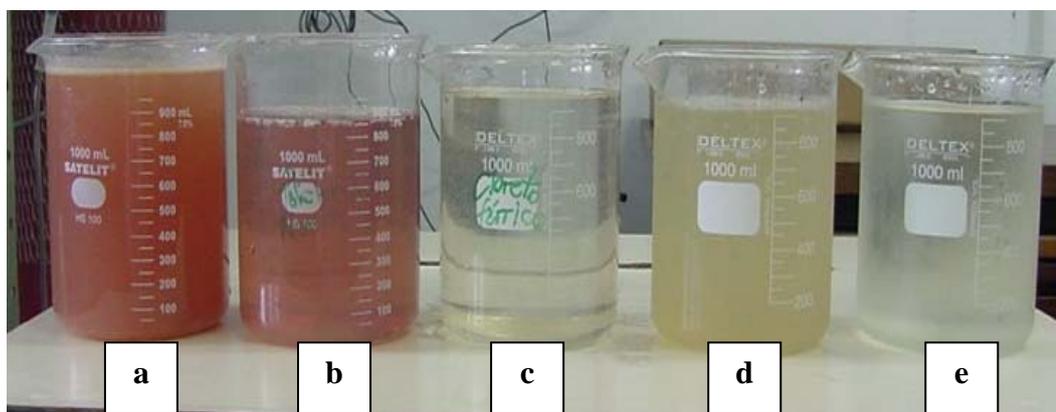


Figura 5.3: Efluente *in natura* (a) e amostras coletadas após o processo de flotação com a aplicação dos diferentes coagulantes: PAC (b), CF-PIX (c), SF-LEMA (d) e SF-PIX (e).

Conforme pode ser visualizado na figura 5.3, com a aplicação de todos os coagulantes o decaimento da turbidez e da cor foi satisfatório, sendo mais pronunciado para o SF-PIX e CF-PIX.

O tabela 5.4 apresenta os resultados das análises de sólidos realizadas.

Tabela 5.4: Concentrações de sólidos após os ensaios de flotação

Coagulante	ST (mg.L <sup>-1</sup> )	SVT (mg.L <sup>-1</sup> )	SST (mg.L <sup>-1</sup> )
SF – PIX	725	82	40
CF – PIX	675	88	100
SF – LEMA	703	101	120
PAC	725	157	160
Efluente <i>In natura</i>	1740	318	1280

Os resultados mostram que em relação ao decaimento dos sólidos totais o coagulante CF – PIX obteve o melhor desempenho, seguido pelo SF – LEMA, sendo que a maior concentração foi análoga para o SF – PIX e PAC.

A oscilação dos resultados entre os coagulantes foi baixa, mostrando um comportamento uniforme em relação ao parâmetro avaliado.

A determinação dos sólidos totais envolve todos os compostos particulados e dissolvidos como metais, sais inorgânicos, óleos e graxas e matéria orgânica presentes no efluente. Essa determinação é muito importante, pois, com uma metodologia simples, fornece boas informações sobre as quantidades de resíduos presentes no efluente.

A remoção de sólidos voláteis foi maior com o uso do SF – PIX e CF – PIX, respectivamente, e a concentração final mais elevada ocorreu com a utilização do coagulante PAC.

Quanto à remoção de sólidos suspensos totais, foi notável a grande diminuição com o uso do SF – PIX em relação aos demais coagulantes, sendo que também para este caso a maior concentração final foi obtida com a utilização do PAC (3 vezes mais elevada quando comparada ao SF – PIX).

Na tabela 5.5 a seguir são apresentados os percentuais de SVT e SST em relação aos ST no efluente *in natura* e tratado.

Tabela 5.5: Percentuais de SVT e SST em relação aos ST nas amostras do efluente tratado.

Coagulante	% SVT	% SST
SF – PIX	11,31	5,51
CF – PIX	13,03	14,81
SF –LEMA	14,36	17,06
PAC	12,03	12,26
Efluente bruto	18,27	73,56

O percentual de sólidos voláteis não sofreu grande variação após os tratamentos, porém em termos de redução do conteúdo de material volátil o SF- PIX apresentou o melhor resultado e o SF – LEMA, o menos satisfatório.

Percebeu-se ainda, que a quantidade de material suspenso foi elevada no efluente bruto, e que o processo de coagulação seguido de flotação foi eficaz na sua redução. Pode-se chegar a essa conclusão pelo fato de que o decaimento do percentual de material suspenso com o emprego do SF – PIX foi de aproximadamente 70%. Para os demais coagulantes o percentual de SS no efluente final permaneceu na faixa de 12,26% (PAC) a 17,06% (SF – LEMA).

A figura 5.4 apresenta as eficiências de remoção de sólidos.

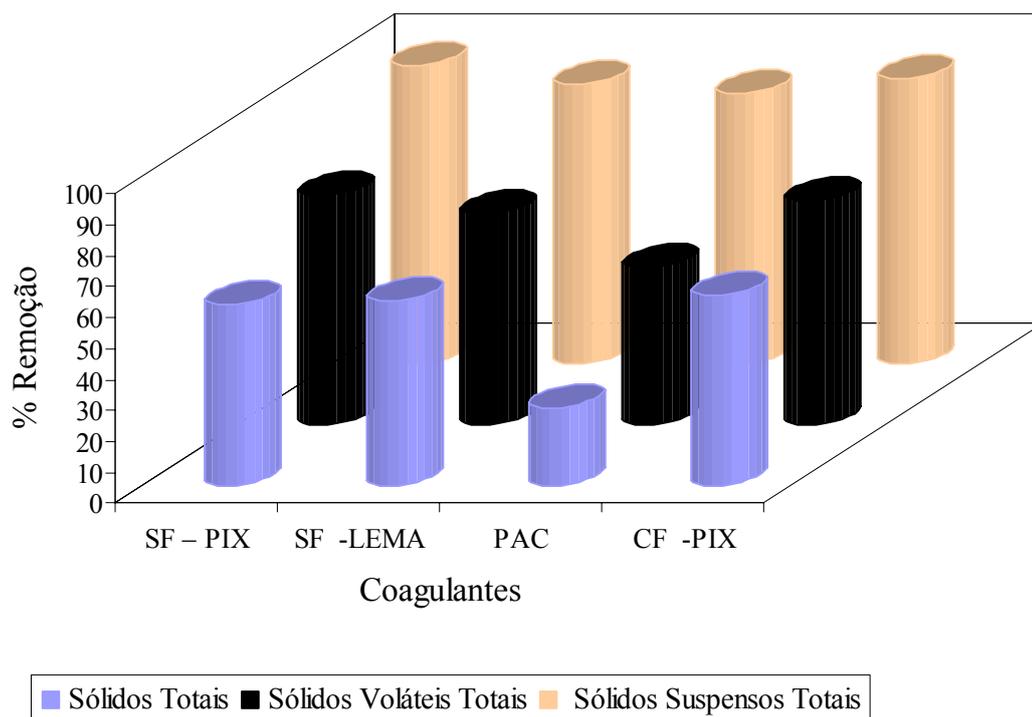


Figura 5.4: Eficiências de remoção de ST, SVT e SST dos coagulantes testados.

A redução de sólidos totais foi baixa para o PAC (25%), porém na remoção de SST o coagulante mostrou um bom desempenho (87,5%). Isso demonstra que o coagulante PAC é menos efetivo na remoção de materiais dissolvidos, o que justifica também seu pior desempenho na remoção de cor, já que a mesma é causada principalmente por materiais dissolvidos.

Em termos de remoção de ST os coagulantes férricos apresentaram um comportamento similar, ficando na ordem de 60% de remoção. O mesmo ocorreu na redução de SVT, porém nesse caso o SF -PIX em relação ao SF -LEMA teve uma margem de diferença maior.

LOVETT e TRAVERSS (1986); JAMESON (2005), afirmam que a flotação é um método rápido e eficiente para separar material particulado de águas residuárias. Mais de 98% de sólidos suspensos podem ser removidos de

águas residuárias industriais usando a flotação por ar dissolvido e coagulantes. Isso foi comprovado neste trabalho, onde com o emprego do SF-PIX foi atingida uma eficiência de remoção de 96,78%, inclusive o coagulante PAC que apresentou índices baixos de remoção nos principais parâmetros avaliados, atingiu uma eficiência considerável de 87% de remoção de SS.

A remoção do material suspenso verificada nos experimentos é bastante vantajosa quando a etapa posterior do tratamento é biológica, pois os microrganismos degradam mais facilmente o material dissolvido, já que algumas partículas suspensas são muito grandes, o que dificulta a ação biológica e torna o processo menos eficiente.

Na tabela 5.6 são mostrados os valores obtidos através das análises de DQOt, DQOs e OG.

Tabela 5.6: Concentrações da DQOt, DQOs e OG após o processo de tratamento.

Coagulante	DQOt (mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )	DQOs (mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )	OG (mg.L <sup>-1</sup> )
SF – PIX	178,3	119,8	40,9
CF – PIX	162	107,4	50
SF –LEMA	258,8	218,5	100,4
PAC	410	342,4	60,1
Efluente <i>In natura</i>	1020	771	430

Quanto à concentração de DQOt, o maior decaimento ocorreu quando se utilizou o coagulante CF-PIX, seguido pelo SF-PIX. O coagulante PAC apresentou a menor redução, com uma diferença significativa quando comparado aos demais, inclusive o SF-LEMA.

Quanto à DQOs, o comportamento seguiu a mesma tendência em relação à DQOt, obtendo o CF -PIX a menor concentração final, seguido pelo SF -PIX, sendo que a utilização do PAC resultou no valor mais elevado.

A concentração de OG teve um decréscimo significativo para todos coagulantes, sendo que a menor concentração ocorreu com a utilização do SF -PIX e a maior, com o emprego do SF -LEMA.

A figura 5.5 apresenta as eficiências de remoção desses parâmetros.

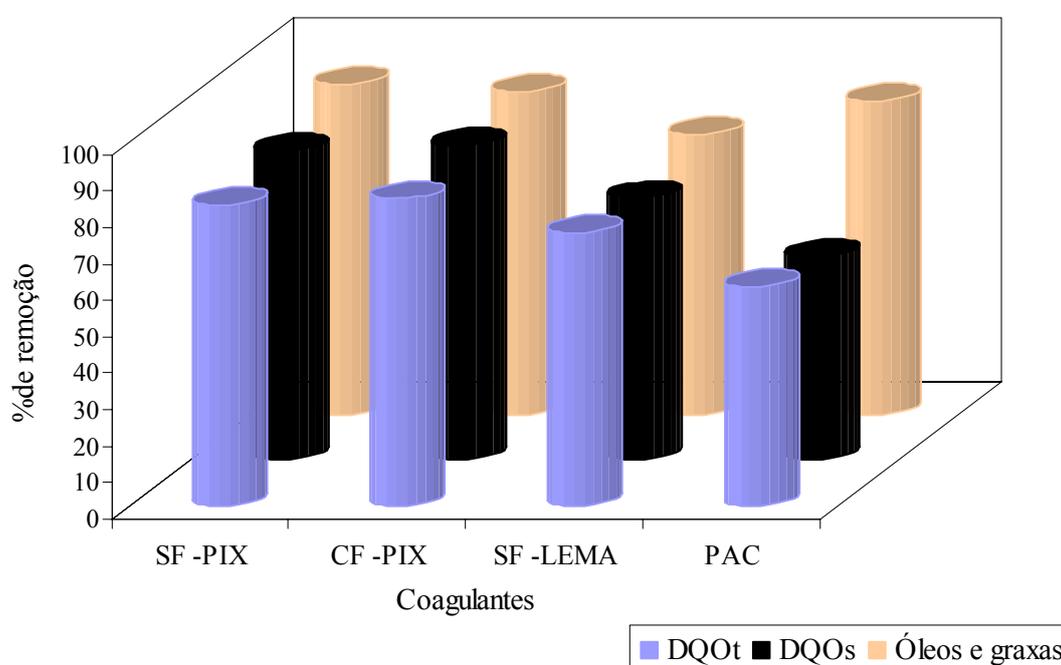


Figura 5.5: Eficiências de remoção de DQOs, DQOt e OG

Segundo MITTAL (2005) e NUNEZ *et al.* (1999), as unidades de flotação podem alcançar faixas de redução de DQO de 32% a 90%, sendo que o processo de coagulação/floculação quando aplicado ao tratamento de águas residuárias de abatedouro utilizando cloreto férrico e policloreto de alumínio as máximas eficiências de remoção de DQOt atingidas permaneceram na faixa de 45 -75%.

Os resultados obtidos nos experimentos, encontram-se praticamente nessa faixa, 59,8% -84,1%, sendo que o melhor desempenho ocorreu com a utilização do CF –PIX (84,11%), muito próxima àquela obtida para o SF –PIX (82,5%). O pior desempenho foi obtido com o PAC que alcançou uma redução de apenas 59,8% de DQO.

SROKA *et al.* (2004), afirmam que as indústrias de alimentos apresentam águas residuárias com uma elevada demanda química de oxigênio e com a aplicação de um processo de tratamento biológico a máxima remoção desse parâmetro foi de 90,2%. Assim, também pode-se afirmar que os resultados obtidos com CF–PIX e SF –PIX foram muito bons, por se tratar de um tratamento físico-químico primário.

Para a remoção da DQOs, os coagulantes CF –PIX e SF –PIX forneceram uma redução um pouco maior em relação à DQOt, sendo 86,07 e 84,46%, respectivamente. Para o SF –LEMA e PAC a redução de DQOs foi um pouco menor em relação à DQOt, sendo 71,67 e 55,61%, respectivamente.

É importante ressaltar que a DQO solúvel (ou filtrada) engloba tanto a parcela devida às partículas dissolvidas (totalmente solúveis) quanto à parcela devido à presença de partículas coloidais (VON SPERLING, 1996). Portanto, os consideráveis índices de redução alcançados mostram a elevada eficiência do processo de flotação não somente na remoção de material suspenso, mas também da matéria solúvel e coloidal, obtida devido à adição dos agentes coagulantes, principalmente SF–PIX e CF-PIX.

As eficiências de remoção de óleos e graxas obtidas variaram de 76,66% (SF-LEMA) a 90,49% (SF-PIX). A remoção ocorreu primeiramente como consequência da interação das moléculas (óleos e graxas) com o coagulante, formando colóides com densidades bem menores que a da água. Esses colóides por si só deslocar-se-iam para a superfície da câmara de

separação. No entanto, com o auxílio das microbolhas geradas no processo, a flotação das partículas coloidais realizou-se de forma mais rápida e mais eficiente.

As camadas de óleo podem ser facilmente separadas por gravidade, mas a separação no caso de dispersões de partículas muito finas ( $<10\mu\text{m}$ ) é muito difícil.

As altas eficiências de remoção encontradas para OG é um fator importante, já que a sua presença em um tratamento biológico posterior causaria a inibição da atividade microbiana pois esses componentes são formados por compostos orgânicos de cadeia longa, o que dificulta a oxidação destes pelos microrganismos, levando a tempos de detenção bastante prolongados, o que gera custos adicionais.

### 5.1.3 Análise do Comportamento do Processo em Relação à Remoção de Nutrientes

A tabela 5.7 a seguir, apresenta as concentrações de nitrogênio em suas diferentes formas nas amostras coletadas após o processo de flotação.

Tabela 5.7: Concentrações de nitrogênio após o tratamento.

Coagulante	Nitrogênio Total (mg N.L <sup>-1</sup> )	Nitrogênio Amoniacal (mg NH <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	Nitratos (mgNO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	Nitritos (mg NO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )
SF – PIX	11,23	9,11	1,83	0,29
CF –PIX	11,21	10,40	0,52	0,29
SF –LEMA	11,90	9,77	2,09	0,04
PAC	13,41	9,75	3,66	N.d.
Efluente <i>In</i> <i>natura</i>	16,00	11,04	4,96	N. d.

De acordo com os resultados, pode-se constatar que a forma predominante de nitrogênio se apresentou como nitrogênio total e amoniacal, caracterizando um típico efluente bruto, ou seja, em que o processo de nitrificação esteve estático ou atuou de forma lenta, o que refletiu nas baixas concentrações de nitrato.

As baixas concentrações de nitritos encontradas foram condizentes, pois no processo de conversão de nitrogênio a nitrito, e este a nitrato, o nitrito é rapidamente convertido, sendo que na amostra tratada com o coagulante PAC o mesmo nem sequer foi identificado.

Percebeu-se que houve uma pequena diminuição na concentração de nitrogênio amoniacal, o que também foi relatado por ROSA e RUBIO (2005), quando da aplicação do processo de coagulação/floculação. Porém, para nitratos a redução da concentração em relação ao efluente bruto foi bem mais significativa.

A figura 5.6 apresenta as eficiências de remoção de nitrogênio nas suas diversas formas.

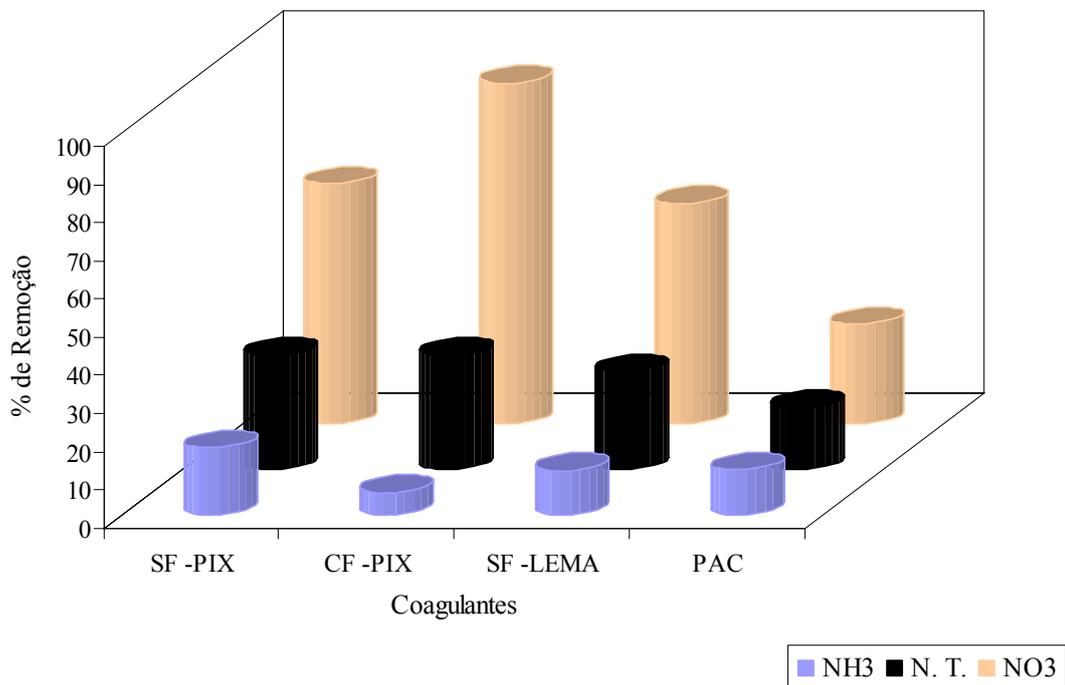


Figura 5.6: Eficiências de remoção de nitrogênio.

Como não foi identificada a presença de nitritos no efluente *in natura* não há um percentual de redução para o mesmo, sendo identificada a presença de uma pequena concentração nas amostras após o tratamento aplicado. Através do gráfico da figura 5.5, pode-se notar que a remoção de Nitrogênio total oscilou de 16,81% (PAC) a 29,98% (CF –PIX), podendo ser considerada satisfatória para o processo em função da mesma não ser atribuída ao tratamento primário, ficando condicionada principalmente aos processos biológicos como lodos ativados, onde as remoções de NT atingem 90% de eficiência (SROKA *et al.*, 2004).

A remoção de nitrogênio amoniacal foi mais efetiva com a utilização do SF-PIX (17,48%), sendo que aquelas obtidas com o SF –LEMA e PAC foram bastante similares (11,5 e 11,68%, respectivamente). A menor redução foi obtida com a utilização do CF –PIX (5,79%).

Em termos de redução de  $\text{NO}_3^-$  o percentual de redução foi significativamente maior, sendo que neste caso o CF –PIX removeu 89,51%. Os sulfatos férricos PIX e LEMA apresentaram um comportamento similar, 63,1 e 57,86%, respectivamente. O PAC apresentou a menor eficiência de remoção, 26,2%.

A remoção de nitrogênio através de processo de coagulação/floculação é relacionada à remoção de material coloidal, sendo removidos neste caso principalmente nitratos, conforme foi comprovado através dos resultados obtidos, já que ele representa o conteúdo de proteínas e as mesmas podem ser consideradas, parcialmente hidrofóbicas e parcialmente hidrofílicas (ligações de peptídeos, grupos amino e carboxílicos).

AGUILAR *et al.* (2002), aplicando o processo de coagulação/floculação a um efluente frigorífico alcançaram taxas de remoção de nitratos de 85 a 88%, sendo que a remoção de nitrogênio amoniacal como neste trabalho, também foi muito pequena (<10%) já que o processo de coagulação/floculação não o remove diretamente.

Neste estudo, com a aplicação dos coagulantes férricos o pH ótimo esteve na faixa de 5 a 7, sob essas condições o íon  $\text{NH}_4^+$  (amônia livre) predominou. Uma parte do sal dissolvido na água se uniu por atração eletrostática à superfície das partículas coloidais carregadas negativamente (METCALF e EDDY, 1995). A remoção dessas partículas por coagulação/floculação causou a remoção do nitrogênio amoniacal associado a elas.

A tabela 5.8 a seguir, mostra os resultados das análises de fósforo total e ortofosfatos após a flotação.

Tabela 5.8: Concentração de fósforo total e ortofosfatos

Coagulante	Fósforo Total (mg.L <sup>-1</sup> )	Ortofosfatos (mg.L <sup>-1</sup> )
SF –PIX	2,74	0,45
CF –PIX	4,14	0,59
SF –LEMA	32,3	12,17
PAC	3,66	0,75
Efluente <i>In natura</i>	53,3	25,8

A concentração de fósforo total no efluente ao processo de flotação foi bastante reduzida com o emprego dos coagulantes SF –PIX, CF –PIX e PAC. Com a utilização do coagulante SF –LEMA, a concentração foi bem maior em relação aos demais, sendo este comportamento análogo no que se refere a concentração de ortofosfatos.

A importância da análise da concentração de fósforo no efluente a um sistema de tratamento associou-se a dois aspectos principais:

- É um nutriente essencial para o crescimento dos microrganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica;
- Também é um nutriente essencial para o crescimento de algas, podendo por isso, em certas condições, causar a eutrofização nas unidades do sistema de tratamento e nos corpos d'água receptores.

Em função disso, diversos processos químicos e biológicos tem sido investigados para a remoção de fósforo nos efluentes. Entretanto, em outros estudos, foi determinado que a maior parte do fósforo despejado (50 a 80%) está contido nos sólidos suspensos. Assim, um mecanismo que possa remover uma grande quantidade de sólidos suspensos também irá contribuir para a redução do nível global de descarga de fósforo (EBLING *et. al.*, 2003).

A importância da análise da concentração de ortofosfatos no efluente de um sistema primário de tratamento de efluentes, principalmente quando a etapa subsequente é biológica, se deve ao fato de que estes são disponíveis para o metabolismo biológico sem precisar ser convertidos a formas mais simples (VON SPERLING, 1996).

A figura 5.7 apresenta os diferentes percentuais de remoção de fósforo total e ortofosfatos atingidos com o emprego dos coagulantes selecionados.

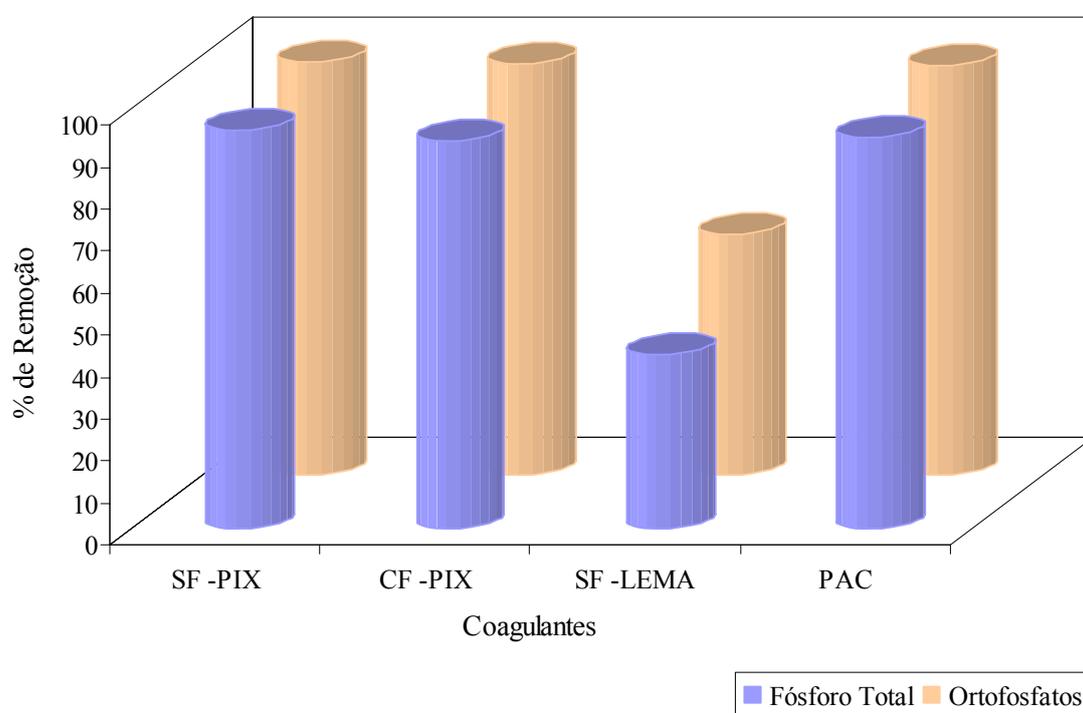


Figura 5.7: Eficiências de remoção de fósforo total e ortofosfatos.

Os resultados foram muito satisfatórios no que se refere à remoção de fósforo total para o SF-PIX que atingiu 95,04% de redução seguido em termos de eficiência pelo CF-PIX com 92,5% e pelo PAC que removeu 93,38% de fósforo total em relação ao efluente bruto. O SF-LEMA apresentou um desempenho menos satisfatório (41,59%), mostrando-se menos eficiente na remoção deste parâmetro.

Quanto aos ortofosfatos, o comportamento dos coagulantes é praticamente análogo aquele em relação à redução de fósforo total. O SF – PIX novamente apresentou o melhor percentual de remoção (98,25%), enquanto que, com o emprego do SF –LEMA foi obtida uma eficiência de apenas 57,29%.

SROKA *et al.* (2004), empregando um processo biológico de tratamento para efluentes da indústria de processamento de carnes alcançaram uma eficiência máxima de 87,3% na redução de fósforo. Portanto, apesar do SF –LEMA apresentar um percentual de redução mais baixo, os resultados, em termos gerais, foram significativos.

No processo de coagulação–floculação, a remoção de fósforo na água residuária ocorreu devido à (AGUILAR *et al.*, 2002):

- Os fosfatos existentes foram incorporados aos sólidos em suspensão e a redução desses sólidos durante o processo incluiu a redução de fosfatos;
- A adsorção direta dos íons de fosfato nos produtos da hidrólise formados pelo íon metálico utilizado como coagulante;
- Remoção através da formação de fosfatos precipitados com os sais metálicos utilizados como coagulantes.

A remoção de fosfatos através da precipitação química é afetada por vários fatores: alcalinidade, conteúdo de matéria orgânica e presença de outros metais (METCALF e EDDY, 1995). Portanto, o fato do SF –LEMA ter atingido eficiências de remoção bem menores quando comparado aos demais coagulantes pode ter ocorrido devido à menor pureza do produto, assim a remoção de fósforo provavelmente se deu através da incorporação aos sólidos

suspensos, pois para este parâmetro, o SF- LEMA apresentou altos índices de redução.

De acordo com EBELLING *et al.* (2003), as reações básicas envolvidas na precipitação química de fósforo por sais de ferro e alumínio são:



Os consideráveis índices de remoção atingidos nesta pesquisa são satisfatórios, pois geralmente não é atribuído ao tratamento primário a remoção de nutrientes, ficando esta eliminação condicionada a tratamentos terciários, onde investimentos adicionais são necessários. Entretanto, devido às concentrações de nutrientes e matéria orgânica ainda estarem muito elevadas, um tratamento biológico eficiente é recomendado a fim de que esse líquidos obtenham valores dentro dos padrões exigidos para lançamento nos corpos d'água, ou um tratamento avançado visando o reuso no sistema industrial.

## **5.2 Ensaio para Determinação da Influência da Vazão de Ar no Processo de Flotação**

Com o objetivo de avaliar a influência exercida pela vazão de ar no processo de flotação foram realizados ensaios utilizando o coagulante sulfato férrico PIX que apresentou o melhor desempenho em relação aos demais coagulantes utilizados na etapa anterior do trabalho, e o polímero aniônico FIONEX 9073, aplicando vazões de ar na faixa de 0,2 a 1,0 L.min<sup>-1</sup> de ar.

As características do efluente utilizado para o estudo são apresentadas na Tabela 5.9.

Tabela 5.9: Caracterização do efluente *in natura*

Parâmetro	Concentração
Cor	8580 mgPtCo.L <sup>-1</sup>
Turbidez	1645 NTU
pH	6,3
ST	3635 mg.L <sup>-1</sup>
SVT	733 mg.L <sup>-1</sup>
DQOt	1991 mg.L <sup>-1</sup>
DQOs	435 mg.L <sup>-1</sup>
Temperatura	15 °C

Uma característica marcante desse efluente foi a forte intensidade da coloração (vermelha escura), devida principalmente a grande quantidade de sangue presente, componente que costuma ser problemático no processo de tratamento estudado. Os valores dos demais parâmetros como turbidez, ST, SVT, DQOt e DQOs também foram elevados, caracterizando o forte potencial poluidor desse despejo. São notórias as diferenças entre este efluente e aquele utilizado na primeira etapa do trabalho, apesar dos serem provenientes da mesma indústria e coletados no mesmo ponto de amostragem, sem que houvesse ocorrido alguma modificação no processo industrial. Isso ocorreu, provavelmente, devido às etapas do processo (sangria, depenagem e evisceração) estarem operando de forma descontínua.

O valor de pH 6,3 permitiu a realização da coagulação com o SF -PIX, sem necessidade de ajuste do mesmo, já que os sais férricos apresentam um bom desempenho na faixa de pH entre 4 e 11.

### **5.2.1 Ensaio para Determinação das Dosagens Ótimas de Coagulante e Flocculante**

Como no caso anterior, procedeu-se ao teste de jarros para obtenção das dosagens ótimas do coagulante SF-PIX e do flocculante FLONEX 9073 para o efluente em questão. A concentração de  $30 \text{ mg.L}^{-1}$  de  $\text{Fe}^{3+}$  mostrou ser a dosagem ótima de SF-FIX, e  $1 \text{ mg.L}^{-1}$  a dosagem ótima de flocculante.

As grandes variações que ocorreram com os efluentes do mesmo processo industrial, como aqui constatado, justificam a importância da execução do teste de jarros em determinados intervalos de tempo ao longo do dia na Estação de Tratamento de Efluentes, de modo a garantir um desempenho adequado dos reagentes nas etapas de coagulação/floculação.

### **5.2.2 Ensaio de Flotação com Aplicação de Diferentes Taxas de Aeração**

Os ensaios de flotação utilizando vazões na faixa de  $0,2$  a  $1,0 \text{ L.min}^{-1}$  resultaram em diferentes intervalos de tempo transcorridos para ocorrência do fenômeno de flotação. A figura 5.8 a seguir, apresenta a relação entre as diferentes vazões de ar aplicadas e o tempo necessário para flotação.

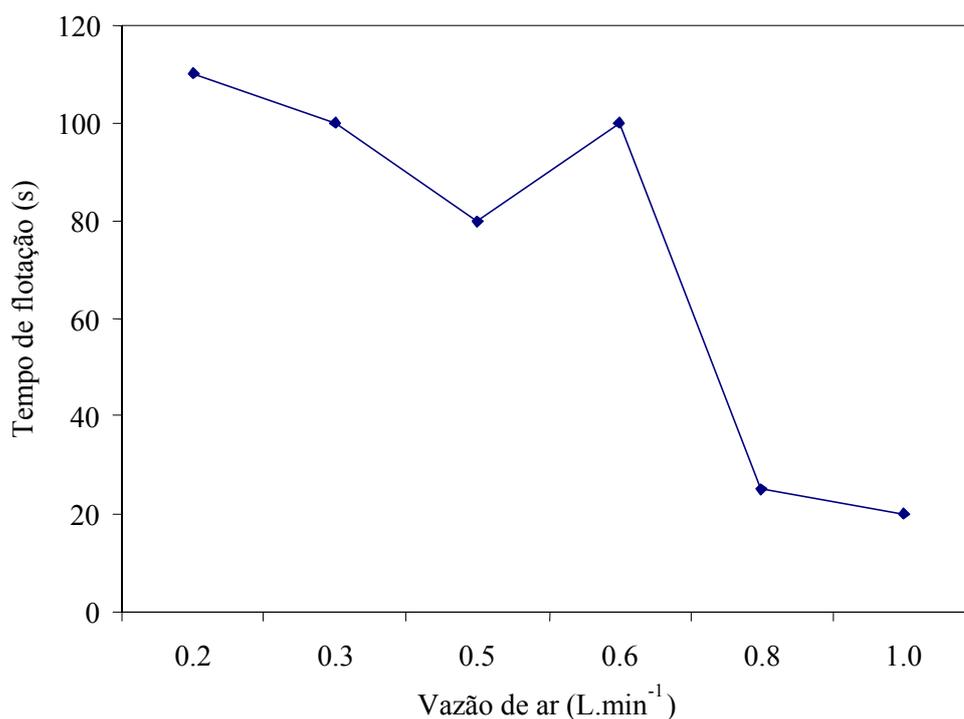


Figura 5.8: Relação entre as vazões de aeração aplicadas na coluna de flotação e o tempo de residência do efluente para consolidação do processo.

A partir do gráfico da figura 5.7, pode-se observar que vazões de ar menores requerem um maior tempo de aeração para que o processo se concretize. Na vazão de 0,2 L.min<sup>-1</sup> foi necessário um tempo de aeração de 110 s enquanto que, para a vazão de 1,0 L.min<sup>-1</sup> este tempo foi reduzido para apenas 20 s.

Portanto, à medida que o fluxo de gás aumenta, a separação das espécies torna-se mais rápida. Porém, apesar dessa significativa redução do tempo necessário para concretização do processo, deve-se ter cautela em relação ao limite de vazão de ar aplicada, pois as partículas sólidas dentro do floco aderem-se até que as forças adesivas são excedidas pelas forças de ruptura devidas a ação do movimento do fluido.

### 5.2.3 Eficiências de Remoção Atingidas

A tabela 5.10 a seguir, apresenta os resultados das análises dos parâmetros avaliados nos efluentes aos ensaios de flotação.

Tabela 5.10: Resultados das análises dos parâmetros avaliados nos efluentes ao processo de flotação em função da vazão de ar aplicada.

Vazão de ar (L.min <sup>-1</sup> )	pH	Turbidez (NTU)	Cor (mgPtCo.L <sup>-1</sup> )	ST (mg.L <sup>-1</sup> )	SVT (mg.L <sup>-1</sup> )	DQO t (mg.L <sup>-1</sup> )	DQOs (mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )
0,2	5,4	48	230	1760	225	455	396
0,3	5,4	211	1302	2130	356	542	472
0,5	5,3	99	580	1705	296	534	363
0,6	5,4	107	280	1625	196	470	433
0,8	5,3	86	414	1640	207	458	454
1,0	5,3	56	306	1730	210	515	435

Através dos resultados, pôde-se constatar que a utilização da vazão de ar de 0,2 L.min<sup>-1</sup> proporcionou uma maior redução em termos de turbidez, cor e DQOt. No que se refere à redução de ST e SVT, a vazão de 0,6 . L.min<sup>-1</sup> proporcionou melhores resultados.

NGUYEN *et al.* (2003), em estudos conduzidos em uma coluna de flotação em escala laboratorial, avaliaram a influência da vazão de gás e constataram que o tamanho das bolhas diminui com o aumento da velocidade superficial do gás. Portanto, espera-se neste trabalho, que a aplicação das vazões mais elevadas tenham gerado bolhas de menor diâmetro que apresentam área superficial elevada, favorecendo a cinética de coleta e de transporte de sólidos para um dado volume de ar. Porém, as bolhas de diâmetro muito pequeno tem uma velocidade de ascensão mais baixa, levando a perdas de

partículas hidrofóbicas. Isso condiz com os resultados obtidos para o parâmetro turbidez, onde a menor vazão de ar aplicada resultou na maior eficiência de remoção, conforme pode ser analisado na figura 5.9.

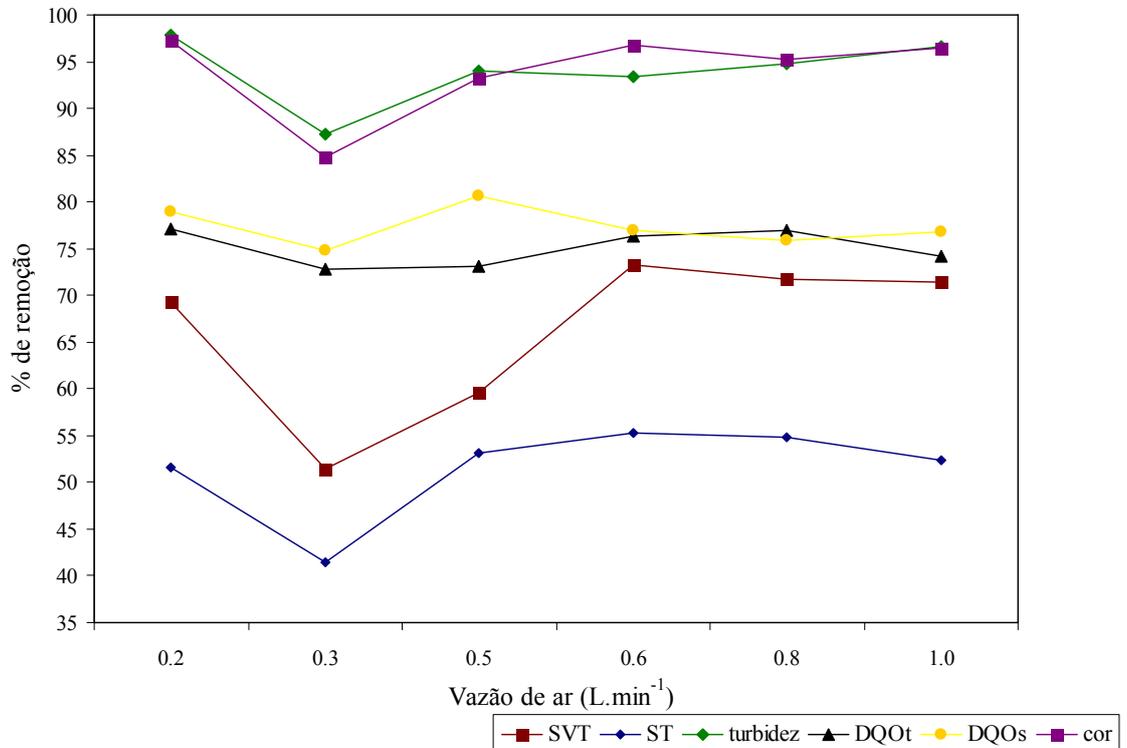


Figura 5.9: Eficiências de remoção dos parâmetros avaliados com a aplicação de diferentes vazões.

Conforme pode ser visualizado na representação gráfica, não houve variações significativas na redução dos parâmetros avaliados com a aplicação das diferentes vazões, sendo que o melhor desempenho quando todos os parâmetros são avaliados ocorreu com a aplicação da vazão de 0,2 L.min<sup>-1</sup>.

O mecanismo que ocasionou a destruição de parte dos flocos com aplicação das vazões mais elevadas (0,8 e 1,0 L.min<sup>-1</sup>), foi o cisalhamento devido à tensão do agregado e erosão das partículas ou microflocos primários (MÜHLE e DOMASCH, 1991; NICOL *et al.*, 1992), o que afetou sensivelmente a eficiência na remoção, principalmente DQO e ST.

Na figura 5.9 pode-se observar o efluente bruto e a alíquota coletada após a flotação utilizando a vazão de ar de  $0,2 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ .

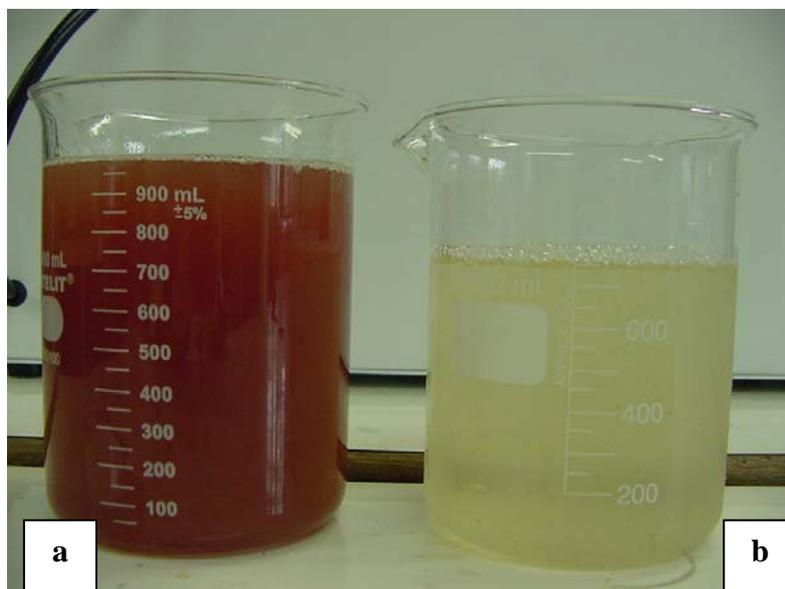


Figura 5.9: Comparação entre o efluente bruto (a) e a amostra coletada após a flotação (b).

Através da figura 5.9, com a simples análise visual das amostras, percebe-se que o tratamento por coagulação/floculação utilizando o SF-PIX e FLONEX 9073, com separação através de flotação utilizando a vazão de ar de  $0,2 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$  foi muito efetivo na remoção da carga poluidora do efluente (turbidez e cor, 98% de redução), tendo apresentado resultados positivos em todos os parâmetros avaliados.

Portanto, comprovou-se que a condução do processo realizando a dispersão rápida do coagulante com posterior fornecimento de baixas taxas de aeração, favoreceu o processo elevando as eficiências de remoção da carga poluidora do efluente.

## 6 CONCLUSÕES

Na avaliação dos diferentes coagulantes testados: SF-PIX, CF-PIX, SF-LEMA e PAC, as eficiências de remoção atingidas foram elevadas, sendo que o SF-PIX proporcionou os melhores resultados, conforme descrito a seguir.

As reduções de turbidez oscilaram entre 96,66% (SF-PIX) a 87% (PAC). Em relação à cor, a máxima remoção foi obtida com o emprego do SF-PIX (96,16%) e a menor com o PAC (54,16%). A menor eficiência na redução de cor quando da utilização do coagulante PAC foi relacionada ao valor mais elevado de pH requerido, pois as remoções mais efetivas deste parâmetro ocorrem em faixas de pH mais baixas.

O percentual de SS foi elevado no efluente bruto (73,56%) e com a aplicação do processo de flotação esse percentual foi reduzido para 5,5% (SF-PIX) a 14,8% (CF-PIX). Essa elevada redução é importante por ser condicionantes para os processos posteriores de tratamento.

A redução de ST não foi tão significativa como para SS, permanecendo na ordem de 60% para os coagulantes férricos. Com o emprego do PAC a redução foi de 25%, porém na remoção de SS o mesmo apresentou um bom desempenho (87,5%), demonstrando ser menos efetivo na remoção de materiais dissolvidos, o que também justifica seu pior desempenho na remoção de cor.

As reduções de DQO oscilaram entre 59,8% (PAC) a 84,1% (SF-PIX), sendo satisfatórias.

No parâmetro OG as remoções também foram pronunciadas, sendo 76,66% (SF-LEMA) a 90,49% (SF-PIX), também importantes por serem condicionantes para um processo biológico mais efetivo.

Em relação à remoção de nutrientes, a redução de  $\text{NO}_3^-$  foi significativa para os coagulantes férricos: CF-PIX (89,5%), SF-PIX (63,1%) e SF-LEMA (57,86%). Com o emprego do PAC a remoção foi menos efetiva (26,2%). A remoção de  $\text{NO}_3^-$  foi atribuída a remoção de material suspenso.

As reduções de fósforo total foram consideráveis com o emprego dos coagulantes SF-PIX (95%), CF-PIX (92%) e PAC (93%). O SF-LEMA neste parâmetro apresentou um desempenho inferior (41,59%). Em relação à redução de ortofosfatos o comportamento foi análogo. As eficiências de remoção atingidas foram 98,25% (SF-PIX) a 57,29% (SF-LEMA). O desempenho inferior do SF-LEMA foi atribuído ao menor índice de pureza do produto, ocorrendo a redução de fósforo e ortofosfatos predominantemente através da remoção de SS.

Através dos resultados obtidos com o monitoramento da vazão de ar na coluna de flotação, concluiu-se que a aplicação de vazões mais elevadas, da ordem de 0,8 a 1,0  $\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$  resultaram em menores tempos de flotação e geraram bolhas de menor diâmetro. Contudo, as maiores eficiências de redução dos parâmetros físico-químicos, principalmente turbidez, cor e DQO, foram obtidas com a aplicação da vazão de 0,2  $\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$ .

## 7 SUGESTÕES

Como sugestões para trabalhos futuros, recomenda-se:

- Realizar análises de toxicidade nos efluentes submetidos ao processo de coagulação/floculação com o intuito de avaliar os possíveis riscos e impactos gerados pelo seu descarte no meio ambiente.
- Avaliar a biodegradabilidade dos efluentes e do lodo gerado no processo de flotação.
- Procurar realizar o controle do tamanho das bolhas geradas no processo de flotação de modo a estabelecer correlações com a eficiência do sistema na remoção dos parâmetros representativos de poluição.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUILAR, M.I.; SÁEZ, J.; LLORÉNS, M.; SOLER, A.; ORTUÑO, J. F. (2002). Nutrient removal and sludge production in the coagulation –flocculation process. Water Research.

AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA) (1990). Water quality and treatment –a handbook of community water supplies. 4<sup>th</sup> ed. USA.

APHA, AWWA, WPCF. (1995). Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 14<sup>th</sup> edition, New York.

AZEVEDO NETTO, J. M. (1976). **Técnicas de abastecimento e tratamento de água**. Vol.2: CETESB, São Paulo.

AYOUB, G. M. A. (1996). A model for flocculation in a gravel reactor: development and assessment. J. Water SRT –Aqua. V. 45, n.2, p. 76-83.

BAUMANN, E. R. (1971). Water quality and treatment –a handbook of public water supplies. 3<sup>th</sup> ed. AWWA. McGraw –Hill.

BIGGS, S.; HABGOOD, M.; JAMESON, G. L.; YAN, Y. (2000). Aggregate structures formed via a bridging flocculation mechanism. Chemical Engineering Journal 80, p. 13-22.

CAPOBIANCO, J. P.R. (1999). Ética no uso da água. Banas Ambiental, ago. p.38, São Paulo.

CARDOSO, M. (2003). Efeito do tipo de coagulante na produção de lodo de estação de tratamento de água. Dissertação de Mestrado. Engenharia Ambiental – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

CRESPILHO, F. N.; SANTANA, C. G.; REZENDE, M. O.O. (2004). Brazilian industrial coconut wastewater treatment by electro-flotation. Química Nova 27, n.3.

CUBAS, A. L. Y. (1999). Floculação em meio granular expandido. Dissertação de Mestrado. Engenharia Ambiental –Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

DELGADO, S.; DIAZ, F.; GARCIA, D.; OTERO, N. (2003). Behaviour of inorganic coagulants in secondary effluents from a conventional wastewater treatment plant. *Filtration and Separation*. Research Article. ISSN0015 -1882/03, Oxford, UK.

DENNET, K. E.; AMIRTHARAJAH, A.; MORAN, T. F.; GOUID, J. P. (1996). Coagulation its effect on organic matter. *JAWWA*, april, p. 129-42.

DI BERNARDO, L. (1993). Métodos e técnicas de tratamento de água. ABES, v.1, Rio de Janeiro.

DIPOA – Divisão de Inspeção de Produtos de Origem Animal. (1978). Aves II.

EBLLING, J. M.; SIBRELLI, P. L.; OGDEN, S. R.; SUMMERFELT, S. T. (2003). Evaluation of chemical coagulation -flocculation aids for the removal of suspended solids and phosphorous from intensive recirculating aquaculture effluent discharge. *Aquacultural Engineering* 29, p. 32-42.

EDWARDS, G. A.; AMIRTHARAJAH, A. (1985). Removing color caused by humic acids. *J. AWWA*, v.77, n.3, p.50-57.

ENTRY, J. A.; SOJKA, R.E.; WATWOOD, M.; ROSS, C. (2002). Polyacrylamide preparations for protection of water quality threatened by agricultural runoff contaminants. *Environment Pollution* 120, p. 191-200.

ERNEST, A. N.; BONNER, J. S.;AUTENRIETH, R. L. (1995). Determination of particle collision efficiencies for flocculent transport models. *Journal of Environmental Engineering*. V. 121, N.4, P. 320-329.

EPA –Thecnology Transfer Seminar Publication (1973). Waste treatment upgrading poultry – processing facilities to reduce pollution. Washington.

FERREIRA, S. S. F. (1997). Comportamento químico do alumínio e do ferro em meio aquoso e implicações no tratamento de água. *Sanare*, p. 50-58.

FORESTI, E.; CAMPOS, R. J.; BERNARDO, L. (1978). Águas residuárias de abatedouros de aves: origem, caracterização e tratamento. Universidade de São Paulo –Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada, São Paulo.

FOERESTMAN, M.C. (1976). Flotation. Vol.1. American Institute of Mining Metallurgical and Petroleum Engineers, p. 621, New York.

FRANÇA, S. C. A. (2003). Utilização do processo de flotação por ar dissolvido no tratamento de efluentes da indústria minero-metalúrgica. Relatório Técnico, CETEM/MCT, p. 23.

FREIRE, R.S.; PELEGRINI, R.; KUBOTA, I.I.; DURÁN, N.; PERALTA –ZAMORA, P. (2000). Métodos e técnicas de tratamento de água. Química Nova, 23, 504.

GHANDI, G. (2005). Tratamento e controle de efluentes industriais. P.5-46.

GORAIN, B.K.; FRANZIDIS, E. V.; MANLA, E. V. (1997). Studies on impeller type, impeller speed and air flow rate in a industrial scale flotation cell. Part. 4: Effect of bubble surface area flux on flotation performance minerals engineering. V.10, n. 4, p. 367 -379.

GREGOR, J. E.; NOKES, C. J.; FENTON, E. (1997). Optimizing natural organic matter removal from low turbidity waters by controlled pH adjustment of aluminium coagulation. Water Research, 3, p. 2949-2958.

HASSEMER, M. E. N. (2000). Tratamento de efluente têxtil –processo físico-químico com ozônio e floculação em meio granular. Dissertação de Mestrado. Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis.

HÜBNER, R. (2001). Análise do uso da água em um abatedouro de aves. Dissertação de Mestrado. Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis.

JAMESON, G. J.(2005). The formation of bubble clusters in flotation cells. Int. J. Miner Process, 76, p. 123-139.

KAWAMURA, S. (1997). Optimisation of basic water-treatment processes –design and operation: coagulation and flocculation. Aqua. V. 45, n.1, p.35-47.

KITCHENER, I. A. (1985). The froth flotation process: past, present and future. The scientific basis of flotation. Part. I. Nato Advances Study Institute, ppi -26.

LEAL, F. C. T.; LIBÂNIO, M. (2002). Study of color removal by chemical coagulation in the conventional water treatment. Engenharia Sanitária e Ambiental, vol.7, n.3, p. 117 -128.

LEME, F. P. (1990). **Teorias e técnicas de tratamento de água**. ABES, Rio de Janeiro.

LOVETT, D. A.; TRAVERS, S. M. (1986). Dissolved air flotation for abattoir wastewater. Water Research, vol. 20, n.4, p. 421 -426.

MATIS, K. A. (1995). Flotation science and engineering. Journal of Mining and Metalurgy. 38 (1-4) 558 p.

MENDES, G. G. N. (1989). Estudo da coagulação e floculação de águas sintéticas e naturais com turbidez e cor variáveis. Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

METCALF; EDDY (1995). **Wastewater Engineering: treatment disposal and reuse**. MCGRAW Hill, New York.

MCCONHACHIE, G. L.; FOLKARD, G. K.; MTAWALI, M. A.; SUTHERLAND, J. D. (1999). Field trials of appropriate hydraulic flocculation processes. Water Research v. 33, n.6, p.1425-1434.

MITTAL, G. S. (2005). Treatment of wastewater from abattoirs before land application –a review. Bioresource Technology XXX.

MÜHLE, K.; DOMASCH, K. (1991). Stability of particle aggregates in flocculation with polymers. Chemical Engineering Process. 29, p. 1-8.

NICOL, S. K.; GALVIN, K. P.; ENGEL, M. D. (1992) Ion flotation –potential applications to mineral processing. Minerals Engineering, v. 5, n. 10-12, p. 1259 – 1275.

NUNEZ, L. A.; FUENTE, E.; MARTINEZ, B.; GARCIA, P.A. (1999). Slaughterhouse wastewater treatment using ferric and aluminium salts and organic polyelectrolites. J. Environ. Sci. Health, A. 34(3), p. 721-736.

ORGANIZAÇÃO METEOROLÓGICA MUNDIAL/ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA A EDUCAÇÃO, A CIÊNCIA E A CULTURA. (1997). Hay suficiente água en el mundo?

OZKAN, A.; YEKELER, M. (2003). Coagulation and flocculation characteristics of celestite with polymers. Chemical Engineering Processing 26, p. 1-7.

PAREKH, B. K.; MILLER, J. D. (1999). **Advances in flotation technology**. P. 558.

PAVANELLI, G. (2000). Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor e turbidez elevada. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos.

PHILLIPI, A. J. (2001). Desenvolvimento de um equipamento para testes de floculação através de floculação em meio granular expandido. Dissertação de Mestrado. Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis.

RAVINDRA, S.; MEYLOR, D. (2005). Cavitation air flotation. Water Research, p. 437 -446.

RICHTER, C.A.; AZEVEDO NETTO, J. (1991). **Tratamento de água**. Tecnologia atualizada. EDGARD BLÜCHER, São Paulo.

ROSA, J. J.; RUBIO, J. (2005). The FF (flocculation –flotation) process. Minerals Engineering 18, 701-707.

RUBIO, J.; MATIOLO, E. (2003). Flotação avançada para o tratamento e reaproveitamento de águas poluídas. XIX Prêmio Jovem Cientista –Água: fonte de vida.

RUBIO, J.; SOUZA, M. L.; SMITH, R. W. (2002). Overview of flotation as a wastewater treatment technique. Minerals Engineering, 15, p. 139-155.

SANTOS FILHO, F. (1973). **Tecnologia de tratamento de água para a indústria**. Nobel. São Paulo.

SENA, R. F. (2005). Avaliação da biomassa obtida através do processo de flotação de efluentes da indústria de carnes para a geração de energia. Dissertação de Mestrado Engenharia Química. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis.

SETTI, A.A. (2001). **Introdução ao gerenciamento de recursos hídricos**. 2 ed. Agência Nacional de Engenharia Elétrica/Agência Nacional de Águas. Brasília.

SHIKLOMANOV, I. A. (1997). Comprehensive assessment of the freshwater resources of the world, assessment of water resources and water availability in the world. WMO;/SET, P. 85.

SRIVASTAVA, V. C.; MALL, I. D.; MISHRA, I. M. (2005). Treatment of pulp and paper mill wastewaters with poly aluminium chloride and bagasse fly ash. *Colloids and Surfaces* 260, 0. 17-28.

SROKA, A.; KAMINSKI, W.; BOHDZIEWICZ, J. (2004). Biological treatment of meat industry wastewater. *Desalination* 162, p. 85-91.

STANDARD METHODS FOR EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER. 19 ed. 1995.

TESSELE, F.; ROSA, J.J.; RUBIO, J. (2004). Os avanços da flotação no tratamento de águas, esgotos e efluentes. *Saneamento Ambiental*, n. 102, p. 30-42.

THOMAS, D. N.; JUDD, S. J.; FAWCETT; N. (1999). Flocculation modeling: a review. *Water Research*. V. 33, n.7, p. 1579-1592.

VON SPERLING, M. (1996). Introdução a qualidade de água e ao tratamento de esgotos – princípio do tratamento biológico de águas residuárias. 2 ed. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte.

WAKEMAN, R. J.; TARLETON, E. S. (1999). *Filtration: equipment selection, modeling and process simulation*. Elsevier Science. New York. p. 446.

WATRAS, C. J.; HUCKABEE, J. W. (1994). Mercury Pollution Integration and Synthesis. 1<sup>th</sup> ed. Boca Raton. Lewis.

YOON, R. F. (1999). Bubble particle interactions in flotation. S. M. F., p. 95-112.

ZOUBOLIS, A. I.; MATIS, K. A.; STALIDIS, G. A. (1992) Flotation techniques in waste water treatment. Innovation in flotation technology, p. 475 -497.