

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO  
INSTITUTO DE QUÍMICA DE SÃO CARLOS

**“Eletroflotação Aplicada ao Tratamento de Esgoto Sanitário”**

Joel Alonso Palomino Romero

Tese apresentada ao Instituto de Química  
de São Carlos, da Universidade de São  
Paulo para obtenção do título de Doutor  
em Ciências (Química Analítica)

**Orientadora:** Profa. Dra. Maria Olímpia de Oliveira Rezende

**São Carlos**

**2009**

**Este exemplar foi revisado em relação à versão original, sob a exclusiva responsabilidade do autor.**

**São Carlos, 10/12/2009**

**Joel Alonso Palomino Romero**

---

## **DEDICATÓRIA**

Dedico este trabalho a Don Otto e Dona Nancy, meus pais e a Cláudia e Pablo, meus irmãos, com amor e gratidão por todos os seus sacrifícios sem os quais este trabalho não seria possível, pelo imenso amor, confiança e força através da distância.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço à Profa. Maria Olímpia Rezende, pela orientação e ensinamentos, pelo respeito, amizade, confiança e liberdade para realizar a pesquisa, que contribuíram para a realização não só deste trabalho, mas para minha formação.

Ao Prof. Luis Antônio Daniel, por gentilmente ceder um espaço na Estação de Tratamento de Esgoto da Área 1 da Universidade de São Paulo da cidade de São Carlos para a realização desta pesquisa e, pelos seus acertados conselhos.

À Dra. Diva Landgraf, técnica do Laboratório de Química Ambiental, pela disposição, ajuda e atenção sempre prestadas.

Ao Sr. João Tiengo, técnico do Grupo de Materiais Eletroquímicos e Métodos Eletroanalíticos (GMEME), pela paciência e incansável ajuda prestada na montagem dos reatores e, pelas grandes ideias.

Ao Prof. Giancarlo Salazar e à Profa. Katlin Barrios, pelas proveitosas discussões, apoio e paciência. Acima de tudo, pela amizade.

Às minhas grandes amigas: Raquel, Paula e Elke – muito grato pela sua amizade, pelo excelente ambiente laboratorial, as discussões científicas e as risadas, que foram muitas.

À família Urano de Carvalho Machado, pelo amor, carinho, confiança e força que só uma família pode dar. Minha família no Brasil.

Ao Avelardo e Raquel pelas produtivas discussões científicas, pela grande amizade, momentos de descontração, alegria e força que nunca deixaram faltar.

Ao Programa de Pós-Graduação em Química IQSC, professores e funcionários, pelo apoio institucional e pelas condições oferecidas.

Aos funcionários das oficinas mecânica e elétrica do IQSC, pela eficiência nos trabalhos prestados.

Aos funcionários da Biblioteca do IQSC, pelo profissionalismo.

Ao CNPq e CAPES, pelo apoio financeiro.

Fico muito grato a todas estas pessoas e lhes expesso o meu apreço e respeito. Todas foram decisivas na culminação deste trabalho. Seus conselhos, apoio, carinho e amizade foram inestimáveis. Realmente aprendi muito com vocês.

Enfim, agradeço a todos que de alguma forma me ajudaram direta ou indiretamente na realização deste trabalho.

Muchas gracias !

“A descoberta consiste em ver o que  
todo mundo já viu e em pensar o que  
ninguém pensou”

Albert Szent-Györgyi

## RESUMO

Este trabalho avaliou o desempenho de um reator piloto de eletroflotação, que utilizou placas de alumínio em arranjo monopolar em paralelo como eletrodos de sacrifício para o tratamento de esgoto sanitário. O processo foi auxiliado pela adição de cloreto de sódio para melhorar a condutividade do esgoto bruto. Preliminarmente, testaram-se em ensaios de eletroflotação em bancada, densidades de corrente entre 8 e 21 A m<sup>-2</sup> e determinou-se que o melhor desempenho na diminuição da turbidez era obtido aplicando uma densidade de corrente próxima a 13,8 A m<sup>-2</sup>. Posteriormente foram conduzidos ensaios no reator piloto para determinar a vazão e a dosagem de cloreto de sódio. A partir destes foram determinadas as variáveis operacionais, que foram: densidade de corrente de 14,2 A m<sup>-2</sup>, vazão de 0,33 m<sup>3</sup> h<sup>-1</sup>, dosagem de cloreto de sódio de 0,5 g L<sup>-1</sup> e tempo de detenção hidráulica de 18,2 min. O reator piloto de eletroflotação foi testado com duas configurações de posição dos eletrodos: transversal e paralelo ao fluxo. O melhor desempenho do reator de eletroflotação foi obtido com o arranjo em paralelo ao fluxo; este permitiu aumentar a vazão para 0,5 m<sup>3</sup> h<sup>-1</sup> e diminuir a dosagem de cloreto de sódio para 0,25 g L<sup>-1</sup>. Amostras de esgoto bruto e esgoto eletroflotado obtidas do reator operando em ambas as configurações da posição dos eletrodos foram coletadas e submetidas a análises físico-químicas. Estas análises permitiram determinar a eficiência da remoção de: cor verdadeira em 82% e 86% para os arranjos das placas em transversal e paralelo ao fluxo respectivamente, da mesma forma a turbidez em 96% e 93%, sólidos totais em 90% e 97%, carbono orgânico total em 60% e 58%, nitrogênio amoniacal em 42% e 51%, demanda bioquímica de oxigênio em 91%, demanda química de oxigênio em 89% concentração de óleos e graxas em 100%, fósforo total em 99%, coliformes termotolerantes e *E coli*. em duas unidades log e aumento de oxigênio dissolvido em 400% e 366%. Uma análise de espectroscopia de emissão atômica também foi feita para determinar a concentração de espécies metálicas e não metálicas. Esta análise revelou que as espécies encontravam-se em concentrações baixas e em alguns casos abaixo do limite de detecção, mas após tratamento por eletroflotação estas concentrações também sofreram diminuição. O cálculo da massa teórica de alumínio desgastada nos ânodos foi calculada em 4 g m<sup>-3</sup>, a quantidade de lodo gerado foi de 0,16 m<sup>3</sup> e os custos operacionais totais estimados em R\$0,64 e R\$0,38 kw h m<sup>-3</sup> com o reator operando nas configurações de posição dos eletrodos transversal e paralelo respectivamente. Os valores dos parâmetros observados nas análises físico-químicas do esgoto eletroflotado se encontram dentro dos limites estipulados pela Resolução CONAMA No. 357 para o lançamento de efluentes e para águas de classe 3. A comparação das eficiências de remoção alcançadas pela eletroflotação com eficiências típicas de remoção dos principais poluentes nos esgotos domésticos, alcançadas por diversos métodos de tratamento permite afirmar que a eletroflotação é uma técnica eficiente no tratamento de esgoto sanitário e é economicamente viável, por isto deve ser considerada como uma alternativa aos métodos de tratamento convencionais.

## ABSTRACT

This study assessed the performance of a domestic sewage treatment pilot unit of electroflotation, which used aluminum plates in a monopolar parallel arrangement as sacrifice electrodes for sewage treatment. The process was aided by the addition of sodium chloride to improve the conductivity of the raw sewage. First, it was tested in lab-scale experiments, current densities between 8 and 21 A m<sup>-2</sup>. The best performance in the turbidity decrease was obtained by applying a current density close to 13.8 A m<sup>-2</sup>. Later experiments were conducted in the pilot reactor to determine the flow rate and dosage of sodium chloride. From these, the operational variables were determined, which were: current density of 14.2 A m<sup>-2</sup>, a flow rate of 0.33 m<sup>3</sup> h<sup>-1</sup>, sodium chloride dosage of 0.5 g L<sup>-1</sup> and hydraulic detention time of 18.2 min. The electroflotation pilot reactor was tested with two sets of electrode position: transverse and parallel to the flow. The best performance of the electroflotation reactor was achieved with the parallel arrangement; this allowed increase the flow to 0.5 m<sup>3</sup> h<sup>-1</sup> and reduce the amount of sodium chloride to 0.25 g L<sup>-1</sup>. In comparison to raw sewage, the treated effluent presents a decrease of 82% and 86% for the true color for the arrangement of plates in transverse and parallel respectively, just as a decrease in the turbidity by 96% and 93%, total solids by 90% and 97% total organic carbon by 60% and 58%, nitrogen by 42% and 51% biochemical oxygen demand at 91%, chemical oxygen demand at 89%, oils and greases concentration by 100 %, total phosphorus by 99%, fecal coliforms and *E. coli*. in two log units and increased dissolved oxygen in 400% and 366%. An atomic emission spectroscopy analysis was also done to determine the concentration of metal and non-metallic species. This analysis revealed that the species were in low concentrations and in some cases below the detection limit, but after electroflotation treatment these concentrations also decrease. The calculation of the theoretical mass of the worn aluminum anodes was estimated in 4 g m<sup>-3</sup>, the amount of sludge generated was 0.16 m<sup>3</sup> and the total operating costs estimated at R\$ 0.64 and R\$ 0.38 kw h m<sup>-3</sup> with the reactor operating in transverse and parallel settings of electrode position, respectively. The values of the parameters observed in the physicochemical analysis of electroflotated sewage are within the limits set by CONAMA Resolution No. 357 for the release of effluents and for Class 3 waters. Comparison of removal efficiencies achieved by electroflotation with typical removal efficiencies of major pollutants in domestic sewage, achieved by various treatment methods suggest that the electroflotation is an efficient technique for the treatment of sewage and is economically viable, therefore must be considered as an alternative to conventional treating methods.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Ciclo Hidrológico.....	21
Figura 2 – Sistema individual ou estático.....	25
Figura 3 – Sistema coletivo ou dinâmico.....	25
Figura 4 – Diagrama esquemático de uma cela de eletroflotação.....	42
Figura 5 – Hidrólise do alumínio em função do pH.....	43
Figura 6 – Principais mecanismos de coagulação de colóides.....	44
Figura 7 – Tipos de conexão de eletrodos.....	47
Figura 8 – Reator de eletroflotação REF-1.....	75
Figura 9 – Seção transversal do reator de eletroflotação REF-2.....	76
Figura 10 – Desenho em explosão do reator REF-2.....	76
Figura 11 – Modelo das tampas laterais com o-ring e suporte dos eletrodos do tipo gaveta.....	77
Figura 12 – Bastonete em aço inox com ranhura.....	77
Figura 13 – Vista superior do reator REF-3.....	78

Figura 14 – Vista lateral do reator. Conexão externa de acrílico do tipo U.....	79
Figura 15 – Vista lateral do reator de eletroflotação REF-3.....	79
Figura 16 – Vista superior do reator REF-3. Arranjo dos eletrodos de alumínio transversal ao fluxo.....	80
Figura 17 – Vista superior do reator REF-3. Arranjo dos eletrodos de alumínio transversal ao fluxo, em detalhe.....	81
Figura 18 – Vista superior do reator REF-3. Arranjo dos eletrodos de alumínio paralelo ao fluxo em detalhe.....	81
Figura 19 – Vista superior do reator REF-3. Arranjo dos eletrodos de alumínio paralelo ao fluxo.....	82
Figura 20 – Reator REF-1. Esgoto antes e após 20 minutos de tratamento por eletroflotação.....	84
Figura 21 – Reator REF-2. Esgoto antes e após 7 minutos de tratamento por eletroflotação.....	86
Figura 22 – Eficiência na remoção de $\text{DBO}_5$ e concentração de $\text{Al}^{3+}$ em função da vazão.....	87
Figura 23 – Comportamento da tensão em função da densidade de corrente.....	90
Figura 24 – Comportamento da tensão em função do tempo de operação.....	90
Figura 25 – Eficiência da remoção de $\text{DBO}_5$ e turbidez em função da densidade de corrente.....	92
Figura 26 – Comportamento da tensão em função da concentração de $\text{NaCl}$ .....	94

Figura 27 – Eficiência da remoção de $\text{DBO}_5$ e concentração de $\text{Al}^{3+}$ em função da vazão.....	96
Figura 28 – Eficiência da remoção de $\text{DBO}_5$ e tensão em função do tempo de operação.....	97
Figura 29 – Remoção de turbidez (%) em função da densidade de corrente ( $\text{A m}^{-2}$ ) e a quantidade de $\text{NaCl}$ adicionado ( $\text{g L}^{-1}$ ).....	98
Figura 30 – Remoção de $\text{DBO}_5$ (%) em função da densidade de corrente ( $\text{A m}^{-2}$ ) e a quantidade de $\text{NaCl}$ adicionado ( $\text{g L}^{-1}$ ).....	99
Figura 31 – Amostras de: EB (efluente bruto); EF (efluente eletroflotado - arranjo transversal); Água (água de torneira).....	102

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Domicílios particulares permanentes urbanos, total e respectiva distribuição percentual, por existência de serviço de esgotamento sanitário, segundo as Grandes Regiões – 2005.....	28
Tabela 2 – Estimativa da eficiência esperada nos diversos níveis de tratamento incorporados numa ETE.....	30
Tabela 3 – Comparação das análises de turbidez de amostras de EB e de EF dos ensaios em batelada no REF-1.....	84
Tabela 4 – Comparação das análises de amostras de EB e de EF de ensaios em batelada no REF-2.....	85
Tabela 5 – Vazões testadas no reator REF-2 e seus respectivos tempos de detenção hidráulica.....	87
Tabela 6 – Comparação das análises de amostras de EB e de EF de ensaios em fluxo contínuo no REF-2.....	88
Tabela 7 – Condutividade do esgoto segundo a concentração de NaCl adicionado.....	93

Tabela 8 – Vazões testadas no reator REF-2 e seus respectivos tempos de detenção hidráulica.....	95
Tabela 9 – Comparação da análise de cor verdadeira do EB e do EF com os limites máximos permitidos pela Resolução CONAMA No. 357.....	101
Tabela 10 – Comparação da análise de turbidez do EB e do EF com os limites máximos permitidos pela Resolução CONAMA No. 357.....	102
Tabela 11 – Comparação do pH do EB e do EF com os limites máximos permitidos pela Resolução CONAMA No. 357.....	103
Tabela 12 – Comparação dos sólidos totais do EB e do EF com os limites máximos permitidos pela Resolução CONAMA No. 357.....	104
Tabela 13 – Condições mínimas exigidas para os efluentes de estações de tratamento de efluentes urbanos, segundo a Comunidade Européia. Parâmetro: Sólidos totais em suspensão.....	105
Tabela 14 – Comparação da concentração de óleos e graxas do EB e do EF com os limites máximos permitidos pela Resolução CONAMA No. 357.....	106
Tabela 15 – Comparação das análises de carbono total do EB e do EF..	107
Tabela 16 – Comparação da concentração de oxigênio dissolvido do EB e do EF com os limites mínimos permitidos pela Resolução CONAMA No. 357.....	108
Tabela 17 – Comparação da demanda bioquímica de oxigênio do EB e do EF com os limites máximos permitidos pela Resolução CONAMA No. 357.....	109
Tabela 18 – Comparação da demanda química de oxigênio do EB e do EF.....	110

Tabela 19 – Comparação da concentração de cloreto no EB e no EF com os limites máximos permitidos pela Resolução CONAMA No. 357.....	112
Tabela 20 – Comparação da contagem de coliformes termotolerantes e E. coli do EB e do EF com os limites máximos permitidos pela Resolução CONAMA No. 357....	113
Tabela 21 – Comparação da concentração de N-amoniaco no EB e no EF com os limites máximos permitidos pela Resolução CONAMA No. 357.....	114
Tabela 22 – Comparação da concentração de fósforo total no EB e no EF com os limites máximos permitidos pela Resolução CONAMA No. 357.....	116
Tabela 23 – Concentração de espécies em amostras de EB e EF comparadas com os limites máximos estipulados na Resolução CONAMA No. 357.....	118
Tabela 24 – Comparação de análises físico-químicas e microbiológicas obtidas por diferentes métodos de desinfecção.....	123
Tabela 25 – Custo de montagem do reator e material anexo.....	125
Tabela 26 – Custos operacionais totais do tratamento por eletroflotação para as configurações perpendicular e paralelo das placas.....	127
Tabela 27 – Tempo de detenção hidráulica, outras reações e impactos na qualidade do efluente tratado.....	128
Tabela 28 – Concentrações médias efluentes e eficiências típicas de remoção dos principais poluentes de interesse nos esgotos domésticos.....	130

## **LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS**

EB: Esgoto bruto

EF: Esgoto eletroflotado

ETE: Estação de tratamento de esgoto

ST: Sólidos totais

OG: Concentração de óleos e graxas

DBO<sub>5</sub>: Demanda bioquímica de oxigênio

CT: Carbono total

OD: Oxigênio dissolvido

EAA: Espectroscopia de emissão atômica

EPA: Environmental Protection Agency

ELL: Extração líquido-líquido

UASB: Up Flow Anaerobic System Blanquet

## **SUMÁRIO**

### **RESUMO**

### **ABSTRACT**

### **LISTA DE FIGURAS**

### **LISTA DE TABELAS**

### **LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS**

<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>20</b>
1.1 O Esgoto.....	23
1.2 Esgotamento sanitário no Brasil.....	27
1.3 Opções de tratamento de esgoto sanitário.....	29
a) Lodos ativados.....	31
b) Lagoas de estabilização.....	31
c) Reatores biológicos.....	32
1.4 Eletroflotação.....	37
1.4.1 Usos.....	38

1.4.2 Definição.....	41
1.4.3 Vantagens.....	45
1.4.4 Tipos de conexão dos eletrodos nos reatores de eletroflotação.....	46
a) Conexão monopolar em paralelo.....	47
b) Conexão monopolar em serie.....	47
c) Conexão bipolar em serie.....	48
1.4.5 Tipos de eletrodos.....	48
1.4.6 Tipos de reatores de eletroflotação.....	50
a) Reator de placas verticais.....	51
b) Reator de placas horizontais longas.....	51
c) Reator de placas horizontais curtas.....	52
d) Reator de placas perfuradas.....	52
e) Reator de eletrodos tubulares.....	53
f) Reator de eletrodos tubulares perfurados.....	53
<b>2 OBJETIVOS.....</b>	<b>55</b>
<b>3 MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>57</b>
3.1 Descrição das instalações experimentais.....	57
3.2 Sistema de eletroflotação.....	58
3.3 Caracterização das amostras de EB e EF.....	59

3.3.1 Cor verdadeira.....	60
3.3.2 Turbidez.....	60
3.3.3 pH.....	62
3.3.4 Condutividade.....	62
3.3.5 Sólidos totais.....	63
3.3.6 Concentração de óleos e graxas.....	64
3.3.7 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO <sub>5</sub> ).....	65
3.3.8 Demanda química de oxigênio (DQO).....	67
3.3.9 Carbono orgânico total (CT).....	68
3.3.10 Oxigênio dissolvido (OD).....	68
3.3.11 Nitrogênio amoniacal.....	69
3.3.12 Fósforo total.....	69
3.3.13 Cloretos.....	70
3.3.14 Contagem de coliformes termotolerantes e de <i>E. coli</i> .....	71
3.3.15 Concentração de espécies metálicas e não metálicas.....	72
<b>4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>74</b>
4.1 Construção dos reatores de eletroflotação.....	74
4.1.1 Reator REF-1.....	74
4.1.2 Reator REF-2.....	75

4.1.3 Reator REF-3.....	78
4.1.3.1 Arranjo das placas de alumínio: perpendicular ao fluxo.....	80
4.1.3.2 Arranjo das placas de alumínio: paralelo ao fluxo.....	81
4.2 Ensaio nos reatores REF-1, REF-2 e REF-3.....	82
4.2.1 Ensaio no REF-1.....	82
4.2.2 Ensaio no REF-2.....	85
4.2.2.1 Ensaio em batelada.....	85
4.2.2.2 Ensaio em fluxo contínuo.....	86
4.2.3 Ensaio no REF-3.....	89
4.2.3.1 Arranjo das placas de alumínio: transversal ao fluxo.....	89
I Ensaio em batelada.....	89
a) Determinação da corrente de trabalho.....	89
b) Determinação da condutividade.....	92
II Ensaio em fluxo contínuo.....	95
a) Determinação da vazão.....	95
b) Tempo de operação.....	97
4.2.3.2 Arranjo das placas de alumínio: paralelo ao fluxo.....	98
4.2.3.3 Análise físico-química do esgoto eletroflotado.....	100
a) Cor verdadeira.....	101

b) Turbidez.....	101
c) pH.....	103
d) Sólidos totais.....	104
e) Concentração de óleos e graxas.....	105
f) Carbono total (CT).....	106
g) Oxigênio dissolvido (OD).....	107
h) Demanda bioquímica de oxigênio (DBO <sub>5</sub> ).....	109
i) Demanda química de oxigênio (DQO).....	110
j) Cloretos.....	111
k) Coliformes termotolerantes e <i>E. coli</i> .....	112
l) Nitrogênio amoniacal.....	113
m) Fósforo total.....	115
n) Concentração de espécies metálicas e não metálicas.....	116
4.3 Passivação e desgaste dos eletrodos.....	119
4.4 Comparação da qualidade do esgoto tratado.....	121
4.5 Lodo gerado no processo de eletroflotação.....	124
4.6 Custo de montagem e custo operacional.....	124
<b>5 CONCLUSÕES.....</b>	<b>132</b>
<b>6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>134</b>

## 1. INTRODUÇÃO

A água é o constituinte inorgânico mais abundante na matéria viva (SPERLING, 2005); todas as formas conhecidas de vida precisam de água. Nos seres humanos a água é o principal constituinte (entre 70% a 75%) e sua quantidade depende de vários fatores estabelecidos durante a vida do indivíduo, entre eles a idade, o sexo, a massa muscular, o aumento ou perda de peso, o tecido adiposo, e até mesmo a gravidez ou lactação. É componente essencial para o bom funcionamento geral do organismo, ajudando em algumas funções vitais, tais como o controle de temperatura do corpo, por exemplo.

Como a água é fundamental para a manutenção da vida, é importante saber como esta se distribui no nosso planeta e como ela circula de um meio para outro (SPERLING, 2005).

Na Terra há cerca de  $1,36 \times 10^9 \text{ km}^3$  de água que se distribuem da seguinte forma:

- $1,32 \times 10^9 \text{ km}^3$  (97%) são água do mar.
- $4 \times 10^7 \text{ km}^3$  (3%) são água doce.

Estes 3% por sua vez encontram-se distribuídos da seguinte forma:

- $2,5 \times 10^7 \text{ km}^3$  (2,2%) como gelo.
- $1,3 \times 10^7 \text{ km}^3$  (0,779%) como água subterrânea.

- $2,5 \times 10^5 \text{ km}^3$  (0,02%) em lagos e rios.

$1,3 \times 10^4 \text{ km}^4$  (0,001%) com vapor de água.

Vista a distribuição da água no planeta, é importante também saber como esta se movimenta de um meio para outro na Terra. Esta movimentação recebe o nome de ciclo hidrológico, o qual compreende vários mecanismos de transferência da água, como pode ser visualizado na Figura 1 (USGS, 2008).



Figura 1 – Ciclo hidrológico

Este ciclo é responsável pela renovação da água no planeta e seus principais mecanismos de transferência são a precipitação, escoamento superficial, infiltração e evapotranspiração (nome dado ao vapor de água obtido da transpiração e da evaporação).

A água devido às suas propriedades de solvente e à sua capacidade de transportar partículas incorpora a si diversas impurezas, as quais definem a sua qualidade. Esta qualidade é resultante de fenômenos naturais e da atuação do homem.

Quando se trata de fenômenos naturais, fala-se dos mecanismos de transferência observados na Figura 1; particularmente o escoamento superficial e a infiltração, já que é através destes que a água vai incorporando a si partículas de sólidos em suspensão ou dissolvidos. Já quando se trata de interferência do ser humano, fala-se da geração de despejos domésticos ou industriais que contribuem à introdução de compostos na água, afetando sua qualidade (SPERLING, 2005).

Neste sentido, é importante conhecer com que finalidade o homem utiliza a água que consome. Esta é utilizada para consumo doméstico, atividades comerciais e criação de animais. Também para as atividades pecuárias, agrícolas e para a produção industrial. Ela ainda se presta à geração de energia hidrelétrica, à mineração e à exploração de petróleo. Atende à navegação em geral e serve para fins recreativos, assim como também é utilizada na diluição e transporte de despejos e harmonia paisagística. Em termos gerais, os usos da água abarcam as atividades humanas em sua globalidade e isso permite dizer que ela tanto pode servir para consumo como para insumo nos diferentes processos produtivos.

O amplo uso que o ser humano faz da água, traz como conseqüência a poluição desta em menor ou maior grau. O grau de poluição das águas é medido pelas características físicas, químicas e biológicas das impurezas existentes, que, por sua vez, são identificadas por parâmetros de qualidade das águas. Esses parâmetros são indicadores da qualidade da água e constituem impurezas quando alcançam valores superiores aos estabelecidos para determinado uso.

Dentro deste contexto encontramos na legislação brasileira as seguintes referências para padrões de qualidade de água:

Padrão de potabilidade: *Portaria* 518 (2004), do Ministério da Saúde.

Padrão de corpos d'água: *Resolução* CONAMA 357 (2005), do Ministério do Meio Ambiente, e eventuais legislações estaduais.

Padrão de lançamento: *Resolução* CONAMA 357 (2005), do Ministério do Meio Ambiente, e eventuais legislações estaduais.

De forma geral, a poluição das águas decorre da adição de substâncias ou de formas de energia que, diretamente ou indiretamente, alterem as características físicas, químicas e biológicas do corpo d'água de uma maneira tal, que prejudique a utilização das suas águas para usos benéficos.

## 1.1 O esgoto

Dentre as formas de poluição das águas, a mais comum é aquela causada pelo esgoto e lixo jogado nos rios. Este problema foi agravado devido ao crescimento das cidades, porque o tratamento de esgotos e de fossas não conseguiu acompanhar o ritmo de crescimento urbano.

A norma brasileira NBR 9648 (1986) define o esgoto sanitário como o “despejo líquido constituído de esgotos doméstico e industrial, água de infiltração e a contribuição pluvial parasitária”. Essa mesma norma define ainda:

- esgoto doméstico é o “despejo líquido resultante do uso de água para higiene e necessidades fisiológicas humanas”;
- esgoto industrial é o “despejo líquido resultante dos processos industriais, respeitados os padrões de lançamento estabelecidos”;

- água de infiltração é “toda água proveniente do subsolo, indesejável ao sistema separador e que penetra nas canalizações”;
- contribuição pluvial parasitária é “a parcela do deflúvio superficial inevitavelmente absorvida pela rede de esgoto sanitário”.

O esgoto doméstico é gerado a partir da água de abastecimento e, portanto, a sua medida resulta da quantidade de água consumida. Esta é geralmente expressa pela “taxa de consumo *per capita*”, variável segundo hábitos e costumes de cada localidade (NUVOLARI et al., 2003).

Quanto ao destino do esgoto, na maioria das vezes, são coleções de água natural – cursos de água, lagos ou mesmo o oceano –, mas também pode ser o solo convenientemente preparado para receber a descarga efluente do sistema. A esse destino final se dá o nome de corpo receptor (NUVOLARI et al., 2003).

Von Sperling (2005) ainda destaca dois tipos de esgotamento sanitário: o sistema individual e o sistema coletivo.

Os sistemas individuais ou sistemas estáticos pressupõem uma solução no local. Consistem no lançamento de excretas ou de esgotos gerados em uma ou poucas unidades habitacionais, usualmente envolvendo infiltração no solo. Esta solução pode funcionar satisfatória e economicamente se a densidade de ocupação for baixa e se o solo apresentar boas condições de infiltração. É necessário ainda que o nível de água subterrânea se encontre a uma profundidade adequada, de forma a evitar o risco de sua contaminação, principalmente por microrganismos patogênicos. No entanto, é interessante lembrar que as soluções individuais podem conduzir à poluição da água superficial no caso de extravasamentos e da própria incorporação da água subterrânea à água superficial. A Figura 2 (SANESUL, 2008) representa este tipo de sistema e seus riscos oferecidos.

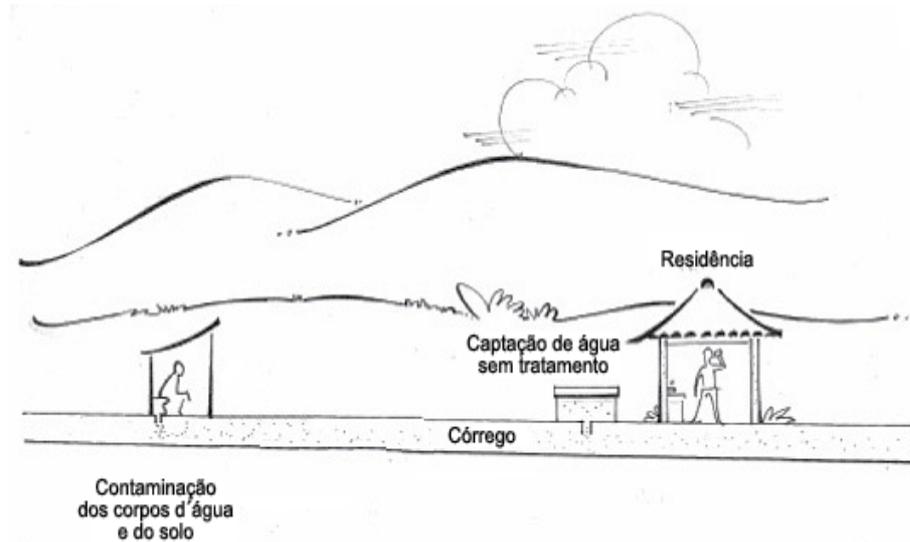


Figura 2 – Sistema individual ou estático

Os sistemas coletivos ou sistemas dinâmicos são indicados para locais com elevada densidade populacional, como o meio urbano. Esta solução consiste em canalizações que recebem o lançamento dos esgotos, transportando-os ao seu destino final, de forma sanitariamente adequada, como representado na Figura 3 (SANESUL, 2008).

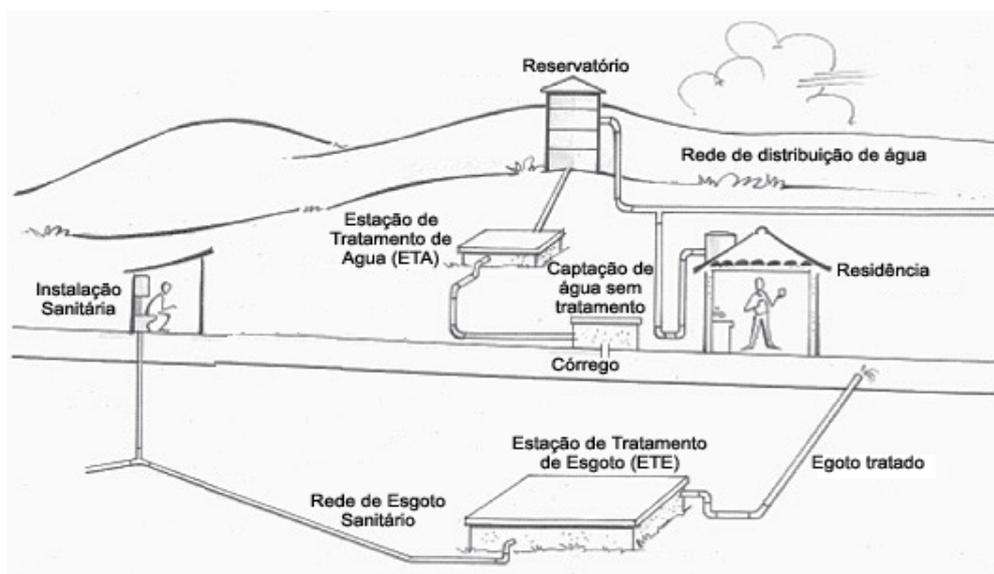


Figura 3 – Sistema coletivo ou dinâmico

Há ainda dentro deste tipo de sistema, duas principais variantes:

- *Sistema unitário ou combinado*: os esgotos sanitários e as águas de chuva são conduzidos ao seu destino final, dentro da mesma canalização.
- *Sistema separador*: os esgotos sanitários e as águas de chuva são conduzidos ao seu destino final, em canalizações separadas.

O esgoto é um líquido cuja composição, quando não contém resíduos industriais, é de aproximadamente: 99,87% de água; 0,04% de sólidos sedimentáveis; 0,02% de sólidos não sedimentáveis e 0,07% de substâncias dissolvidas (NUVOLARI et al., 2003). Geralmente contém numerosos agentes patogênicos, microrganismos, resíduos tóxicos e nutrientes que provocam o crescimento de outros tipos de bactérias, vírus ou fungos presentes em menor número. Por esta razão, os sistemas de coleta e tratamento de esgotos são importantes, não só por recuperar a água do esgoto e devolvê-la ao meio ambiente, mas também é importante para a saúde pública, ao evitar riscos de contaminação e transmissão de doenças; e ao meio ambiente - no que se refere ao controle da poluição das águas.

Dada a forte prevalência da água na composição do esgoto, admite-se que suas propriedades físicas são as mesmas da água e, portanto, suas reações à ação de forças externas também são as mesmas. Daí que o escoamento de esgoto, em tubulações e canais é tratado como se fosse de água (NUVOLARI et al., 2003).

## 1.2 Esgotamento sanitário no Brasil

De acordo com dados nacionais recentes, dos 44860739 domicílios brasileiros, 7,5% não são atendidos por rede geral de abastecimento de água, 33,8% (Tabela 1) não possuem rede geral de esgotamento sanitário e 2,9% não têm coleta de lixo (IBGE, 2005). A Pesquisa Nacional de Amostra por Domicílios (PNAD), do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) realizada em 2005 revela que 92,5% dos domicílios brasileiros têm serviços de abastecimento de água; 66,2% têm serviço de esgotamento sanitário e 97,1% têm serviço de coleta de lixo. O esgotamento sanitário é o serviço de saneamento básico com menos cobertura nos municípios brasileiros (IBGE, 2005).

Tabela 1 – Domicílios particulares permanentes urbanos, total e respectiva distribuição percentual, por existência de serviço de esgotamento sanitário, segundo as Grandes Regiões – 2005

Domicílios particulares permanentes urbanos				
Grandes Regiões	Total	Distribuição percentual, por existência de serviço de esgotamento sanitário (%)		
		Com serviço de rede coletora de esgotamento sanitário e/ou pluvial <sup>(1)</sup>	Sem serviço	
			Fossa <sup>(2)</sup>	Outras formas <sup>(3)</sup>
<b>Brasil</b>	<b>44 860 739</b>	<b>66,2</b>	<b>28,6</b>	<b>5,2</b>
Norte	2 798 223	10,5	80,2	9,2
Nordeste	9 762 476	40,4	50,6	9,0
Sudeste	21 999 875	89,1	6,5	4,5
Sul	6 993 357	64,8	32,4	2,8
Centro-Oeste	3 306 808	40,0	58,8	1,2

Fonte: Adaptada do IBGE, Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios 2005.

<sup>(1)</sup> Inclusive rede coletora e fossa séptica ligada à rede coletora de esgoto e/ou pluvial.

<sup>(2)</sup> Inclusive fossa séptica não-ligada à rede coletora de esgoto e/ou pluvial.

<sup>(3)</sup> Inclusive as formas de escoadouro: vala, direto para o rio, lago ou mar e outras.

A complexidade deste tema está expressa na observação da ocorrência no Norte, quando se constatou um aumento nas duas condições: com serviço aumentou para 10,5%, e sem serviço aumentou para 80,2%. A região Nordeste acusou uma mudança para 40,4%, o Sudeste para 89,1%, o Sul para 64,8% e o Centro-Oeste para 40%, como observado na Tabela 1.

### 1.3 Opções de tratamento do esgoto sanitário

Do ponto de vista técnico, são conhecidas inúmeras opções para o tratamento dos esgotos. Cada uma delas com suas vantagens ou desvantagens do ponto de vista da área necessária, eficiência obtida no tratamento, utilização ou não de equipamentos eletromecânicos com subsequente consumo ou não de energia, sofisticação ou não de implantação e operação, necessidade ou não de mão de obra especializada. Isto pode facilitar a escolha de uma técnica mais adequada para cada caso, existindo opções adaptadas tanto para as pequenas comunidades quanto para as megalópoles. Cada cidade, com suas características próprias de clima, topografia, preço de terrenos, características do corpo d'água a ser utilizado para fazer os despejos tratados irá ditar a técnica ou as técnicas a serem escolhidas (NUVOLARI et al., 2003).

O tratamento de esgotos em estações de tratamento de esgoto (ETE) pode ser dividido em níveis de acordo com o grau de remoção de poluentes que se deseja atingir. O tratamento primário destina-se à remoção de sólidos grosseiros em suspensão (materiais de maiores dimensões e sólidos decantáveis como areia e gordura). São utilizados apenas mecanismos físicos (gradeamento e sedimentação por gravidade) como método de tratamento. Essa etapa tem a finalidade de proteger as unidades de tratamento subsequentes e dispositivos de transporte como, por exemplo, bombas e tubulações, além de proteção dos corpos receptores quanto aos aspectos estéticos.

O tratamento primário, além dos sólidos sedimentáveis, remove também boa parte de matéria orgânica, utilizando-se de mecanismos físicos como método de tratamento.

O tratamento secundário, geralmente constituído por reator biológico, remove grande parte da matéria orgânica, podendo remover parcela dos nutrientes como nitrogênio e fósforo. Os reatores biológicos empregados para esta parte do tratamento reproduzem os fenômenos naturais da estabilização da matéria orgânica que ocorreriam no corpo receptor.

O tratamento terciário, nem sempre presente, geralmente constituído de unidade de tratamento físico-químico, tem como finalidade a remoção complementar de matéria orgânica, dos nutrientes, dos poluentes específicos e a desinfecção dos esgotos tratados, como pode ser observado na Tabela 2 (ENGENHARIA E PROJETOS).

Tabela 2 – Estimativa da eficiência esperada nos diversos níveis de tratamento incorporados numa ETE

<b>Tipo de tratamento</b>	<b>Matéria orgânica (% remoção de DBO)</b>	<b>Sólidos em suspensão (% remoção)</b>	<b>Nutrientes (% remoção)</b>	<b>Bactérias (% remoção)</b>
Preliminar	5 – 10	5 – 20	Não remove	10 – 20
Primário	25 – 50	40 – 70	Não remove	25 – 75
Secundário	80 – 95	65 – 95	Pode remover	70 – 99
Terciário	40 - 99	80 – 99	Até 99	Até 99,999

As técnicas utilizadas no tratamento de esgoto sanitário têm sido muito diversificadas, sendo as mais convencionais, descritas a seguir:

#### a) Lodos ativados

Este método consiste num sistema no qual uma massa biológica cresce, forma flocos, é continuamente recirculada e colocada em contato com a matéria orgânica em presença de oxigênio. O processo é essencialmente biológico e aeróbio, no qual o esgoto bruto e o lodo ativado são misturados intimamente, agitados e aerados em unidades conhecidas como tanques de aeração. Após este procedimento, o lodo é enviado para o decantador secundário, onde a parte sólida é separada do efluente tratado. O lodo sedimentado retorna ao tanque de aeração ou é retirado para tratamento específico (FERREIRA; CORAIOLA, 2008). Este método é de alta eficiência e exige alto grau de mecanização, porém grande consumidor de energia e requer mão-de-obra qualificada na sua operação (OLIVEIRA, 2006).

#### b) Lagoas de estabilização

As lagoas de estabilização são os sistemas de tratamento mais utilizados nos municípios brasileiros (DE OLIVEIRA, 1997). Estas consistem em grandes tanques de pequena profundidade, escavados na terra, onde o esgoto sanitário flui continuamente e é tratado por processos naturais. Os seres vivos que habitam essas lagoas e tratam o esgoto constituem uma variedade de plantas e animais microscópicos, que coexistem no meio e dependem uns dos outros. Os mais importantes para o funcionamento dessas lagoas são as bactérias e algas. Os

sólidos descartáveis que se encontram nos esgotos sedimentam-se nas lagoas em forma de lodo, que é digerido por bactérias anaeróbias e facultativas, produzindo gases e sais minerais. A matéria orgânica em suspensão e na forma solúvel também é estabilizada por bactérias, principalmente por facultativas, com produção de gases e sais minerais. As lagoas de estabilização são de média a boa eficiência, não consomem energia e são de operação bastante simples, mas exigem grandes áreas para sua implantação (NUVOLARI et al., 2003).

### c) reatores biológicos

Os reatores biológicos para tratamento de efluentes podem ser aeróbios ou anaeróbios em função da ausência ou presença de oxigênio que caracterize os microrganismos. Ambos são usados para a diminuição de DBO, nitrogênio e fósforo. Alguns dos tipos de reatores mais comuns são:

- *Reatores anaeróbios*: nestes o tratamento anaeróbio converte os poluentes orgânicos do esgoto em grande quantidade de biogás, (metano, dióxido de carbono e gás sulfídrico) (VELA, 2006). São empregados em efluentes com altas cargas orgânicas e em efluentes sem pré tratamento e com média e alta carga orgânica ( $>1500 \text{ mg L}^{-1}$  de DBO). É possível realizar nestes reatores o tratamento de efluentes alcalinos ( $9 \geq \text{pH}$ ) sem neutralização e podem retirar até 97% da carga orgânica (DBO), mas em geral são projetados para 70%. São usados

como tratamento para infiltração no solo (sumidouro); podem ser operados de forma sazonal e, em geral, exigem pós-tratamento aeróbio (polimento) para nitrificação e desnitrificação.

- *Filtros*: são equipamentos nos quais o recheio ou meio filtrante está imobilizado. O tipo mais comum de reator anaeróbio é o UASB (Up Flow Anaerobic System Blanquet). Estes reatores atuam como um sistema compacto que remove e digere os componentes orgânicos do esgoto (HALALSHEH et al., 2005). Podem ser construídos em concreto aterrado ou na superfície ou em PVC reforçado com fibra de vidro (CAVALCANTI, 2005).
- *Reatores aeróbios*: usados para efluentes pré-clarificados e de baixa carga; também pode ser usado para efluentes com baixa temperatura; aceita presença de componentes tóxicos, mas requer neutralização. É projetado para processo contínuo, sem longas paradas; promove a remoção simultânea de nitrogênio e fósforo, tem uma produção de lodo maior do que os reatores anaeróbios e precisa de manutenção do sistema de aeração e descarte de lodo (MAEDA, 1994). Não apresenta odor e os microrganismos trabalham sem alterar as condições de pH. Necessitam de balanceamento de nutrientes (DBO:N:P); podem ser instalados em pequenas plantas, ocupam pouco espaço e são tolerantes às variações de carga (PEREIRA, 2000).

- *Conjugação de reatores aeróbios, anaeróbios e anóxicos*: uma boa decantação ou filtração inicial do esgoto garantindo retenção de sólidos no sistema de tratamento é importante para o sucesso dos tratamentos. Para esta etapa inicial de separação grosseira e mais fina dos resíduos se usam grades, peneiras estáticas, fossas de decantação, decantadores e flutuadores. No caso de efluentes com alta carga de DBO, depois do “preparo”, o esgoto segue para um reator anaeróbio para diminuição de carga. Por requererem menor quantidade de energia que os reatores aeróbios, são usados para receber a carga do efluente e reduzi-la já no começo do tratamento para depois ser completado pelos sistemas aeróbios que, em contraste, produzem mais lodo e nenhum biogás. Podem-se conjugar os dois tipos ou mais de reatores para obter resultados melhores de tratamento: o reator anaeróbio pode ser projetado para reduzir 70% da carga orgânica e, a seguir, um aeróbio faz o polimento alcançando níveis de 95 e 97% de redução. Esta seqüência é interessante também porque, além da alta eficiência e menor consumo de energia, não produz odor na etapa aeróbia final. Os reatores anóxicos para desnitrificação são usados para transformação do nitrato (que pode ser contaminante), em nitrogênio gás liberando-o para a atmosfera. Uma opção de projeto com bastante estabilidade para efluentes sanitários com cargas acima de  $1000 \text{ mg L}^{-1}$ , se obtém com dois reatores anaeróbios em seqüência, podendo alcançar até 80-85% de eficiência ou abatimento de carga (SARTI, 2004).

- *Sistemas de membranas*: este sistema utiliza tanques de aeração (sistema de tratamento por lodos ativados) para que o esgoto sofra a ação das bactérias. Em seguida, passa por um sistema de separação por membranas, em substituição ao decantador secundário. Estas membranas atuam como uma barreira seletiva devido ao tamanho de abertura de seus poros e também pelas características físico-químicas dos materiais que a compõem (PORTO, 2001). A seletividade destas membranas permite a retenção dos sólidos suspensos (moléculas maiores que 0,45  $\mu\text{m}$ ), bem como das bactérias. Permanecem no efluente apenas substâncias solúveis (moléculas menores) e vírus. O líquido clarificado que atravessa a membrana é denominado permeado e o rejeito é denominado concentrado. Este último retorna para o tanque de aeração (COSTANZI, 2007).
- *Floculação e flotação por ar dissolvido*: a flotação é uma operação unitária utilizada para separar partículas líquidas ou sólidas da fase líquida. A separação é obtida introduzindo-se bolhas finas de ar na fase líquida, provocando a ascensão de partículas para a superfície, mesmo as com maior densidade que o líquido. Uma vez na superfície podem ser coletadas e removidas por escumadeiras. No sistema de flotação por ar dissolvido - FAD, o ar é dissolvido no esgoto sob pressão de algumas atmosferas, seguido pela liberação a pressão atmosférica. Em unidades de porte meio, uma porção do efluente do flotador (15 a 120%) é recirculada, pressurizada e semi-saturada com ar. Esta porção é então misturada com o afluente, antes de sua admissão ao tanque de flotação

e o ar libera-se da solução, quando em contato com o material particulado, na entrada do tanque (METCALF; EDDY, 2003). No tratamento de água, a finalidade da coagulação e floculação é transformar impurezas que se encontram em suspensão fina, em estado coloidal ou em solução, bactérias, protozoários e/ou plâncton, em partículas maiores (flocos) para que possam ser removidas por sedimentação e/ou filtração ou, em alguns casos, por flotação (MORETTI, 2000). Este mesmo conceito pode também ser aplicado no tratamento de esgotos sanitários.

- *Agentes coagulantes e floculantes:* são comuns também os tratamentos que envolvem a adição de agentes coagulantes e floculantes. Entre os produtos químicos utilizados no processo de separação estão os polímeros, que podem ser classificados em neutros ou não iônicos, catiônicos e aniônicos (DOS SANTOS, 2001; MARÇAL JUNIOR, 2001; SANTOS, 2008). Os floculantes com poliacrilamidas aniônicas introduzem cargas negativas nas soluções aquosas e os de poliacrilamidas catiônicas introduzem cargas positivas (ANDREOLI, 2001). Em muitos casos, a ação dos polímeros catiônicos está relacionada à força de adsorção com partículas negativas e a conseqüente redução da dupla camada de repulsão, resultando na agregação (MORETTI, 2001), já os polímeros aniônicos e não iônicos atuam na formação de pontes partícula-polímero-partícula. Mas, dependendo da dosagem destes agentes, podem ser causados desequilíbrios nos corpos receptores.

Em estações de tratamento é comum a adição de polímeros e sais de ferro e alumínio. Tratamentos com polímeros podem causar impactos ambientais em decorrência da toxicidade de algumas substâncias usadas, podendo, mesmo em baixas concentrações, desequilibrar o meio ambiente em relação aos organismos aquáticos do corpo receptor. Os coagulantes à base de sulfatos elevam a concentração desse íon no efluente final, podendo alterar a qualidade da água do corpo receptor. Excesso de sulfato no leito poderá precipitar os íons cálcio presentes no sedimento e na água ou participar de processos de oxi-redução, gerando sulfetos em condições anaeróbias (CRESPILHO; REZENDE, 2004).

Embora existam diversos tipos de tratamento de esgoto sanitário, ainda não existe consenso sobre qual é o sistema mais vantajoso em termos de custo-benefício e condições operacionais e ambientais.

#### **1.4 Eletroflotação**

Os métodos eletroquímicos oferecem duas principais vantagens em comparação com os tratamentos tradicionais de coagulação: menos íons coagulantes são requeridos e menos lodo é formado (LINARES-HERNÁNDEZ et al., 2007).

### 1.4.1 Usos

A eletroflotação é basicamente uma técnica eletroquímica de separação utilizada em efluentes, que já foi testada, dando resultados satisfatórios e, que vem ganhando espaço no tratamento dos mais diversos tipos de efluentes e suspensões (KHEMIS et al., 2007), como por exemplo:

MURUGANANTHAN; BHASKAR RAJU; PRABHAKAR (2004) observaram na separação de poluentes de efluentes de curtume, que o tratamento por eletroflotação foi mais eficiente comparado com coagulação convencional. Eles reportaram uma eficiência superior (de pelo menos 20%) na remoção de sólidos suspensos, demanda química e demanda bioquímica de oxigênio em comparação com o tratamento por coagulação e sedimentação; assim como uma eliminação de 99,97% de bactérias patogênicas.

No mesmo ano, CRESPILO; SANTANA; REZENDE (2004) estudaram o tratamento de efluentes da indústria de processamento de coco por eletroflotação. Eles observaram a redução de cerca de 93% da turbidez do efluente eletroflotado em relação ao efluente bruto. Assim mesmo reportaram a diminuição de 96% nas concentrações de óleos e graxas do efluente bruto que, mesmo depois de passar por uma caixa de retenção de gordura que extrai deste um volume considerável de óleo, ainda possuía uma alta concentração de óleos.

HOSNY (1996) estudou a separação de emulsões água-óleo por eletroflotação. Ele conseguiu uma separação de 92% aplicando uma densidade de corrente equivalente a  $100 \text{ A m}^{-2}$ , por quarenta minutos e adicionando NaCl e um agente floculante para melhorar o processo de separação. MOULAI MOSTEFA e

TIR (2004) também estudaram este tipo de emulsões; eles reportaram uma separação de 99% testando três tipos de floculantes que ajudaram no processo de eletroflotação. Mais recentemente BANDE et al. (2007) conseguiram remover cerca de 90% da concentração de óleo em emulsões água-óleo, sem a adição de floculantes e em pH 4,72, aplicando uma tensão de 5 volts por 50 minutos.

Em 1997, POON (1997) e em 2005, KHELIFA; MOULAY e NACEUR (2005) e GAO et al. (2005), reportaram a remoção de espécies metálicas aplicando a eletroflotação em águas subterrâneas, águas residuárias de plantas de acabamento metálico e águas residuárias que continham  $\text{Cr}^{6+}$ , respectivamente. Em seus estudos, POON (1997) observou que aplicando a eletroflotação a águas subterrâneas contaminadas com metais e cianeto conseguia remover níquel, chumbo, zinco e cobre até alcançar concentrações abaixo de  $0,5 \text{ mg L}^{-1}$  para os metais e  $0,05 \text{ mg L}^{-1}$  para cianeto. KHELIFA; MOULAY e NACEUR (2005) reportaram a remoção de 99% de cobre e 98% de níquel nas concentrações iniciais de águas residuárias adicionando sulfato de sódio como eletrólito de suporte. Já GAO et al. (2005) desenvolveram um sistema que combina eletrocoagulação e eletroflotação para primeiro reduzir  $\text{Cr}^{6+}$  para  $\text{Cr}^{3+}$  e depois remover o conteúdo total de cromo de águas residuárias. Este sistema conseguiu remover os sólidos totais até concentrações inferiores a  $3 \text{ mg L}^{-1}$  e o conteúdo total de cromo até uma concentração inferior a  $5 \text{ mg L}^{-1}$ , evitando assim que o efluente tratado passe por uma fase posterior de filtração. No mesmo ano, ESCOBAR; SOTO-SALAZAR e TORAL (2006) reportaram a remoção de 100% de chumbo, cádmio e cobre por eletroflotação em águas residuárias e águas naturais quando o pH destas águas era aumentado acima de 7.

A eletroflotação também foi empregada na área de alimentos. ROA-MORALES et al. (2007) aplicaram a eletroflotação em águas residuárias provenientes da indústria de massas e biscoitos. A aplicação de uma densidade de corrente de  $18 \text{ mA m}^{-2}$  auxiliada pela adição de peróxido de hidrogênio, resultou na redução de 90% de demanda química de oxigênio, 96% da demanda bioquímica de oxigênio, 95% de sólidos totais e 99,9% de coliformes termotolerantes. Um ano depois ARAYA-FARIAS et al. (2008) documentaram a clarificação de suco de maçã por eletroflotação. Eles testaram diferentes densidades de corrente através de eletrodos de aço inoxidável adicionando diversas concentrações de gelatina. Observaram que sem a adição de gelatina, a eletroflotação consegue reduzir satisfatoriamente o conteúdo de taninos e proteínas do suco. Mas a adição de  $200 \text{ mg L}^{-1}$  de gelatina, enquanto uma densidade de corrente de  $20 \text{ mA cm}^{-2}$  é aplicada no suco, dá como resultado ótimas reduções do conteúdo de taninos, proteínas e turbidez.

Estudos da aplicação de eletroflotação em efluentes provenientes de fábricas de papel também foram reportados nos anos de 2007 e 2008. MANSOUR; KSENTINI e ELLEUCH (2007) aplicaram a eletroflotação a um efluente proveniente destas indústrias que continha uma quantidade considerável de sólidos suspensos e conseguiram uma redução na concentração destes, superior aos 95%, assim como também obtiveram reduções significativas na demanda química e bioquímica de oxigênio e nas concentrações de  $\text{Cl}^-$ . UĞURLU et al. (2008) também utilizaram a eletroflotação, mas desta vez o objetivo foi remover a lignina e o fenol presentes em efluentes de fábricas de papel. No seu estudo, foi reportado o uso de eletrodos de alumínio e ferro. Eles observaram que os eletrodos de alumínio apresentam um melhor desempenho na redução das concentrações de lignina, fenol e da demanda

bioquímica de oxigênio (exceto pela demanda química de oxigênio), quando comparados com os eletrodos de ferro.

Em um estudo publicado em 2009 por WANG; CHOU e KUO (2009), foi reportado o tratamento de efluentes de lavanderia por eletroflotação. Eles desenvolveram um sistema que auxilia o processo. Este consiste em um ultrassom acoplado ao reator; permitindo um aumento na eficiência da remoção da demanda química de oxigênio que alcançou valores superiores a 62%. Também testaram dois tipos de arranjos para os eletrodos: monopolar e bipolar; e concluíram que o arranjo monopolar era o que mostrava melhor desempenho empregando eletrodos de alumínio em comparação com os de ferro; ainda observaram que enquanto maior a quantidade de eletrodos empregados, melhor era a eficiência atingida.

#### **1.4.2 Definição**

A eletroflotação é um processo que consiste na geração de agente coagulante devido à liberação de cátions metálicos que ao se hidrolisarem formam flocos de hidróxido metálicos dentro do efluente, isto devido à eletro-dissolução de ânodos (POUET; GRASMICK, 1995), usualmente de alumínio ou de ferro (HOLT; BARTON; MITCHELL, 2005). Estes flocos gerados *in situ* atuam como agentes coagulantes que são gerados de modo controlado devido à corrente aplicada (CHEN; CHEN; YUE, 2000; MOLLAH et al., 2001), promovendo assim a floculação das partículas em suspensão dentro do efluente (Figura 4).

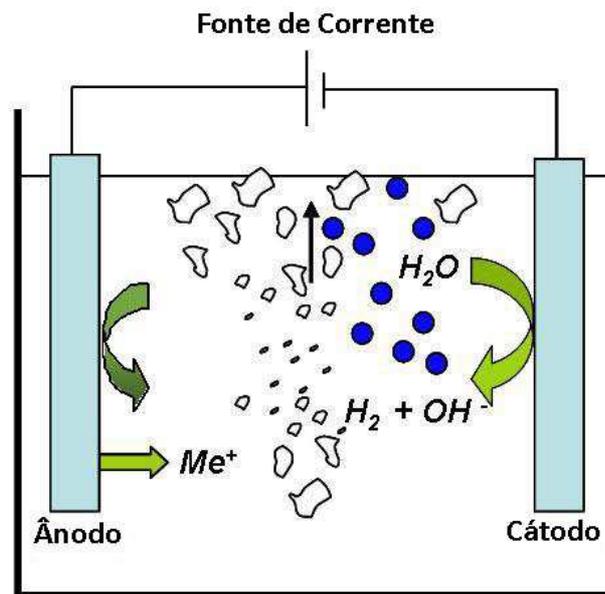


Figura 4 – Diagrama esquemático de uma célula de eletroflotação

A dissolução eletrolítica de eletrodos é um parâmetro que depende de fatores como a corrente aplicada e a resistividade do meio. Controlando todos estes fatores pode-se controlar a geração do agente coagulante (CRESPILHO; REZENDE, 2004). A dissolução eletrolítica de ânodos de alumínio produz espécies como  $\text{Al}^{3+}$  que ao serem hidrolisadas formam o agente coagulante  $\text{Al}(\text{OH})_3$  que finalmente é polimerizado a  $\text{Al}_n(\text{OH})_{3n}$  como pode ser observado nas Equações (1), (2), (3) e (4) (MOLLAH et al, 2001; MOULAI MOSTEFA; TIR, 2004; CRESPILHO; REZENDE, 2004) e que será o responsável pela coagulação e formação das partículas coloidais (MOLLAH, et al., 2001).

Oxidação do Alumínio Sólido (Reação Anódica)



Solvatação do Cátion Formado



Formação do Agente Coagulante



Reações Secundárias



A Equação (4) indica que vários polímeros de alumínio podem ser formados; complexos estes, que são os responsáveis pela remoção de contaminantes ao adsorverem-se às partículas e formar os flocos. No entanto, dependendo do pH do meio outras espécies iônicas podem estar presentes, como  $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$ ,  $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ ,  $\text{Al}(\text{OH})_3$  e  $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ . Analisando o diagrama da solubilidade do alumínio em função do pH (Figura 5), observa-se que sob condições apropriadas, diversos complexos solúveis de alumínio podem ser formados. Estes podem remover eficientemente poluentes por adsorção devido à neutralização da carga e por aprisionamento no precipitado (MOLLAH, et al., 2001), como pode ser observado na Figura 6 (CAÑIZARES, et al., 2008).

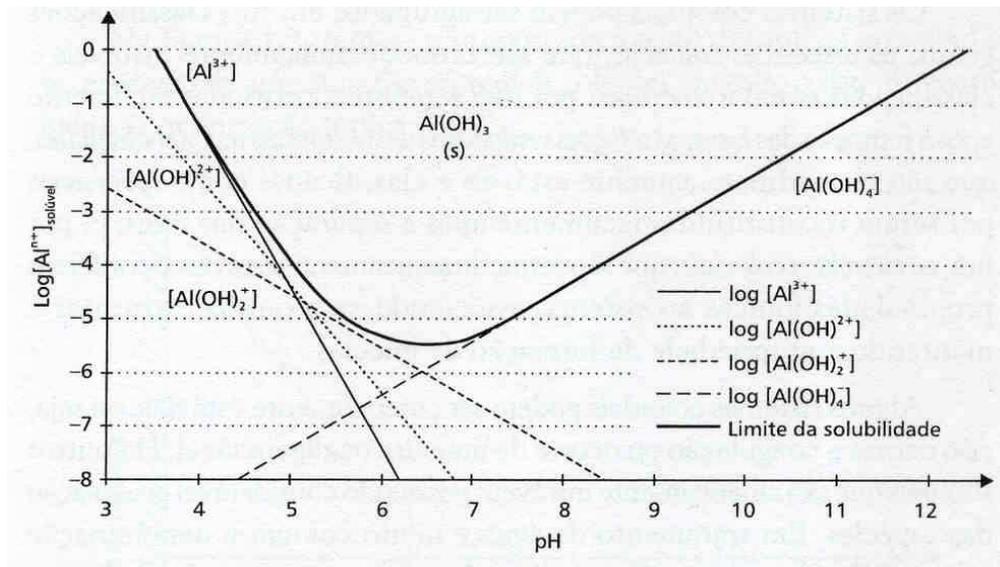


Figura 5 – Solubilidade do alumínio em função do pH

A etapa da formação dos flocos é chamada de floculação, que consiste em uma desestabilização do sistema, e onde os flocos podem ser removidos por sedimentação.

Esta formação de flocos depende da hidrólise do alumínio (que por sua vez depende do pH e da concentração final de  $Al^{3+}$ ) e do transporte das espécies hidrolisadas, que promovem o contato com as impurezas (CRESPILHO; REZENDE, 2004).

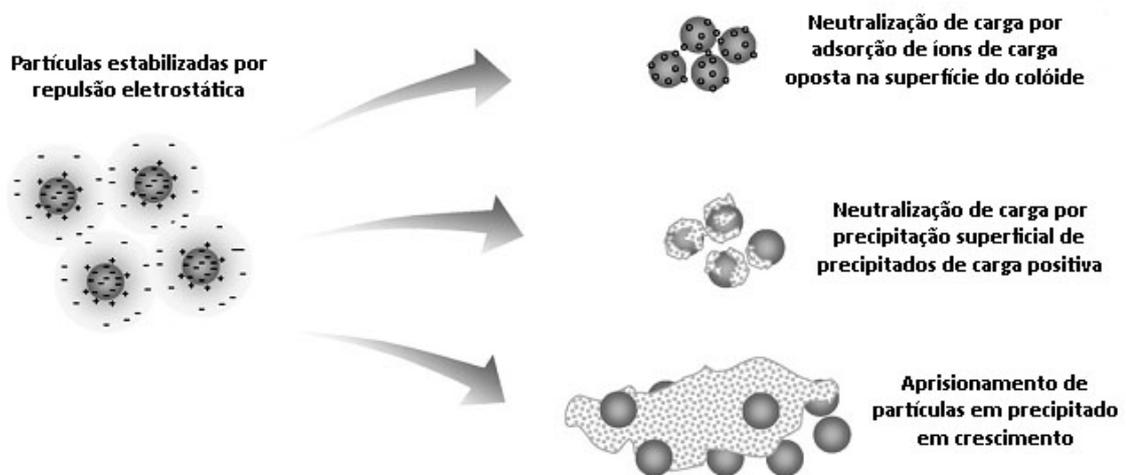


Figura 6 – Principais mecanismos de coagulação de colóides (adaptada de CAÑIZARES, et al., 2008)

Além da formação do agente coagulante, a eletroflotação pode gerar microbolhas de gases que são responsáveis pela flotação dos flocos formados (CHEN; CHEN; YUE, 2000, MOLLAH et al., 2001). A formação de microbolhas é um parâmetro que depende da corrente aplicada, esta última acelera a formação das mesmas. Entretanto, altas densidades de corrente dificultam a eletroflotação porque promovem a formação de bolhas maiores, dando lugar à turbulência, que torna o processo ineficiente (KHELIFA; MOULAY; NACEUR, 2005).

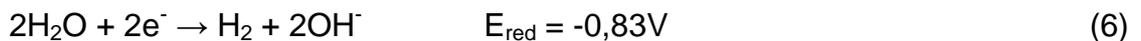
No ânodo a reação de desprendimento de oxigênio é observada segundo a Equação (5), enquanto que no cátodo a reação principal é a do desprendimento de

hidrogênio, como descrito por MOLLAH et al. (2004) e observado na Equação (6) (LINARES-HERNÁNDEZ et al., 2007).

Reação de desprendimento de oxigênio:



Reação de desprendimento de hidrogênio:



### 1.4.3 Vantagens

A eletroflotação é uma técnica que se mostra altamente versátil e competitiva em comparação às técnicas que utilizam tanques ou reatores que ocupam grande espaço físico (MOULAI MOSTEFA; TIR, 2004). As unidades de eletroflotação são pequenas, compactas, requerem pouca manutenção e seus custos de operação são menores se comparados com unidades de flotação por ar dissolvido (HOSNY, 1996). Comparadas com reatores de coagulação, os reatores de eletroflotação também mostram algumas vantagens: são mais efetivos desestabilizando pequenas partículas coloidais e realizam a coagulação e flotação simultaneamente (CHEN; CHEN; YUE, 2002).

Outras vantagens apresentadas pela eletroflotação (MOLLAH et al., 2001) são:

- a técnica requer equipamento simples e fácil de operar.

- o lodo gerado no processo tende a ser facilmente separável e desaguado, porque está composto, principalmente por óxidos e hidróxidos metálicos.
- os flocos formados durante o processo são similares aos flocos quimicamente gerados, mas tendem a serem maiores, contêm menos água adsorvida, mais estáveis e, portanto podem ser separados rapidamente por filtração.
- produz efluente com menos conteúdo de sólidos totais dissolvidos, comparado com os tratamentos químicos. Devido a isto, se é pretendido reusar o efluente, o custo de recuperação da água é compensatório.
- o processo dispensa o uso de produtos químicos, portanto não existe o problema de neutralização de excedentes químicos nem a possibilidade de contaminação secundária por substâncias químicas adicionadas em altas concentrações quando se realiza a coagulação de águas residuárias.
- as bolhas de gás geradas durante a eletrólise conseguem arrastar o contaminante até a parte superior do efluente, onde pode ser facilmente concentrado, coletado e removido.
- o processo é controlado eletricamente, não possui partes móveis, portanto, precisa de pouca manutenção.

#### **1.4.4 Tipos de conexão dos eletrodos nos reatores de eletroflotação**

A Figura 7 mostra os três tipos de conexão que podem ser feitas entre os eletrodos de um reator de eletroflotação (KOBAYASHI; BAYRAMOGLU; EYVAZ, 2007).

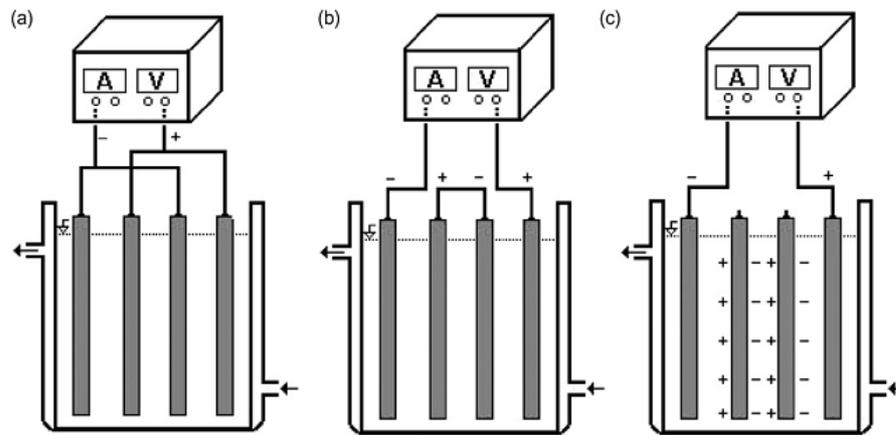


Figura 7 – Tipos de conexão dos eletrodos: (a) monopolar em paralelo, (b) monopolar em série, (c) bipolar em série

#### a) Conexão monopolar em paralelo

Ânodos e cátodos estão em conexão paralela e a corrente é dividida entre todos os eletrodos em relação à resistência das células individuais. Por isso, uma diferença de potencial menor é requerida em uma conexão em paralelo quando comparada com uma conexão em série (JIANG et al., 2002).

#### b) Conexão monopolar em série

Como mostrado na Figura 6(b), cada par de eletrodos está internamente conectado com outros; para que as voltagens da célula se somem, é necessário um maior potencial para uma determinada corrente (KOBAYASHI; BAYRAMOGLU; EYVAZ, 2007).

### c) Conexão bipolar em série

Não existe conexão entre os eletrodos interiores, só os eletrodos exteriores estão conectados à fonte alimentadora de corrente. Isto significa que os eletrodos exteriores são monoplares e os interiores bipolares. Este tipo de conexão é fácil de montar e requer pouca manutenção durante a operação (EMAMJOMEH; SIVAKUMAR, 2009).

#### 1.4.5 Tipos de eletrodos

Os processos de eletroflotação geralmente utilizam eletrodos de alumínio, ocasionalmente de ferro (HOLT; BARTON; MITCHELL, 2005) e outros materiais. Estes diversos materiais têm comportamentos diferentes nos processos de eletroflotação, produzindo resultados diferentes, como reportado na literatura.

KOBYA; CAN e BAYRAMOGLU (2003), CAN et al. (2006) e KOBYA; BAYRAMOGLU e EYVAZ (2007) estudaram o tratamento de efluentes têxteis por eletroflotação utilizando eletrodos de ferro e alumínio, testaram a adição de dois coagulantes: o cloreto de polialumínio e o sulfato de alumínio e ainda testaram três configurações diferentes de conexões dos eletrodos: a monopolar em paralelo, a monopolar em serie e a bipolar em serie. Em seus estudos KOBYA; CAN e BAYRAMOGLU (2003) chegaram a concluir que eletrodos de ferro têm um melhor desempenho em meios neutros e os de alumínio em meios ácidos. Já o

desempenho dos coagulantes foi o mesmo quando utilizados em processos de coagulação, mas quando auxiliados pelo processo de eletroflotação, o cloreto de polialumínio teve um desempenho significativamente melhor do que o sulfato de alumínio na remoção da demanda química de oxigênio (CAN et al., 2006). Assim mesmo concluíram que a melhor configuração para ambos eletrodos foi a monopolar em paralelo, mas que os eletrodos de ferro eram preferidos devido ao seu custo ser menor (KOBYA; BAYRAMOGLU; EYVAZ, 2007). No final deste estudo chegaram a concluir que a eletroflotação é mais rápida, econômica, consome menos material e produz menos lodo do que os processos por coagulação simples.

GE et al. (2004) estudaram o tratamento de efluentes de lavanderia por eletroflotação utilizando um reator com placas de titânio e alumínio em arranjo bipolar. Com este reator conseguiram reduzir a DQO em mais de 70% e as eficiências de remoção de fosfatos e surfactantes assim como da turbidez alcançaram valores próximos a 90%.

KOBYA; SENTURK e BAYRAMOGLU (2006) utilizaram a eletroflotação para tratar águas residuárias provenientes de matadouro de aves. O efluente estudado foi coletado de todas as operações do processo de produção; este efluente contém basicamente: carboidratos, amidos, proteínas, partículas sólidas e outros ingredientes. No estudo, os autores chegaram à conclusão de que os eletrodos de alumínio eram os que melhor reduziam as concentrações de DQO, chegando a uma eficiência na redução de 93%. Já os eletrodos de ferro mostravam um melhor desempenho na remoção de óleos e graxa, chegando a uma eficiência na redução de 98%.

ASSELIN et al. (2008) também utilizaram a eletroflotação para tratar águas residuárias provenientes de matadouros de aves da província de Quebec. Eles

testaram eletrodos de ferro e alumínio em conexões monopolar e bipolar e concluíram que o melhor desempenho do sistema é obtido quando eletrodos de ferro são conectados em arranjo bipolar. Esta configuração permitiu que a cor do efluente mudasse de vermelho intenso à quase transparente. Além disto, a demanda bioquímica de oxigênio do efluente e a concentração de óleos e graxas foram reduzidas em 86% e 99% respectivamente; assim também a concentração de sólidos totais suspensos foi reduzida em 89% e a turbidez em 90%.

#### **1.4.6 Tipos de reatores de eletroflotação**

O desenho e a configuração do reator são importantes nos processos de eletroflotação para poder maximizar a eficiência do sistema. Para lidar com este problema, alguns fatores devem ser levados em consideração: a queda ôhmica entre os eletrodos deve ser minimizada, assim como também a acumulação de bolhas de  $O_2$  e  $H_2$  que formam núcleos na superfície dos eletrodos e, conseguir que o impedimento de transferência de massa entre os espaços dos eletrodos seja pequeno.

Varias configurações de reatores de eletroflotação existem atualmente. Todas elas possuem suas próprias vantagens e desvantagens e uma capacidade particular para o tratamento de efluentes (MOLLAH et al., 2004). A seguir são descritas algumas configurações.

a) Reator de placas verticais

Neste tipo de reator a altura dos eletrodos é maior do que a largura e estão dispostos de tal forma que fiquem paralelos uns com os outros a uma distância equivalente. Geralmente este tipo de reator é aberto na parte superior para facilitar a substituição dos eletrodos por causa do desgaste. O fluido deve fazer seu ingresso pela parte inferior e seguir em direção à parte superior para permitir que as bolhas de gás se movimentem com o fluido.

b) Reator de placas horizontais longas

Nesta configuração, as placas são alocadas dentro do reator em um sistema de ranhuras que permite que estas estejam uma acima da outra, mas separadas por uma distância equivalente e, de tal modo que a passagem do fluido por entre estas, siga um caminho em forma de serpentina.

Um problema apresentado por este tipo de configuração é que as bolhas de gás gerado no processo causam resistência na placa superior; este gás (oxigênio) produz uma rápida corrosão nos suportes das placas que pode originar que estas se desprendam e ocasionem curto circuito no sistema.

c) Reator de placas horizontais curtas

As placas destes reatores são geralmente quadradas e estão distribuídas no reator de tal modo que a passagem do fluido por entre estas, seja em forma de zigue-zague, similar à dos reatores de placas horizontais longas.

Este tipo de configuração permite diversos tipos de conexões entre eletrodos (monopolar em paralelo, bipolar em serie), o que torna o reator versátil e eficiente.

d) Reator de placas perfuradas

Este tipo de configuração acondiciona placas perfuradas uma acima da outra. A vantagem das placas perfuradas é que o fluido passa através destas e não por entre elas. Mas esta configuração apresenta uma desvantagem, os sólidos podem se acumular nos espaços entre as perfurações e este acúmulo pode dar lugar a curtos-circuitos no sistema, que só pode ser resolvido com a lavagem dos eletrodos ou a remoção destes.

Outro detalhe que deve ser levado em consideração é que com o desgaste das placas, as perfurações nestas irão crescendo, o que certamente irá alterar a velocidade de passagem do fluido pelo reator. Isto impede que se mantenha uma velocidade de passagem pelos orifícios constante ao longo do tempo.

e) Reator de eletrodos tubulares

Este consiste em dois eletrodos em forma de tubos concêntricos, através dos quais o fluido circula. O espaço anular é minimizado para manter assim uma voltagem baixa e a velocidade do fluido alta.

Como os tubos possuem diferentes áreas de superfície e, conseqüentemente densidades de corrente diferentes, uma inversão da polaridade deve ser feita repetidamente para evitar a passivação dos eletrodos e o desgaste desigual destes.

Embora estes eletrodos em forma de tubos possuam grandes extensões (com a finalidade de aumentar o tempo de detenção hidráulica do fluido), são dispostos nos reatores de tal forma que não ocupem uma área muito grande. Este tipo de configuração dificulta a substituição dos eletrodos em caso de vazamento ou perfuração por desgaste.

f) Reator de eletrodos tubulares perfurados

Este é uma variação do reator de eletrodos tubulares, a diferença é que os tubos são perfurados e estão acondicionados em um reator no qual o fluido circula tanto pelo interior dos eletrodos tubulares quanto pelo exterior. Esta configuração permite que se estabeleça um fluxo paralelo através dos tubos, resultando em variações no fluxo e na erosão dos eletrodos.

Os eletrodos tubulares acusam os mesmos problemas identificados nos reatores de placas perfuradas.

Conhecendo as bases do processo de eletroflotação e considerando as vantagens oferecidas por esta técnica, foi estudada a aplicação da mesma no tratamento de esgoto doméstico proveniente da rede coletora da Área 1 da Universidade de São Paulo da cidade de São Carlos. Finalmente, foi determinada a eficiência deste processo no tratamento deste tipo de efluentes.

## 2. OBJETIVOS

Os objetivos traçados para este trabalho foram:

- 1) Construir um reator em escala de bancada para realizar testes de eletroflotação em esgoto bruto e assim determinar se o processo pode ser ampliado à escala piloto.
- 2) Construir um reator em escala piloto para estudos de eletroflotação de processos em batelada e fluxo contínuo.
- 3) Determinar os parâmetros de operação do reator em escala piloto que permitam um tratamento eficiente do esgoto proveniente da rede coletora da Área 1 da Universidade de São Paulo da cidade de São Carlos.
- 4) Aplicar a eletroflotação no tratamento do esgoto, sem realizar etapas de tratamento preliminar deste.
- 5) Caracterizar o esgoto sanitário antes e após o tratamento por eletroflotação quanto às suas propriedades físicas, químicas e bacteriológicas, assim como comparar estes resultados com os valores

estipulados pela Resolução CONAMA No. 357 e com outros métodos de tratamento.

- 6) Determinar os custos de instalação e de operação requeridos no processo de eletroflotação para escala piloto e compará-los com outros métodos de tratamento de esgoto sanitário.

### **3. MATERIAL E MÉTODOS**

Neste capítulo são descritas as técnicas operacionais que envolvem a eletroflotação do esgoto proveniente da Área 1 da Universidade de São Paulo da cidade de São Carlos, assim como também o material empregado na construção do reator de eletroflotação. Também são descritas as análises feitas em amostras de esgoto bruto (EB) e esgoto eletroflotado (EF).

Primeiramente são descritas as instalações onde se montou o reator de eletroflotação e as características do sistema de coleta de esgoto que alimentou o reator, depois são descritos os materiais utilizados na construção do reator. Posteriormente é descrito o procedimento operacional deste e finalmente são descritas as técnicas de caracterização das amostras.

#### **3.1. Descrição das instalações experimentais**

A estação de tratamento de esgoto (ETE) onde se montou o reator de eletroflotação recebe parte dos esgotos do sistema coletor da bacia do córrego Tijuco Preto, que abrange as regiões central e norte da cidade de São Carlos – SP.

Esta parte da vazão da rede de esgoto do sistema coletor municipal é desviada para a ETE mediante uma caixa de passagem, a partir da qual o esgoto escoava seguindo a seguinte ordem: comporta, grade de barras (espaçamento de 2,5 cm entre as barras), unidade de retenção de sólidos arenosos e poço de sucção da estação elevatória de esgoto bruto.

A estação elevatória de esgoto sanitário dispõe de: poço de acumulação de esgoto bruto ou tanque pulmão, com volume útil de 2,70 m<sup>3</sup>; conjunto moto-bomba com controle de nível (automático de bóia), composto de motor elétrico, marca WEG (4 pólos, P:5 cv; f:60 Hz), e bomba helicoidal, marca Geremias, modelo HF-60L, com vazão variável de 2,8 a 20,0 m<sup>3</sup> h<sup>-1</sup> e pressão máxima de serviço de 6 kgf cm<sup>-2</sup>.

O esgoto bruto proveniente do tanque pulmão é distribuído para o conjunto de reatores que compartilham a ETE e, no caso de reator de eletroflotação, este era previamente armazenado em uma caixa d'água de polietileno de 350 L de capacidade da marca Fortlev de onde era bombeado ao reator.

### **3.2. Sistema de eletroflotação**

Este sistema de eletroflotação está constituído pelo reator que aloja em seu interior vinte e cinco placas de alumínio (quando na configuração destas em forma transversal ao fluxo) e oito placas (quando na configuração destas em forma paralela ao fluxo), as quais ficam distantes 2,0 cm entre si com a finalidade de minimizar a perda ôhmica.

A alimentação de esgoto no reator é feita por uma bomba submersa da marca

Ismatec modelo Better 500, que opera em uma faixa de vazão de 0,10 a 0,80 m<sup>3</sup> h<sup>-1</sup>.

A alimentação de corrente ao sistema é realizada através de duas barras de cobre, as quais são os contatos positivo e negativo de uma fonte retificadora do tipo conversor CA/CC da marca Tectrol Modelo TCA 20-100 A, que foi usada para controlar a corrente no processo de eletroflotação.

### **3.3. Caracterização das amostras de EB e EF**

Amostras de esgoto bruto e esgoto eletroflotado foram coletadas após 120 minutos de iniciado o processo de eletroflotação e caracterizadas com a finalidade de comparar a qualidade destas e assim poder determinar o desempenho do sistema de eletroflotação.

Os parâmetros analisados nas amostras coletadas foram: turbidez, cor verdadeira, pH, sólidos totais (ST), concentração de óleos e graxas (OG), demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5</sub>), demanda química de oxigênio (DQO), carbono total (CT), oxigênio dissolvido (OD), cloretos, coliformes totais, concentração de *Escherichia coli*, N amoniacal e P total. Assim como também foram feitas análises para identificar espécies metálicas e não metálicas presentes no EB e no EF. Neste sentido foram determinadas as concentrações de Al, As, Cd, Pb, Co, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Ag, Sn e Zn.

### 3.3.1. Cor verdadeira

Existem duas definições de cor para amostras de efluentes: a “cor verdadeira”, referente às substâncias em solução que promovem a coloração e a “cor aparente”, que envolve a contribuição da cor promovida pelas substâncias em solução somada à contribuição do material em suspensão (CLESCERI; GREENBERG; EATON, 1998).

Neste trabalho, optou-se por aplicar uma metodologia de determinação de redução de cor (BERTAZZOLI; PELEGRINE, 2002). A redução da cor foi determinada medindo-se as absorbâncias das amostras na região do visível em um espectrofotômetro da marca HACH® modelo Odyssey DR/2500. Esse método foi escolhido devido à grande vantagem de observação do comportamento da absorção de luz pela amostra em todo o espectro da região do visível. Assim, determinou-se a absorbância de luz visível das amostras de efluente antes e depois do tratamento por EF. O comprimento de onda escolhido foi de 550 nm.

### 3.3.2. Turbidez

A turbidez é definida como a propriedade que uma amostra tem em dispersar e absorver luz, quando essa é incidida em linha reta através da amostra. A turbidez pode ser causada pela presença de partículas em suspensão, gases dissolvidos, líquidos orgânicos e inorgânicos. As partículas podem ser coloidais ou apresentar

estruturas macroscópicas (BERNARDO, 2005; CLESCERI; GREENBERG; EATON, 1998).

Alguns instrumentos baseiam-se na comparação visual, outros utilizam uma célula fotoelétrica que mede a dispersão da luz a 90° e a trajetória da luz através da amostra (nefelometria). Um turbidímetro de Hellinge, que é utilizado no método nefelométrico, baseia-se no efeito Tyndall, pela comparação de um raio de luz que se faz passar através de uma amostra com a luz dispersada pelas partículas suspensas na solução turva, a qual é iluminada lateralmente a 90°. A unidade é definida como a "obstrução óptica" causada por uma parte por milhão de sílica em água destilada. Desse modo, padronizou-se:

1 NTU = 7,5 mg L<sup>-1</sup> de SiO<sub>2</sub>

1 NTU = 1,0 mg L<sup>-1</sup> de formazina padrão

Antes de se determinar a turbidez a amostra pode ser conservada por 24 horas a 4°C. O intervalo de medida varia de 0,05 a 40 NTU, sendo a amostra passível de diluição caso não se enquadre nesse intervalo.

A turbidez das amostras foi determinada pelo método nefelométrico (CLESCERI; GREENBERG; EATON, 1998) em um turbidímetro da marca Micronal modelo B250.

### 3.3.3. pH

O pH é um parâmetro muito importante de ser monitorado no tratamento por eletroflotação, pois dependendo dos valores deste, diferentes espécies de alumínio são liberadas no sistema (CRESPILHO; REZENDE, 2004; LINARES-HERNÁNDEZ et al., 2007), como já foi descrito anteriormente.

O pH é definido como o logaritmo recíproco (positivo) da concentração (atividade) do íon de hidrogênio expresso em íon grama por litro. A determinação do pH é executada com um eletrodo de vidro combinado específico e um potenciômetro (pH-metro).

Um pH-metro da marca Tecnovolt, foi aferido antes da medição, com duas soluções de pH conhecido. Estas soluções tampão de pH 4 e pH 9 foram adquiridas da marca Brasilab.

### 3.3.4. Condutividade

A condutividade é a medida da capacidade de um fluido de conduzir corrente elétrica. Esta habilidade depende da concentração dos íons dissolvidos, da sua mobilidade, valência e temperatura da amostra. A quantidade de íons dissolvida em  $\text{mg L}^{-1}$  em amostras de água é proporcional à condutividade elétrica. As unidades de medição são  $\text{mho cm}^{-1}$  ou  $\mu\text{mho cm}^{-1}$ . Mas, costumeiramente, é comunicado o resultado em  $\mu\text{mhos cm}^{-1}$  ou  $\mu\text{S cm}^{-1}$  (micro-Siemens por cm).

A condutividade das amostras foi determinada utilizando-se um condutímetro da marca Micronal, modelo Digimed DM31. Antes das medições, o condutímetro foi calibrado com uma solução padrão  $0,01\text{mol L}^{-1}$  KCl. Todas as medições foram realizadas a  $25^{\circ}\text{C}$ .

### **3.3.5. Sólidos totais**

Sólidos totais podem ser definidos como a quantidade de substâncias orgânicas e inorgânicas quantificadas após a secagem de certo volume de solução (CLESCERI; GREENBERG; EATON, 1998). Dentre esses, incluem-se os sólidos em suspensão, sólidos dissolvidos e os sólidos sedimentáveis.

Para a caracterização, determinaram-se os sólidos totais a partir de amostras de 20 mL. Cada amostra foi homogeneizada e transferida para uma cápsula de porcelana previamente pesada. A água foi evaporada através de um banho-maria e, após isto, a cápsula foi colocada numa estufa previamente aquecida entre  $103^{\circ}\text{C}$  e  $105^{\circ}\text{C}$ . Após 1 hora, a cápsula foi transferida para um dessecador para esfriamento e, em seguida, pesada. O ganho de massa da cápsula é o resíduo presente na amostra.

O cálculo de massa dos sólidos totais numa determinada quantidade de volume, dado em  $\text{mg L}^{-1}$ , pode ser feito de acordo com a equação (7).

$$R = \frac{(AT - B) 10^6}{Va} \quad (7)$$

$R$  = Resíduo de sólidos totais (em mg L<sup>-1</sup>).

$AT$  = Massa da cápsula com o resíduo (em g) após evaporação e secagem.

$B$  = Massa da cápsula limpa (em g).

$Va$  = Volume da amostra em mL.

### 3.3.6. Concentração de óleos e graxas

Na determinação de óleos e graxas, não se mede a quantidade de uma substância específica, mas um grupo de substâncias com características físicas semelhantes e que sejam solúveis em n-hexano ou éter de petróleo. Considera-se, portanto, como sendo óleos e graxas: os hidrocarbonetos, ácidos graxos, sabões, gorduras, ceras, óleos e todo e qualquer material extraído pelo solvente de uma amostra acidificada e que não seja volatilizado durante as manipulações analíticas.

Para a determinação de óleos e graxas em efluentes, a EPA (Environmental Protection Agency) dos Estados Unidos, recomenda o método de Partição Gravimétrica, também conhecido como extração líquido-líquido (ELL).

Primeiramente, transferiram-se 25 mL de uma amostra de efluente para um balão de fundo chato com capacidade para 100 mL, adicionando-se 2,5 mL de ácido nítrico concentrado e 2,5 mL de peróxido de hidrogênio. A mistura foi levada a roto-evaporação a 80°C, deixando-se digerir até um volume final próximo aos 5 mL.

Após atingir a temperatura ambiente, transferiu-se a amostra para um balão

volumétrico de 25 mL previamente calibrado e completou-se o volume com água até o menisco.

Em seguida, a amostra foi transferida para um funil de separação de 250 mL, ao qual se adicionaram 25 mL de n-hexano p.a., agitou-se por 2 minutos e deixou-se o sistema em repouso por 2 horas. Após a separação da fase orgânica da aquosa, a fase aquosa foi submetida à extração por mais duas vezes. O volume final de n-hexano (75 mL) foi levado à roto-evaporação (55°C) em um balão de fundo chato com a sua massa previamente determinada ( $m_i$ ). Após a evaporação do solvente, o balão foi levado à estufa à 105°C onde permaneceu por 1 hora. Finalmente, transferiu-se o balão para o dessecador e após o resfriamento do mesmo, determinou-se novamente a massa do balão ( $m_f$ ).

Para determinar a concentração de óleos e graxas ( $\text{mg L}^{-1}$ ) presentes no efluente ( $OG$ ), utilizou-se a equação (8).

$$OG = \frac{(m_f - m_i) 10^3}{V_a} \quad (8)$$

$m_i$  e  $m_f$  = Massa expressa em g.

$V_a$  = Volume da amostra (25 mL).

### 3.3.7. Demanda bioquímica de oxigênio ( $DBO_5$ )

A demanda bioquímica de oxigênio é definida como a quantidade de oxigênio requerida pelos microrganismos aeróbios para oxidar a matéria orgânica

biodegradável proveniente de despejos domésticos e industriais, efluentes de estações de tratamento, água poluída, água de rios e lagoas, entre outros. A determinação do  $\text{DBO}_5$  é um teste em que a amostra é incubada por cinco dias a  $20^\circ\text{C}$ . O resultado que se obtém é o oxigênio consumido em cinco dias e expresso em  $\text{mg L}^{-1} \text{DBO}_5$  ( $\text{mg O}_2 \text{L}^{-1}$  consumido).

Para a determinação da  $\text{DBO}_5$  nas amostras, utilizou-se o equipamento HACH, modelo DBOTrak. Esse equipamento é composto por seis garrafas âmbar com capacidade para 500 mL de solução cada uma.

Dentro das garrafas, adicionaram-se 95 mL da amostra de efluente antes e após as operações de tratamento por eletroflotação e anotou-se o valor da demanda biológica de oxigênio após cinco dias. A temperatura foi mantida em  $20^\circ\text{C}$  por uma câmara de germinação climatizada Tecnal, modelo TE - 401.

O método utilizado baseia-se na diferença de pressão de oxigênio. As garrafas colocadas no equipamento são conectadas por suas tampas com tubos de vinil em manômetros eletrônicos. Dentro da garrafa, acima da amostra, existe ar que contém 21% de oxigênio. As bactérias da amostra usam o oxigênio do ar continuamente para oxidar a matéria orgânica presente na amostra e, dessa forma, o oxigênio do ar é consumido. O ar acima da amostra repõe o oxigênio consumido e há uma queda de pressão dentro da garrafa de amostra. A queda de pressão é indicada no display do leitor, indicando o valor da  $\text{DBO}_5$ . Durante cinco dias, as amostras foram agitadas por barras magnéticas. O dióxido de carbono produzido pela ação microbiana é removido do sistema por cristais de hidróxido de lítio alojados dentro dos tubos conectados na tampa.

O equipamento DBOTrak possui capacidade de determinar  $\text{DBO}_5$  até  $700 \text{ mg L}^{-1}$ . Amostras cujos valores encontram-se acima devem ser diluídas, considerando

o fator de diluição nos cálculos finais.

### **3.3.8. Demanda química de oxigênio (DQO)**

Conceitua-se a demanda química de oxigênio como a quantidade de oxigênio necessário para oxidar a matéria orgânica existente em água natural ou despejo (doméstico ou industrial), sob condições definidas de temperatura, tempo de reação e acidez, frente a um agente oxidante específico (dicromato de potássio). Desta forma, a matéria carbonácea é oxidada em dióxido de carbono e água. O nitrogênio dos grupos amino, é convertido em  $\text{NH}_4^+$ , enquanto as outras formas de nitrogênio são oxidadas para nitrato. O oxigênio consumido, como resultado final, é expresso em  $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ .

O método baseia-se na análise fotométrica da amostra em estudo. Quando esta é digerida, o dicromato de potássio oxida a matéria orgânica e o  $\text{Cr(VI)}$  é reduzido a  $\text{Cr(III)}$ , de cor verde. O  $\text{Cr(III)}$  absorve fortemente em 600 nm, enquanto a absorbância do  $\text{Cr(VI)}$  é aproximadamente zero. A intensidade da cor verde é proporcional à quantidade de oxigênio consumido (CLESCERI; GREENBERG; EATON, 1998).

### 3.3.9. Carbono total (CT)

As análises de carbono orgânico total foram realizadas em um analisador da marca Shimadzu modelo TOC – VCPH (Total Organic Carbon Analyzer).

As amostras de efluentes foram homogeneizadas e, em seguida, introduzidas no analisador de carbono. O princípio de funcionamento do equipamento baseia-se na combustão da amostra à 680°C. Após esta etapa, o CO<sub>2</sub> formado é detectado em um detector de infravermelho. A quantificação é realizada construindo-se uma curva de calibração com solução padrão de biftalato de potássio (CRESPILHO, 2004).

### 3.3.10. Oxigênio dissolvido (OD)

A concentração de oxigênio dissolvido nas águas naturais e nos despejos depende das atividades físicas, químicas e bioquímicas que prevalecem no meio aquático. A solubilidade do oxigênio dissolvido na água, para um sistema ar/água, é limitada acerca de 9 mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>. A solubilidade varia com a temperatura da água: quanto maior a temperatura, menor é a solubilidade. O aumento da salinidade diminui ligeiramente a solubilidade do oxigênio.

As medições de oxigênio dissolvido foram realizadas em um aparelho Horiba modelo U-10.

### 3.3.11. Nitrogênio amoniacal

A presença de amônia ( $\text{NH}_3$  e  $\text{NH}_4^+$ ) é característica no esgoto doméstico. Compostos orgânicos como as proteínas liberam amônia na sua decomposição. A uréia, hidrolisa-se em meio alcalino para  $\text{NH}_3$  e em meio ácido ( $<\text{pH } 6$ ) para  $\text{NH}_4^+$ . As concentrações de amônia podem variar muito, desde maiores que  $10 \mu\text{g N- NH}_3 \text{ L}^{-1}$  em águas naturais não poluídas ou água potável até maiores que  $50 \text{ mg N- NH}_3 \text{ L}^{-1}$  em despejos.

As concentrações de amônia foram determinadas pelo método titulométrico. Este consiste na destilação prévia da amostra; o resultado desta destilação é recolhido numa solução de ácido bórico. São recolhidos cerca de 150 mL do destilado, que é titulado com ácido sulfúrico, solução padrão  $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ , usando indicador misto (CLESCERI; GREENBERG; EATON, 1998).

Com diluição adequada, a amônia pode ser determinada também com reagente Nessler.

### 3.3.12. Fósforo total

O fósforo ocorre em águas naturais e efluentes na forma de fosfatos dissolvidos e em suspensão. Os fosfatos são classificados em ortofosfato, fosfatos condensados (piro, meta e outros polifosfatos) e fosfatos organicamente ligados.

Existe a forma reativa, hidrolisável e orgânica de fósforo. Para poder

determinar o fósforo, faz-se necessário converter todo o fósforo em ortofosfato.

A forma reativa está presente já em ortofosfato, que pode ser determinado diretamente sem pré-tratamento da amostra. A forma hidrolisável pode ser determinada após uma hidrólise branda com ácido.

Geralmente, são convertidos em ortofosfatos, nesta hidrólise, fosfatos condensados tais como piro-tripoli e hexametafosfatos com peso molecular mais alto.

Através da digestão em meio ácido, serão convertidos os fosfatos orgânicos em ortofosfatos e também os hidrolisáveis, porque envolve a hidrólise ácida dos fosfatos condensados. Desta maneira, a digestão em meio ácido determina o fósforo total (CLESCERI; GREENBERG; EATON, 1998).

A determinação de fósforo é feita utilizando molibdato de amônio e antimonil tartarato de potássio que reagem em meio ácido com ortofosfato formando ácido fosfomolibdico que é reduzido através de ácido ascórbico para azul de molibdênio. A intensidade da coloração azul do complexo formado é proporcional à concentração do ortofosfato e é determinada no espectrofotômetro em 880nm com cubeta de 1cm de caminho ótico.

### **3.3.13. Cloretos**

O cloreto apresenta influência nas características dos ecossistemas aquáticos naturais, por provocar alterações na pressão osmótica em células de microrganismos (CETESB, 2001).

O método utilizado para a determinação de cloreto foi o método argentométrico; neste, o cloreto é titulado em amostras de água neutra ou levemente alcalina com solução padrão de nitrato de prata na presença de pequenas quantidades de cromato de potássio (CLESCERI; GREENBERG; EATON, 1998).

No decorrer da titulação, o cloreto é precipitado quantitativamente com nitrato de prata. No ponto final, forma-se cromato de prata de cor marrom-vermelha, indicando, assim, o fim da titulação.

#### **3.3.14. Contagem de coliformes termotolerantes e de *E. coli***

O grupo de bactérias denominado coliformes totais são aquelas que não causam doenças, visto que habitam o intestino de animais mamíferos inclusive o homem.

As bactérias do grupo coliforme são consideradas os principais indicadores de contaminação fecal. O grupo coliforme é formado por um número de bactérias que inclui os gêneros *Klebsiella*, *Escherichia*, *Serratia*, *Erwenia* e *Enterobactéria*. Todas as bactérias coliformes são gram-negativas manchadas, de hastes não esporuladas que estão associadas com as fezes de animais de sangue quente e com o solo. As bactérias coliformes termotolerantes reproduzem-se ativamente a 44,5°C e são capazes de fermentar o açúcar. O uso da bactéria coliforme termotolerante para indicar poluição sanitária mostra-se mais significativo que o uso da bactéria coliforme "total", porque as bactérias fecais estão restritas ao trato intestinal de animais de sangue quente. A determinação da concentração dos coliformes assume

importância como parâmetro indicador da possibilidade da existência de microorganismos patogênicos, responsáveis pela transmissão de doenças de veiculação hídrica.

O método de determinação utilizado foi o de membrana filtrante. Este método é baseado na inoculação da amostra em meios de cultura específicos para o desenvolvimento dos microorganismos do grupo coliforme. Após o desenvolvimento de colônias confirma-se a presença dos coliformes. Esta técnica possui duas etapas. A filtração que é a retenção dos possíveis microorganismos presentes na amostra, através da filtração de 100 mL de amostra em uma membrana filtrante. Posterior a esta etapa é feita a inoculação, na qual a membrana é colocada em uma placa de Petry contendo meios de cultura para coliformes totais e termotolerantes. Os coliformes totais são inoculados em estufa a 35°C por 24 horas, enquanto os termotolerantes são inoculados em banho-maria a 44,5°C por 24 horas. A presença de colônias típicas ou atípicas de coliformes indica resultado positivo.

### **3.3.15. Concentração de espécies metálicas e não metálicas**

Foram determinadas as concentrações de espécies metálicas e não metálicas por espectroscopia de emissão atômica (EEA) com plasma de argônio induzido em um equipamento da marca Perkin Elmer, modelo Optima 3000DV. As espécies detectadas nas amostras foram: alumínio, arsênio, cádmio, chumbo, cobalto, cobre, cromo, estanho, ferro, fósforo, manganês, níquel, prata e zinco.

Para poder determinar a concentração destas espécies, foram construídas

curvas analíticas no espectrômetro, com soluções padrão de cada espécie.

Para a determinação destas espécies, as amostras passaram por um processo de abertura.

Este processo de abertura consiste na adição de ácido, geralmente um ácido forte, ou um conjunto de reagentes à amostra e, se necessário, um agente oxidante mais forte caso as mesmas contenham material particulado e matéria orgânica. Em geral, o ácido nítrico é o mais adequado em termos de clarificação da amostra, pelo fato de dissolver a grande maioria dos metais complexados e adsorvidos em material particulado e, ao mesmo tempo, ser um bom agente oxidante (CRESPILHO, 2004).

Para determinar as espécies presentes nos efluentes, 100 mL de cada amostra foram colocados em tubos distintos de um bloco digestor, em seguida, foram adicionados cerca de 30 mL de ácido nítrico e 10 mL de peróxido de hidrogênio (30% v/v). Após três horas no bloco digestor, à 95°C, o volume foi corrigido com água purificada pelo processo Mili-Q<sup>®</sup>, procedendo-se à determinação dos elementos em meio aquoso.

## **4. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

Neste capítulo é descrita a construção dos reatores de eletroflotação REF-1, REF-2 e REF-3 e os materiais utilizados nesta, assim como também o procedimento operacional destes. Posteriormente são analisados e discutidos os resultados obtidos dos ensaios de eletroflotação realizados em batelada e fluxo contínuo nos reatores REF-2 e REF-3.

### **4.1 Construção dos reatores de eletroflotação**

#### **4.1.1 Reator REF-1**

O reator REF-1 possui uma capacidade de 0,25 L e é constituído por um sistema de 2 eletrodos de alumínio: um ânodo e um cátodo, com dimensões de 13,5 x 4,5 x 0,25 cm (comprimento x largura x espessura). Estes ficam sustentados por parafusos de Teflon<sup>®</sup> que foram acondicionados a uma tampa de acrílico, como mostra a Figura 8. Esta tampa sustenta as placas de alumínio com ajuda dos

parafusos, e permite que estas fiquem distantes 1,0 cm entre si com a finalidade de minimizar a perda ôhmica.

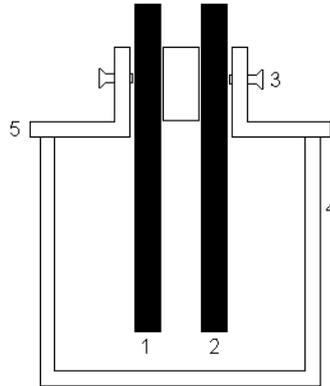


Figura 8 – Reator de eletroflotação REF-1. (1) e (2) Eletrodos de alumínio; (3) parafuso para fixação de eletrodo (Teflon<sup>®</sup>); (4) Béquer; (5) Tampa de acrílico

#### 4.1.2 Reator REF-2

O reator REF-2 possui forma cilíndrica (15,0 cm altura x 6,0 cm diâmetro), foi fabricado em material acrílico e possui capacidade de 0,5 L. Este é constituído por um sistema de cinco eletrodos de alumínio. Esses eletrodos de dimensões: 13,5 x 4,5 x 0,25 cm (comprimento x largura x espessura) ficam sustentados por suportes do tipo gaveta. A Figura 9 (CRESPILHO; SANTANA; REZENDE, 2005) mostra em detalhe a área da seção transversal do reator REF-2.

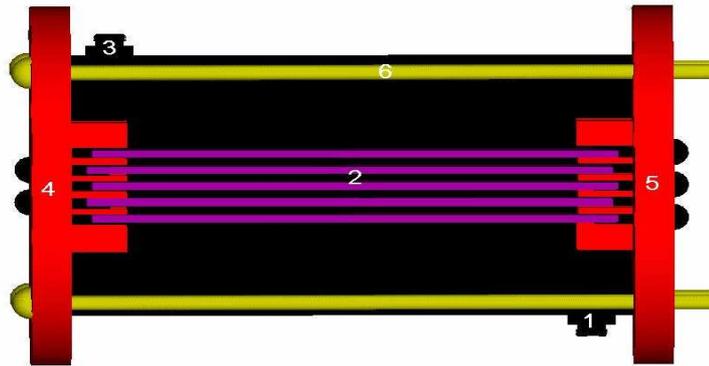


Figura 9 – Seção transversal do reator de eletroflotação REF-2. (1) Entrada do efluente bruto; (2) eletrodos de alumínio; (3) Saída do efluente eletrocolagulado; (4) e (5) Tampas laterais com o-ring, contato elétrico em aço do tipo inox e suportes do tipo gavetas; (6) Parafusos de fixação por pressão

Como pode ser observado na Figura 9, o REF-2 possui o canal de entrada do afluente e saída de efluente em posições opostas. Assim, com o auxílio de uma bomba, o efluente entra pela parte inferior do reator, percorre todo o sistema de eletrodos e sai pela parte superior, onde, então, pode ser conduzido para uma câmara de separação. A Figura 10 representa o desenho “em explosão” das linhas de contorno do REF-2 que representa os detalhes destacados (CRESPILHO; SANTANA; REZENDE, 2005).

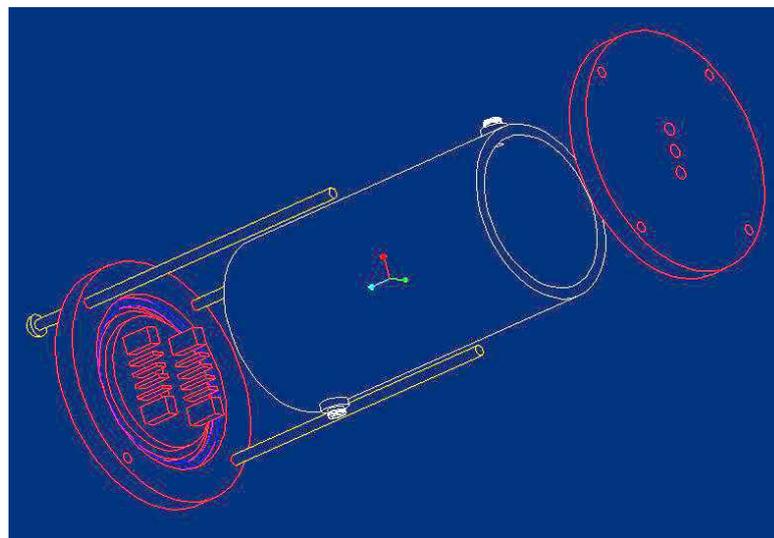


Figura 10 – Desenho em explosão do reator REF-2

Os eletrodos estão dispostos em paralelo, de modo a estar sustentados por um suporte do tipo gaveta (CRESPILHO; SANTANA; REZENDE, 2005), como pode ser observado na Figura 11.

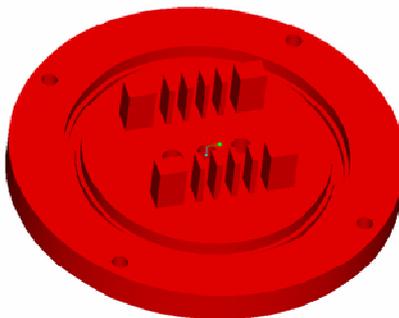


Figura 11 – Modelo das tampas laterais com o-ring e suporte dos eletrodos do tipo gaveta

Como observado na Figura 11, o suporte contém ranhuras em acrílico que possuem a finalidade de evitar o deslocamento do eletrodo durante a operação, além de manter os eletrodos separados entre si a uma distância de 0,9 cm.

O contato elétrico entre os eletrodos do reator e a fonte externa é feito por meio de bastonetes de “aço inox”, com dimensões de 0,4 x 20,0 cm (diâmetro x comprimento) com ranhuras em suas pontas. Essas ranhuras têm a finalidade de se encaixarem no eletrodo, promovendo o contato (CRESPILHO; SANTANA; REZENDE, 2005). A Figura 12 apresenta o desenho do bastonete.

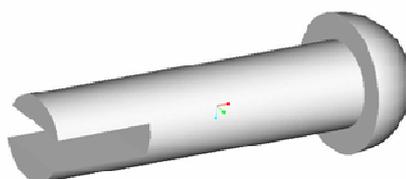


Figura 12 – Bastonete em aço inox com ranhura

### 4.1.3 Reator REF-3

O modelo adotado para a construção do reator REF-3 foi o de placas verticais. Este é constituído por duas caixas, uma interna construída com placas de PVC e uma externa de ferro que serve como suporte para a caixa interna, como apresentado na Figura 13.



Figura 13 – Vista superior do reator REF-3

A caixa interna possui dimensões de 76,7 x 26,6 x 66,0 cm (comprimento x largura x altura), isto significa que o reator tem uma capacidade de aproximadamente 134 L. Para amortecer a pressão exercida por este volume de esgoto, placas de isopor de 2 cm de espessura foram colocadas entre as paredes da caixa interna e da caixa externa.

Uma conexão externa de acrílico, do tipo U foi acoplada ao reator, para poder visualizar o que ocorre dentro do reator, quando em funcionamento, como pode ser observado na Figura 14. O reator foi montado em uma base móvel com rodas para permitir o deslocamento do mesmo.

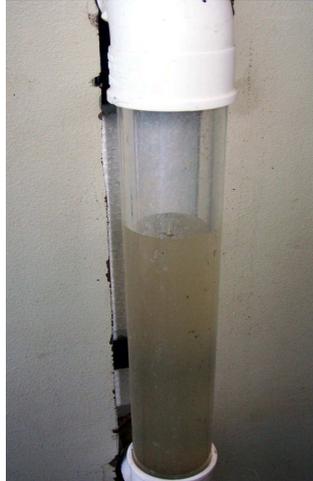


Figura 14 – Vista lateral do reator. Conexão externa de acrílico do tipo U

A Figura 15 mostra uma vista lateral do reator REF-3; nela podem observar-se suas conexões para entrada e saída do esgoto. O reator possui um orifício de 2,5 cm de diâmetro para a entrada do esgoto na base de uma de suas laterais onde foi soldado um cano de PVC que permite a conexão com a bomba de alimentação. Possui também outro orifício de mesmo diâmetro para a saída do efluente na lateral oposta, localizado a 39,0 cm da base; nesse orifício foi soldada uma torneira que permitia o controle da vazão e a coleta do EF.

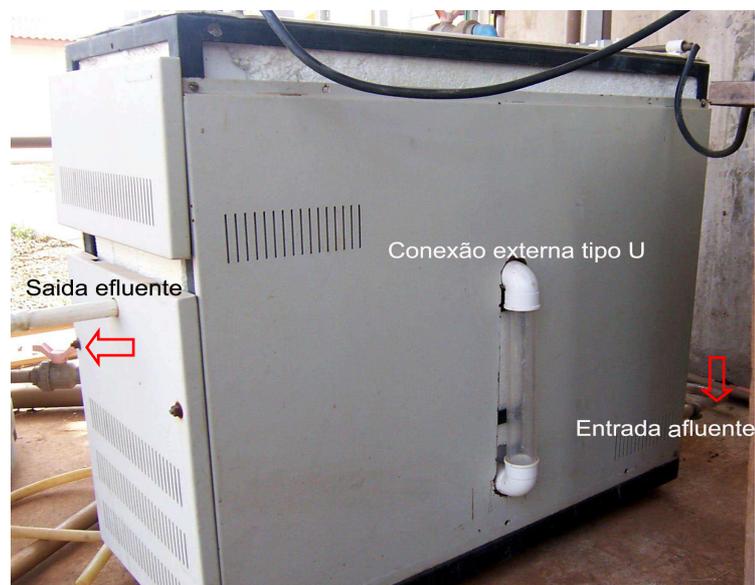


Figura 15 – Vista lateral do reator de eletroflotação REF-3

#### 4.1.3.1 Arranjo das placas de alumínio: perpendicular ao fluxo

Dentro do reator foram alojadas vinte e cinco placas de alumínio, cada uma delas com dimensões aproximadas de 43,4 x 25,0 x 0,2 cm (comprimento x largura x espessura), com uma área útil de 5,425 m<sup>2</sup>. Estas placas encontram-se separadas por 2,0 cm de distância entre si com a finalidade de minimizar a queda ôhmica e estão suspensas por ganchos de cobre que, por sua vez, ficam suspensos em duas barras cilíndricas de cobre, as quais são os contatos positivo e negativo da fonte conversora de corrente, como mostrado na Figura 16.



Figura 16 – Vista superior do reator REF-3. Arranjo dos eletrodos de alumínio perpendicular ao fluxo

Desta forma, foi montado um arranjo monopolar de eletrodos em paralelo que ficam dispostos perpendicularmente ao fluxo do efluente, como pode ser observado na Figura 17. A vantagem do arranjo monopolar de eletrodos em paralelo é que requer diferença de potencial menor do que os arranjos em série (KOBAYA; BAYRAMOGLU; EYVAZ, 2007).



Figura 17 – Vista superior do reator REF-3. Arranjo dos eletrodos de alumínio perpendicular ao fluxo, em detalhe

#### 4.1.3.2 Arranjo das placas de alumínio: paralelo ao fluxo

Dentro do reator foram alojadas oito placas de alumínio, cada uma delas com dimensões aproximadas de 46,5 x 76,0 x 0,2 cm (comprimento x largura x espessura), com área útil de 5,654 m<sup>2</sup>. Estas placas também se encontram separadas por 2,0 cm de distância entre si com a finalidade de minimizar a queda ôhmica e estão suspensas por placas de alumínio e PVC que, por sua vez, ficam suspensos em duas barras cilíndricas de cobre, as quais são os contatos positivo e negativo da fonte conversora de corrente, como mostrado na Figura 18.



Figura 18 – Vista superior do reator REF-3. Arranjo dos eletrodos de alumínio paralelo ao fluxo em detalhe

Desta forma foi montado um arranjo monopolar de eletrodos em paralelo, que ficam dispostos paralelamente ao fluxo do efluente, como pode ser observado na Figura 19.



Figura 19 – Vista superior do reator REF-3. Arranjo dos eletrodos de alumínio paralelo ao fluxo

## 4.2 Ensaios nos reatores REF-1, REF-2 e REF-3

Os ensaios em batelada foram realizados em todos os reatores, e os ensaios em fluxo contínuo foram realizados nos reatores REF-2 e REF-3.

### 4.2.1 Ensaios no reator REF-1

Foram feitos testes no reator REF-1 para poder estimar a densidade de corrente que seria aplicada nos outros reatores. Em cada ensaio a quantidade de

esgoto tratado foi de 250 mL e a duração destes dependeu da densidade de corrente aplicada.

Inicialmente foi aplicada uma corrente de 0,50 A, que corresponde a uma densidade de corrente de  $41,46 \text{ A m}^{-2}$ . Esta densidade de corrente não se manteve estável durante o experimento, pois sofria quedas constantes e, durante o processo foi observada uma excessiva produção de microbolhas que impediam a formação de flocos o que refletiu em um tratamento ineficiente.

Posteriormente foi aplicada uma corrente de 0,25 A, que corresponde a uma densidade de corrente de  $20,73 \text{ A m}^{-2}$ . Durante a aplicação desta densidade de corrente foram necessários ajustes no mecanismo de controle de corrente para mantê-la constante; observou-se diminuição significativa da turbidez do esgoto a partir dos 15 minutos de tratamento (Tabela 3).

Foi aplicada também uma corrente de 0,20 A, que corresponde a uma densidade de corrente de  $16,58 \text{ A m}^{-2}$ . Esta apresentou um comportamento estável, isto é, não foi necessário fazer ajustes para mantê-la constante. A turbidez do esgoto mostrou também uma diminuição significativa a partir dos 15 minutos de tratamento; estes valores são mostrados na Tabela 3. A Figura 20 mostra o esgoto antes do processo e após 20 minutos de tratamento; nesta observa-se a formação de uma camada de lodo eletroflotado que pode ser facilmente removido.

Tabela 3 – Comparação das análises de turbidez de amostras de EB e de EF dos ensaios em batelada no REF-1

Parâmetro	Unidade	Densidade de Corrente (A m <sup>-2</sup> )	Valores do Efluente			D P	C V (%)	Remoção (%)	
			EB	EF					
				Min.	Max.				Média
Turbidez	NTU	20,73	9,46	10,22	<b>9,79</b>	<b>0,32</b>	<b>0,03</b>	<b>93,72</b>	
		16,58	156	9,22	10,95	<b>9,94</b>	<b>0,73</b>	<b>0,07</b>	<b>93,63</b>
		8,29	109,87	125,94	<b>117,70</b>	<b>6,80</b>	<b>0,06</b>	<b>24,56</b>	

D P: Desvio padrão, para 4 amostras

C V: Coeficiente de variância

Duração do ensaio: 15 minutos

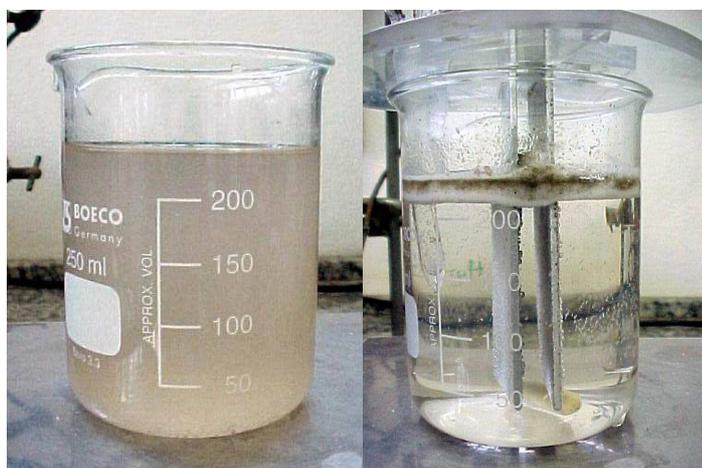


Figura 20 – Reator REF-1. Esgoto antes e após 20 minutos de tratamento por eletroflotação

Finalmente foi aplicada uma corrente de 0,10 A, que corresponde a uma densidade de corrente de 8,29 A m<sup>-2</sup>. Esta densidade de corrente mostrou-se insuficiente para realizar um tratamento eficiente; isto se viu refletido na diminuição da turbidez do esgoto (vide Tabela 3).

## 4.2.2 Ensaio no reator REF-2

### 4.2.2.1 Ensaio em batelada

Levando em consideração os resultados obtidos no reator REF-1, foram feitos ensaios em batelada no reator REF-2 para poder determinar a densidade de corrente que seria aplicada em fluxo contínuo nesse reator. Com tal finalidade foram aplicadas densidades de corrente próximas a  $16,58 \text{ A m}^{-2}$  (densidade de corrente mais estável e com a qual se obteve maior diminuição de turbidez no reator REF-1), chegando-se a observar que a maior diminuição da turbidez no menor tempo foi alcançada aplicando uma densidade de corrente de  $13,82 \text{ A m}^{-2}$ .

A Tabela 4 mostra os resultados das análises feitas em amostras de EF e EB. As amostras de EF foram coletadas após 7 minutos de tratamento, aplicando uma densidade de corrente de  $13,82 \text{ A m}^{-2}$ .

Tabela 4 – Comparação das análises de amostras de EB e de EF de ensaios em batelada no REF-2

Parâmetro	Unidade	Valores do Efluente			D P	C V (%)	Remoção (%)	
		EB	EF					
			Min.	Max.				Média
Turbidez	NTU	155	3,8	7	<b>4,88</b>	<b>1,49</b>	<b>0,30</b>	<b>96,85</b>
Cor Verdadeira	mg Pt Co L <sup>-1</sup>	143	19	27	<b>23,50</b>	<b>3,42</b>	<b>0,15</b>	<b>83,57</b>
Oxigênio Dissolvido	mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	1,8	6,31	8,72	<b>7,42</b>	<b>1,12</b>	<b>0,15</b>	<b>412,22<sup>1</sup></b>
pH	-	6,36	7,21	8,06	<b>7,53</b>	<b>0,37</b>	<b>0,05</b>	<b>Não se aplica</b>
Sólidos totais	mg L <sup>-1</sup>	615	53,7	61,2	<b>57,55</b>	<b>3,35</b>	<b>0,02</b>	<b>90,64</b>

D P: Desvio padrão, para 4 amostras

C V: Coeficiente de variância

<sup>1</sup>: Aumento

A Figura 21 mostra o esgoto antes de ser submetido à eletroflotação e o final deste após 7 minutos de tratamento; observa-se a significativa diminuição da turbidez (Tabela 4) assim como também a formação de uma camada de lodo eletroflotado na superfície.



Figura 21 – Reator REF-2. Esgoto antes e após 7 minutos de tratamento por eletroflotação

#### 4.2.2.2 Ensaio em fluxo contínuo

Uma vez determinada a densidade de corrente a ser aplicada no REF-2, procedeu-se à determinação da vazão de entrada e saída do esgoto no reator. Várias vazões foram testadas e ajustadas com a ajuda de uma bomba peristáltica da marca Eclipse modelo MP-350 e, posteriormente, calculados os respectivos tempos de detenção hidráulica (NBR 12209, 1990; SPERLING, 1996) com ajuda da equação (9) e seus resultados mostrados na Tabela 5.

$$\theta_h = \frac{\text{Vol. reator}}{\text{Vazão}} \quad (9)$$

$\theta_h$ : Tempo de detenção hidráulica (min)

**Vol. reator**: Volume do reator (L). No REF-2 foi 0,5 L

**Vazão**: ( $\text{L min}^{-1}$ )

Tabela 5 – Vazões testadas no reator REF-2 e seus respectivos tempos de detenção hidráulica

Vazão ( $\text{L min}^{-1}$ )	$\theta_h$ (min)
0,07	7,0
0,10	5,0
0,13	3,8
0,20	2,5
0,40	1,25

As diversas vazões foram testadas para determinar a melhor correlação entre o tempo e o conteúdo de  $\text{Al}^{3+}$  no efluente tratado. Os parâmetros adotados para determinar a vazão mais adequada foram eficiência na remoção de  $\text{DBO}_5$  (parâmetro mais empregado na determinação da qualidade de esgoto) e a concentração de  $\text{Al}^{3+}$  no esgoto tratado, como mostrado na Figura 22.

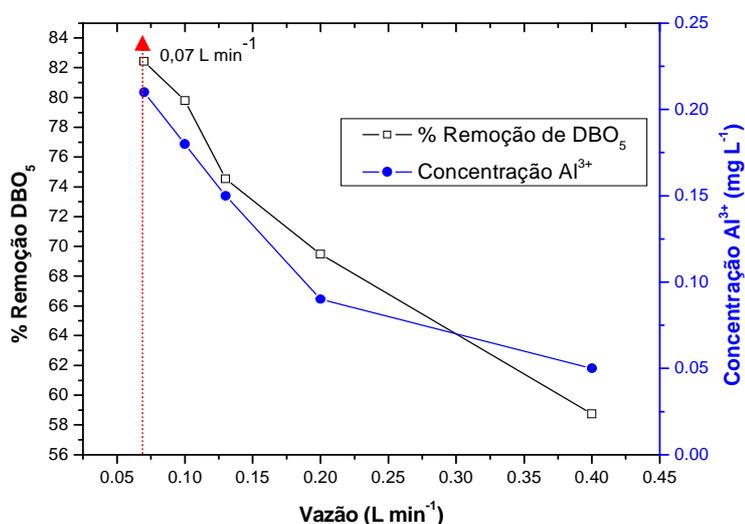


Figura 22 – Eficiência na remoção de  $\text{DBO}_5$  e concentração de  $\text{Al}^{3+}$  em função da vazão

Uma remoção de  $\text{DBO}_5$  acima de 80% aliada a uma concentração de  $\text{Al}^{3+}$  que se mantinha relativamente baixa no efluente, foram alcançados quando se utilizou a menor vazão. Considerando estes resultados a vazão de trabalho adotada foi  $0,07 \text{ L min}^{-1}$ .

Novos ensaios foram realizados cujos resultados são apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 – Comparação das análises de amostras de EB e de EF de ensaios em fluxo contínuo no REF-2

Parâmetro	Unidade	Valores do Efluente			D P	C V (%)	Remoção (%)	
		EB	EF					
			Min.	Max.				Média
Turbidez	NTU	155	3,37	7,1	<b>4,91</b>	<b>1,60</b>	<b>0,33</b>	<b>96,84</b>
Cor Verdadeira	$\text{mg Pt Co L}^{-1}$	143	23	27	<b>24,25</b>	<b>1,89</b>	<b>0,08</b>	<b>83,05</b>
Oxigênio Dissolvido	$\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$	1,8	7,45	9,54	<b>8,07</b>	<b>0,94</b>	<b>0,12</b>	<b>448,33<sup>1</sup></b>
pH	-	6,36	7,28	8,05	<b>7,54</b>	<b>0,35</b>	<b>0,05</b>	<b>Não se aplica</b>
Sólidos totais	$\text{mg L}^{-1}$	615	53,4	62	<b>58,73</b>	<b>3,92</b>	<b>0,07</b>	<b>90,45</b>

D P: Desvio padrão, para 4 amostras

C V: Coeficiente de variância

<sup>1</sup>: Aumento

Os resultados obtidos em fluxo contínuo são bastante parecidos aos registrados em ensaios em batelada, isto é devido à baixa vazão empregada, que permitiu que o tempo de contato entre as placas de alumínio com o efluente fosse o suficiente para diminuir significativamente a turbidez, cor verdadeira, sólidos totais e, também, aumentar significativamente a concentração de oxigênio dissolvido, devido à liberação de microbolhas de oxigênio.

### **4.2.3 Ensaio no reator REF-3**

#### **4.2.3.1 Arranjo das placas de alumínio: perpendicular ao fluxo**

##### **I. Ensaio em batelada**

###### **a) Determinação da corrente de trabalho**

Nos processos eletroquímicos, a densidade de corrente é o parâmetro de operação mais importante (MOUEDHEN et al., 2008). A Figura 23 mostra a evolução da tensão com quatro densidades de corrente aplicadas. Como pode ser observado, a tensão mostra uma tendência linear em relação à densidade de corrente. Conseqüentemente, um incremento na densidade de corrente leva a um incremento na energia consumida (HOSNY, 1996). Este comportamento linear da tensão, também foi observado por CHEN; CHEN; YUE (2000) em seus estudos com águas de restaurante.

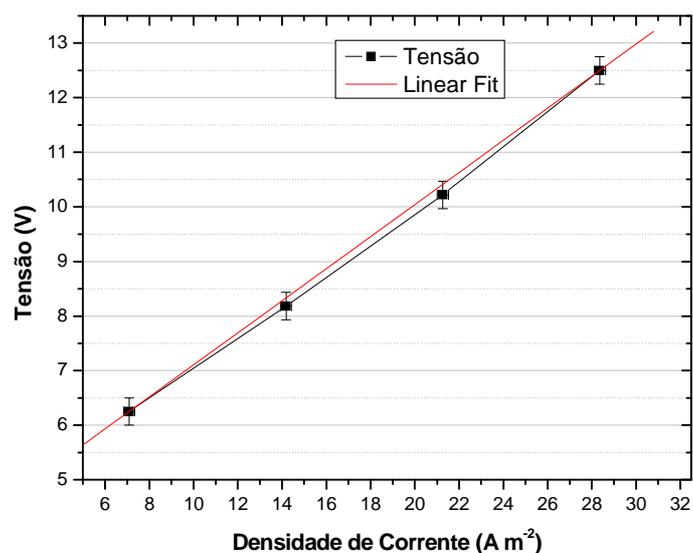


Figura 23 – Comportamento da tensão em função da densidade de corrente

Para determinar a corrente de trabalho do REF-3, foram aplicadas ao EB quatro diferentes correntes por um determinado período de tempo, até que a tensão produzida por estas atingisse valores quase constantes, como mostra a Figura 24.

As correntes aplicadas foram de 20; 40; 60 e 80 A, que correspondem a uma densidade de corrente de 7,09; 14,18; 21,27 e 28,36  $A\ m^{-2}$ , respectivamente.

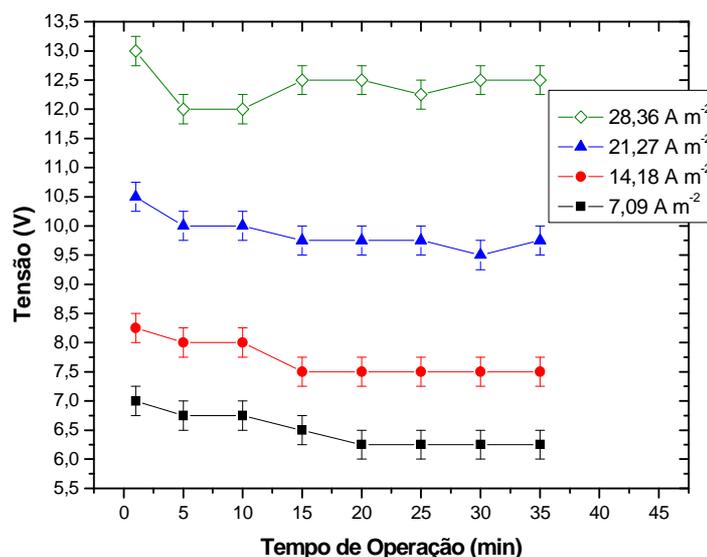


Figura 24 – Comportamento da tensão em função do tempo de operação

Como pode ser observado, as menores densidades de corrente aplicadas foram as que registraram valores de tensão quase constantes a partir de 15 minutos de iniciado o processo.

Deve ser mencionado, também, que tanto com a aplicação da densidade de corrente de  $21,27 \text{ A m}^{-2}$  como com a de  $28,36 \text{ A m}^{-2}$ , foi registrado um aumento na temperatura do esgoto tratado; isto é, o esgoto era tratado à temperatura ambiente e na saída deste, as temperaturas registradas eram de aproximadamente 2 a 3 °C acima; isto deve-se a que quando uma grande quantidade de corrente é aplicada, existe grande possibilidade de se ter perda de energia por dissipação térmica (CHEN, 2004).

Diversos ensaios com o EB foram feitos aplicando as quatro diferentes densidades de corrente durante 28 minutos (tempo de operação). Este tempo foi o necessário para observar uma significativa diminuição na turbidez no EF dentro do reator. Depois de transcorrido este tempo, foram extraídas alíquotas do EF pelo conduto de saída localizado em uma das laterais do reator. As alíquotas coletadas foram submetidas à análise de turbidez e  $\text{DBO}_5$ . Na Figura 25 estão representados os resultados das eficiências na remoção da turbidez e  $\text{DBO}_5$  alcançada pelas diversas densidades de corrente aplicadas.

Como se observa, a eficiência alcançada na remoção da turbidez é muito próxima entre todas as densidades de corrente aplicadas, sendo que a partir de  $14,18 \text{ A m}^{-2}$  se atinge uma eficiência de 96%, eficiência mais do que satisfatória.

Já a eficiência na remoção de  $\text{DBO}_5$  mostra valores significativos a partir de  $14,18 \text{ A m}^{-2}$ . Esta remoção deve-se à separação efetiva de quase toda a matéria orgânica presente no esgoto, propiciada pela flotação das mesmas.

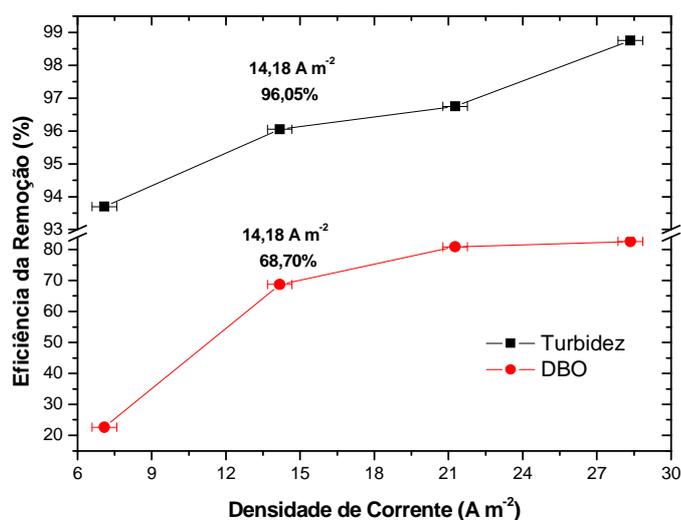


Figura 25 – Eficiência da remoção de  $DBO_5$  e turbidez em função da densidade de corrente

### b) Determinação da condutividade

O cloreto de sódio é comumente utilizado para aumentar a condutividade da água ou de efluentes que serão tratados eletroquimicamente. Além de sua contribuição iônica no transporte de cargas elétricas, foi observado que os íons cloreto podem reduzir significativamente os efeitos tamponantes dos ânions  $HCO_3^-$  e  $SO_4^{2-}$  (CHEN, 2004).

Considerando estas propriedades do NaCl, diferentes quantidades foram adicionados ao esgoto, com a finalidade de conferir-lhe diferentes condutividades e, assim, poder determinar qual destas permitia menor consumo de energia no processo eletroquímico.

O aumento na concentração da NaCl no esgoto trouxe como consequência o aumento proporcional na condutividade deste, como mostra a Tabela 7.

Tabela 7 – Condutividade do esgoto segundo a concentração de NaCl adicionado

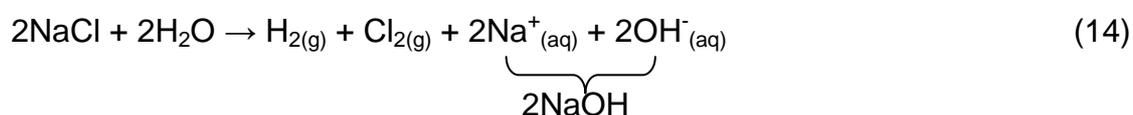
Concentração de NaCl (g L <sup>-1</sup> )	Condutividade (μS cm <sup>-1</sup> )
Sem adição	390
0,17	970
0,33	1700
0,50	2300

Uma maior concentração de NaCl no esgoto conduz a um aumento na condutividade e a uma diminuição na tensão oferecida pelo efluente, reduzindo, assim, a quantidade de energia necessária para poder efetuar o processo de eletroflotação (BANDE et al, 2007). Além disso, foi observado que o cloro eletroquimicamente gerado é efetivo na desinfecção da água (AVSAR; KURT; GONULLU, 2007; CHEN, 2004).

No entanto, não se pode aumentar muito a concentração de NaCl no efluente, pois ao aumentar-se esta, a eficiência na remoção de DQO diminui, como foi observado por WANG; CHOU e KUO (2009). Eles observaram que um excesso de íons Cl<sup>-</sup> no meio é adverso à coagulação dos poluentes. Isto provavelmente devido a que os íons Cl<sup>-</sup> presentes em um meio que contém Al(OH)<sub>3</sub>, formarão alguns compostos transitórios como Al(OH)<sub>2</sub>Cl, Al(OH)Cl<sub>2</sub>, AlCl<sub>3</sub>. Estes compostos transitórios terminarão sendo dissolvidos no meio como uma forma de AlCl<sub>4</sub><sup>-</sup>. Assim a produção de Al(OH)<sub>3</sub> diminui e conseqüentemente a eficiência da remoção também.

A adição de NaCl propicia a ocorrência de dois fenômenos: o aumento do pH do efluente (CHEN; CHEN; YUE, 2000) devido à formação NaOH, conforme as equações (10), (11), (12), (13) e (14) e a geração de Cl<sub>2</sub> devido à oxidação do Cl<sup>-</sup> no

ânodo. Este  $\text{Cl}_2$  é dissolvido no efluente e se converte em  $\text{ClO}^-$ ; íon que pode oxidar os poluentes, aumentando assim a eficiência na remoção de DQO (WANG; CHOU; KUO, 2009).



Trabalhando com as concentrações citadas na Tabela 7 (vide página 93) e aplicando uma densidade de corrente de  $14,18 \text{ A m}^{-2}$  (densidade de corrente de trabalho), procedeu-se aos ensaios de eletroflotação. Os resultados são mostrados na Figura 26.

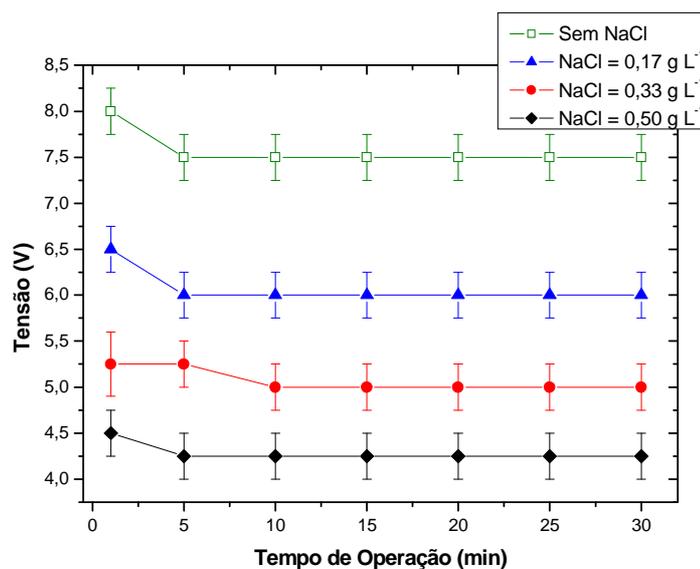


Figura 26 – Comportamento da tensão em função da concentração de NaCl

Como pode ser observado, a tensão registrada pelo esgoto com adição de 0,50 g de NaCl L<sup>-1</sup>, foi a menor de todas, chegando a trabalhar estavelmente em 4,25 V, quase a metade da tensão registrada pelo esgoto sem adição de NaCl. Isto traz um menor consumo de energia para efetuar o mesmo processo, que será refletido em uma economia significativa no custo operacional.

## II. Ensaio em fluxo contínuo

### a) Determinação da vazão

Determinar a vazão com a qual o esgoto faria sua passagem pelo reator foi o próximo parâmetro a ser considerado. Assim, diversas vazões foram testadas e ajustadas com ajuda de uma bomba submersa da marca Ismatec modelo Better 500 e, posteriormente calculados os respectivos tempos de detenção hidráulica com a equação (9) (vide página 87); os resultados são mostrados na Tabela 8.

Tabela 8 – Vazões testadas no reator REF-3 e seus respectivos tempos de detenção hidráulica

Vazão (m <sup>3</sup> h <sup>-1</sup> )	$\theta_h$ (min)
0,24	25,0
0,30	20,0
0,33	18,2
0,40	15,0
0,60	10,0

Os parâmetros adotados para determinar a vazão mais adequada foram o  $\text{DBO}_5$  e a concentração de  $\text{Al}^{3+}$  no esgoto tratado, como mostrado na Figura 27.

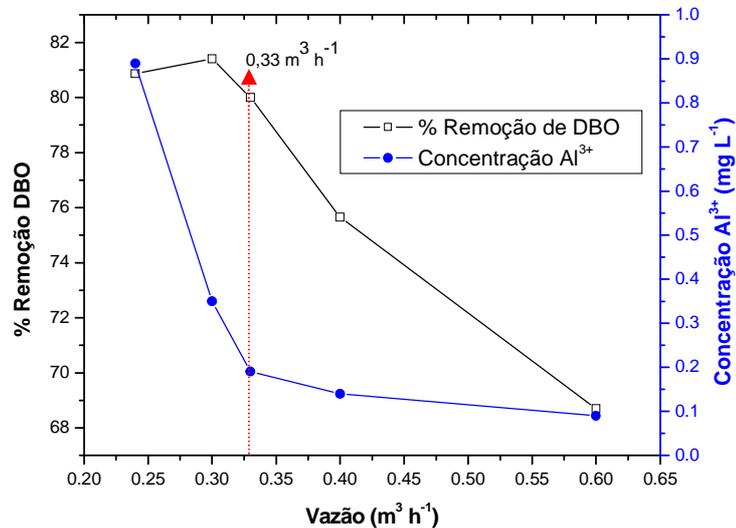


Figura 27 – Eficiência da remoção de  $\text{DBO}_5$  e concentração de  $\text{Al}^{3+}$  em função da vazão

Como pode ser observado, são nas vazões mais baixas que se atingem eficiências de remoção de  $\text{DBO}_5$  próximas a 80% (níveis máximos). Entretanto, a concentração de  $\text{Al}^{3+}$  no esgoto tratado é alta nestas vazões (devido ao maior tempo de permanência em contato do esgoto com os eletrodos de alumínio), exceto a  $0,33 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ , em que a concentração de  $\text{Al}^{3+}$  ainda é baixa ( $0,19 \text{ mg L}^{-1}$ ) e a eficiência de remoção de  $\text{DBO}_5$  é de 80%.

Considerando os resultados obtidos (Figura 27), 18,2 minutos foi o tempo de detenção hidráulica escolhido para trabalhar no processo de eletroflotação.

## b) Tempo de Operação

Ensaio de eletroflotação em fluxo contínuo foram realizados, com uma vazão de  $0,33 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$  para observar o comportamento do sistema ao longo do processo.

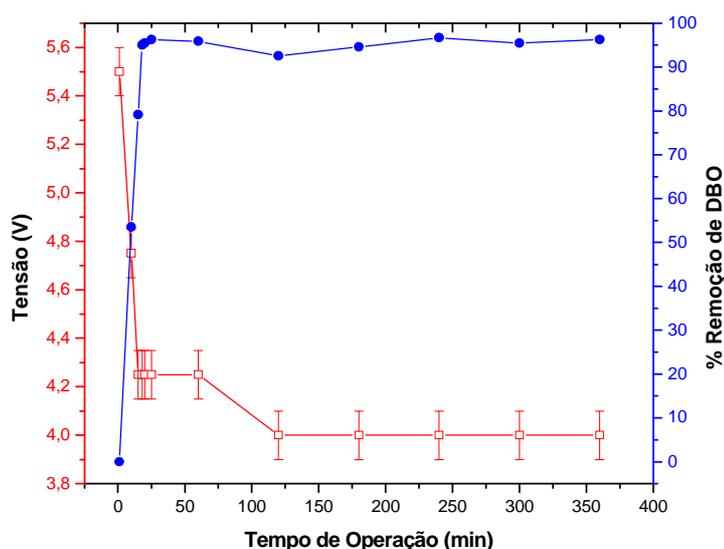


Figura 28 – Eficiência da remoção de  $\text{DBO}_5$  e tensão em função do tempo de operação

A Figura 28 mostra o comportamento do sistema ao longo do tempo de operação. Como se pode observar, a tensão atinge um valor constante logo nos primeiros minutos e varia pouco após duas horas de processo. A eficiência de remoção de  $\text{DBO}_5$  também atinge valores constantes nos primeiros minutos e permanece quase constante ao longo de todo o processo.

Todos os resultados anteriores mostram que trabalhando no reator com uma vazão de esgoto de  $0,33 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ , com tempo de detenção igual a 18,2 min, adicionando a este  $0,5 \text{ g L}^{-1}$  de NaCl e aplicando-lhe uma densidade de corrente de  $14,18 \text{ A m}^{-2}$ , obtêm-se um esgoto tratado com níveis de turbidez mais do que satisfatórios e de remoção de  $\text{DBO}_5$  muito próximos a 95%.

#### 4.2.3.2 Arranjo das placas de alumínio: paralelo ao fluxo

A configuração das placas de alumínio dentro do reator REF-3 foi alterada; estas placas foram colocadas de forma a ficarem paralelas ao fluxo do EB, oferecendo, assim, menos resistência a este. Novos ensaios em fluxo contínuo foram realizados com esta nova configuração e, a vazão de operação foi aumentada para  $0,5 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ .

Os parâmetros observados para determinar qual a densidade de corrente e a quantidade de NaCl a ser adicionado que tornariam o processo mais eficiente foram a turbidez e o  $\text{DBO}_5$ .

As correntes aplicadas foram 40; 60 e 80 A, que correspondem a uma densidade de corrente de 14,2; 21,3 e 28,4  $\text{A m}^{-2}$ , respectivamente. As quantidades de NaCl adicionado nos ensaios foram de 0,5; 0,25 e 0,13  $\text{g L}^{-1}$ .

A Figura 29 mostra a porcentagem de remoção de turbidez de acordo a densidade de corrente aplicada e a quantidade de NaCl adicionado.

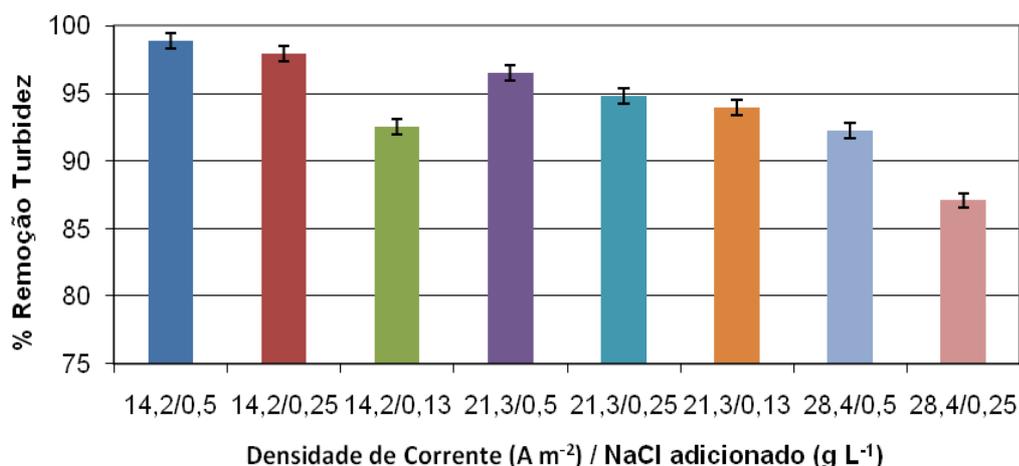


Figura 29 – Remoção de turbidez (%) em função da densidade de corrente ( $\text{A m}^{-2}$ ) e a quantidade de NaCl adicionado ( $\text{g L}^{-1}$ )

Observa-se que à medida que se incrementa a densidade de corrente, a porcentagem de remoção da turbidez diminui; o mesmo efeito é observado ao ser reduzida a quantidade de NaCl adicionado; isto é devido a que a condutividade no efluente também é diminuída reduzindo, assim, a eficiência do processo. O mesmo efeito é observado na porcentagem de remoção do  $\text{DBO}_5$  (Figura 30), onde esta cai à medida que a densidade de corrente é incrementada e a quantidade de NaCl adicionado diminui.

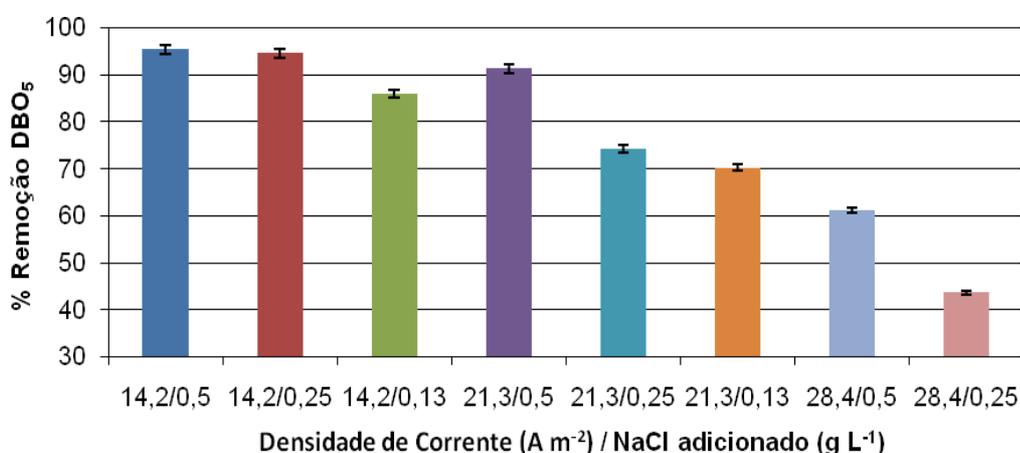


Figura 30 – Remoção de  $\text{DBO}_5$  (%) em função da densidade de corrente ( $\text{A m}^{-2}$ ) e a quantidade de NaCl adicionado ( $\text{g L}^{-1}$ )

Tal efeito pode ser explicado devido a que o aumento da densidade de corrente faz com que seja gerada uma quantidade maior de microbolhas de oxigênio e hidrogênio. Estas, ao serem geradas em maior quantidade, dão lugar à formação de bolhas maiores, as quais produzem turbulência no meio, o que torna o processo ineficiente. Já a quantidade de NaCl adicionado reflete diretamente no processo ao facilitar a passagem da corrente elétrica no efluente, permitindo a formação do agente coagulante.

Pode observar-se nas Figuras 29 e 30, que ao aplicar-se uma densidade de corrente de  $14,20 \text{ A m}^{-2}$  e adicionar-se  $0,5$  e  $0,25 \text{ g L}^{-1}$  de NaCl, os resultados de

remoção de turbidez e  $\text{DBO}_5$  não variam significativamente entre estes, por tal, os ensaios com a configuração das placas em paralelo ao fluxo foram conduzidos aplicando-se  $0,25 \text{ g L}^{-1}$  de NaCl no EB.

#### **4.2.3.3 Análise físico-química do esgoto eletroflotado**

Alem da turbidez e  $\text{DBO}_5$  vários outros parâmetros foram observados (com base na Resolução CONAMA 357) com a finalidade de poder avaliar o impacto que o efluente tratado causaria quando este fosse lançado ao corpo receptor. Cada um deles é discutido a seguir.

##### **a) Cor verdadeira**

Na Tabela 9 apresenta-se a comparação entre os resultados da análise de cor verdadeira do EB e do EF obtido em ambas as configurações das placas, em comparação aos limites máximos estipulados pela Resolução CONAMA No. 357.

Tabela 9 – Comparação da análise de cor verdadeira do EB e do EF com os limites máximos permitidos pela Resolução CONAMA No. 357

Posição das placas	Unidade	Resolução CONAMA No. 357	Valores do Efluente			D P	C V (%)	Remoção (%)	
			EB	EF					
				Min.	Max.				Média
Perpendicular ao fluxo	mg Pt L <sup>-1</sup>	75	139	22	26	24	1,83	0,08	82,73
Paralelo ao fluxo				14	24	19,25	4,27	0,22	86,15

D P: Desvio padrão, para 5 amostras

C V: Coeficiente de variância

Observando o valor registrado pelo EB e pelo EF nos ensaios, nota-se que o nível de redução da cor verdadeira é significativo em ambas as configurações das placas e encontra-se bem abaixo dos limites máximos permitidos pela Resolução CONAMA No. 357.

### b) Turbidez

A Tabela 10 apresenta os valores de turbidez registrados para o EB e EF obtido em ambas as configurações das placas, comparados com o valor máximo permitido pela Resolução CONAMA No. 357.

Tabela 10 – Comparação da análise de turbidez do EB e do EF com os limites máximos permitidos pela Resolução CONAMA No. 357

Posição das placas	Unidade	Resolução CONAMA No. 357	Valores do Efluente			D P	C V (%)	Remoção (%)	
			EB	EF					
				Min.	Max.				Média
Perpendicular ao fluxo	NTU	100	152	3,51	6,8	4,97	1,42	0,29	96,73
Paralelo ao fluxo				6,12	11,8	9,26	2,74	0,29	93,91

D P: Desvio padrão, para 5 amostras

C V: Coeficiente de variância

O nível de redução de turbidez alcançado com o processo de eletroflotação é extremamente satisfatório, consegue-se diminuir a turbidez em mais de 96% para o arranjo de placas em perpendicular e 93% para o arranjo em paralelo. Isto pode ser apreciado melhor na Figura 31 onde são comparados, da esquerda para a direita, amostras de EB, EF obtidas do processo com o arranjo em perpendicular e água de torneira. O nível de turbidez do EF é muito próximo ao de água de torneira, o que mostra o bom desempenho do processo de eletroflotação.



Figura 31 – Amostras de: EB (efluente bruto); EF (efluente eletroflotado - arranjo perpendicular); Água (água de torneira)

### c) pH

Na Tabela 11, apresenta-se a relação entre o pH do esgoto a ser tratado por eletroflotação e após seu tratamento, assim como também os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA No. 357.

Tabela 11 – Comparação do pH do EB e do EF com os limites máximos permitidos pela Resolução CONAMA No. 357

Posição das placas	Resolução CONAMA No. 357	Valores do Efluente			D P	C V (%)	
		EB	EF				
			Min.	Max.			Média
Perpendicular ao fluxo	6,0 a 9,0	6,27	7,12	8,13	7,57	0,42	0,05
Paralelo ao fluxo			6,61	7,9	7,27	0,68	0,09

D P: Desvio padrão, para 5 amostras

C V: Coeficiente de variância

O pH do esgoto registra um aumento após o tratamento. Esse fato decorre do princípio de que a eletroflotação produz íons  $\text{OH}^-$  como mostrado nas equações (6) e (14) (vide páginas 44 e 94 respectivamente). CHEN; CHEN e YUE (2000) verificaram também este efeito.

O aumento de pH ocorre dentro da faixa de valores estabelecida pelo CONAMA em sua Resolução No. 357. Este aumento, como mencionado, está relacionado à produção de íons  $\text{OH}^-$  que, por sua vez, têm relação direta com a quantidade de corrente aplicada.

#### d) Sólidos totais

A Tabela 12 mostra os sólidos totais no esgoto tratado por eletroflotação em concentrações muito baixas. A porcentagem de eliminação de sólidos totais para ambas as configurações das placas de alumínio foi superior a 90%, eficiência que pode ser considerada como alta.

Tabela 12 – Comparação dos sólidos totais do EB e do EF com os limites máximos permitidos pela Resolução CONAMA No. 357

Posição das placas	Unidade	Resolução CONAMA No. 357	Valores do Efluente			D P	C V (%)	Remoção (%)	
			EB	EF					
				Min.	Max.				Média
Perpendicular ao fluxo	mg L <sup>-1</sup>	<500,00	630	51,5	64	58	5,21	0,09	90,79
Paralelo ao fluxo			13,2	20,2	15,55	3,15	0,20	97,53	

D P: Desvio padrão, para 5 amostras

C V: Coeficiente de variância

Ainda se comparadas estas concentrações e eficiências de remoção com os valores limites estipulados pelos países membros da Comunidade Européia para efluentes de estações de tratamento de efluentes urbanos (Tabela 13) (COUNCIL OF THE EUROPEAN COMMUNITIES, 1991), observa-se que os valores obtidos do EF encontram-se dentro da legislação européia.

Tabela 13 – Condições mínimas exigidas para os efluentes de estações de tratamento de efluentes urbanos, segundo a Comunidade Européia. Parâmetro: Sólidos totais em suspensão

Limite	Eficiência mínima de remoção	Observações
35 mg L-1	90%	População equivalente superior a 10 000 hab
60 mg L-1	70%	População equivalente de 2 000 a 10 000 hab
150 mg L-1	-	Para efluentes de lagoas

Fonte: Official Journal of the European Communities No. L 135/40 (1991)

A elevada eficiência alcançada na remoção dos sólidos suspensos se deve à facilidade de coagulação e flotação das moléculas em suspensão. Isto é devido à interação com o hidróxido de alumínio formado dentro do reator, que permite a formação de colóides. Estes deslocam-se naturalmente para a superfície; mas, com o auxílio das microbolhas geradas no processo, a flotação das partículas coloidais é mais rápida e mais eficiente.

### **e) Concentração de óleos e graxas**

As altas eficiências alcançadas na remoção de sólidos totais são acompanhadas pela remoção de óleos e graxas, isto devido ao mesmo princípio de interação do hidróxido de alumínio com as moléculas de óleos e graxas, presentes no esgoto.

Tabela 14 – Comparação da concentração de óleos e graxas do EB e do EF com os limites máximos permitidos pela Resolução CONAMA No. 357

Parâmetro	Unidade	Resolução CONAMA No. 357	Valores do Efluente			D P	C V (%)	Remoção (%)	
			EB	EF					
				Min.	Max.				Média
Óleos e Graxas	mg L <sup>-1</sup>	Virtual- mente ausentes	66,07	0,008	0,011	<b>0,009</b>	<b>0,001</b>	<b>0,11</b>	<b>99,98</b>

D P: Desvio padrão, para 5 amostras

C V: Coeficiente de variância

Neste sentido como pode ser observado na Tabela 14, a eficiência de remoção alcançada é próxima de 100%, deixando a concentração de óleos e graxas no efluente tratado na configuração de eletrodos em perpendicular, muito próximo do zero.

#### f) Carbono total (CT)

O processo de eletroflotação mostrou-se eficiente na remoção de CT. A remoção da quase totalidade de sólidos suspensos e material particulado no EF torna possível a redução dos valores de carbono orgânico total para mais de 58%, para ambas as configurações das placas, como é mostrado na Tabela 15.

Tabela 15 – Comparação das análises de carbono total do EB e do EF

Posição das placas	Unidade	Resolução CONAMA No. 357	Valores do Efluente			D P	C V (%)	Remoção (%)	
			EB	EF					
				Min.	Max.				Média
Perpendicular ao fluxo	mg L <sup>-1</sup>	Não Estipulado	236,4	78,05	102,75	<b>93,66</b>	<b>10,81</b>	<b>0,12</b>	<b>60,38</b>
Paralelo ao fluxo			51,36	132,2	<b>98,01</b>	<b>38,87</b>	<b>0,39</b>	<b>58,541</b>	

D P: Desvio padrão, para 5 amostras

C V: Coeficiente de variância

### g) Oxigênio dissolvido (OD)

O índice OD é uma das mais importantes variáveis para se avaliar a capacidade de um corpo hídrico em suportar atividade biológica de organismos aquáticos. A escassez de OD pode levar ao desaparecimento dos organismos de um determinado corpo d'água, dado que esses organismos são extremamente sensíveis à diminuição do OD de seu meio. Mas a importância do OD não se restringe apenas à sobrevivência dos seres aquáticos. A presença de OD em águas residuárias ricas em material orgânico é desejável por prevenir a formação de substâncias com odores desagradáveis.

Os resíduos orgânicos despejados nos corpos d'água são decompostos por microrganismos que se utilizam do oxigênio na respiração. Assim, quanto maior a carga de matéria orgânica, maior o número de microrganismos decompositores e, conseqüentemente, maior o consumo de oxigênio. Portanto, quando um corpo

d'água recebe grandes quantidades de substâncias orgânicas biodegradáveis, o oxigênio dissolvido diminui consideravelmente.

A Tabela 16 mostra os resultados do EF e os compara com o EB e os limites estipulados pela Resolução CONAMA No. 357.

Tabela 16 – Comparação da concentração de oxigênio dissolvido do EB e do EF com os limites mínimos permitidos pela Resolução CONAMA No. 357

Posição das placas	Unidade	Resolução CONAMA No. 357	Valores do Efluente			D P	C V (%)	Aumento (%)	
			EB	EF					
				Min.	Max.				Média
Perpendicular ao fluxo	mg L <sup>-1</sup>	>4	1,9	5,62	9,68	7,60	1,66	0,22	400,00
Paralelo ao fluxo			4,6	8,69	6,97	1,71	0,24	366,84	

D P: Desvio padrão, para 5 amostras

C V: Coeficiente de variância

A concentração de OD no esgoto bruto é inferior à estipulada pela Resolução CONAMA No. 357, que estabelece que não deva ser inferior a 4 mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>. Mas observa-se que depois do tratamento por eletroflotação, aumenta a concentração acima do limite mínimo. Isto se deve ao fato de que no ânodo, junto com a dissolução do alumínio, ocorre a geração de oxigênio (LINARES-HERNÁNDEZ et al., 2007), aumentando, conseqüentemente, a concentração de oxigênio dissolvido temporariamente no efluente.

### h) Demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5</sub>)

O DBO<sub>5</sub> é um parâmetro de controle muito importante nas estações de tratamento de esgoto, pois avalia indiretamente a concentração de contaminantes orgânicos presentes em efluentes com uma apreciável quantidade de matéria orgânica.

A Tabela 17 mostra a demanda bioquímica de oxigênio registrado pelo esgoto bruto e a diminuição desta no efluente pós-tratamento, comparados com o limite máximo permitido pela Resolução CONAMA No. 357. Pode observar-se uma diminuição considerável nos níveis de DBO<sub>5</sub>; esta diminuição foi de 91%; deixando o efluente final com valores próximos dos máximos estipulados.

Tabela 17 – Comparação da demanda bioquímica de oxigênio do EB e do EF com os limites máximos permitidos pela Resolução CONAMA No. 357

Posição das placas	Unidade	Resolução CONAMA No. 357	Valores do Efluente			D P	C V (%)	Diminuição (%)	
			EB	EF					
				Min.	Max.				Média
Perpendicular ao fluxo	mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	<10	284	20,5	26,1	23	2,58	0,11	91,90
Paralelo ao fluxo			20,1	27,3	24	3,65	0,15	91,55	

D P: Desvio padrão, para 5 amostras  
C V: Coeficiente de variância

A Comunidade Européia através de sua lei No.135/40 (COUNCIL OF THE EUROPEAN COMMUNITIES, 1991) estipula como eficiências mínimas de remoção de DBO<sub>5</sub>, valores entre 70 e 90% e concentrações limites de 25 mg L<sup>-1</sup>. Os valores

obtidos do EF encontram-se muito próximos dos estabelecidos pela legislação europeia.

### i) Demanda química de oxigênio (DQO)

A demanda química de oxigênio é um parâmetro indispensável nos estudos de caracterização de esgotos sanitários e de efluentes industriais; esta é muito útil quando utilizada conjuntamente com a DBO para observar a biodegradabilidade de despejos.

A Tabela 18 mostra os valores da demanda química de oxigênio registrados pelo esgoto bruto e a diminuição destes no efluente pós-tratamento em ambas as configurações das placas. Pode observar-se uma diminuição considerável nos níveis de DQO, a qual foi superior a 89%.

Tabela 18 – Comparação da demanda química de oxigênio do EB e do EF

Posição das placas	Unidade	Resolução CONAMA No. 357	Valores do Efluente			D P	C V (%)	Diminuição (%)	
			EB	EF					
				Min.	Max.				Média
Perpendicular ao fluxo	mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	Não estipulado	498	48,66	52,85	<b>50,77</b>	<b>1,63</b>	<b>0,03</b>	<b>89,80</b>
Paralelo ao fluxo				49,12	51,19	<b>50,21</b>	<b>0,82</b>	<b>0,02</b>	<b>89,92</b>

D P: Desvio padrão, para 5 amostras

C V: Coeficiente de variância

Se comparados estes valores com a legislação europeia (COUNCIL OF THE EUROPEAN COMMUNITIES, 1991), que estabelecem uma concentração limite de 125 mg L<sup>-1</sup> e eficiências de remoção superiores a 75%; observa-se que também são inferiores.

### **j) Cloretos**

Cloreto é o ânion inorgânico que mais ocorre em águas e efluentes. A concentração de cloreto, normalmente, em águas superficiais é menor do que em águas subterrâneas. Em efluentes domésticos, o teor de Cl<sup>-</sup> é maior do que nas águas de abastecimento doméstico, pois, o cloreto de sódio é um componente comum na alimentação e passa inalterado pelo sistema digestivo do homem.

A Tabela 19 mostra os valores de cloreto registrado pelo esgoto bruto e o aumento deste no EF em ambas as configurações das placas de alumínio, comparados com o limite máximo permitido pela Resolução CONAMA No. 357. Os valores do EF aumentam com respeito ao EB devido à adição de NaCl neste antes do tratamento para aumentar a condutividade. Estas concentrações refletem a produção de cloreto durante o processo de eletroflotação como observado nas equações (10)-(14) (vide página 94).

Tabela 19 – Comparação da concentração de cloreto no EB e no EF com os limites máximos permitidos pela Resolução CONAMA No. 357

Posição das placas	Unidade	Resolução CONAMA No. 357	Valores do Efluente			D P	C V (%)
			EB	EF			
				Min.	Max.		
Perpendicular ao fluxo	mg Cl <sup>-1</sup> L <sup>-1</sup>	250	49,81	166,15	170,15	<b>1,63</b>	<b>0,01</b>
Paralelo ao fluxo			140,35	150,35	<b>145,35</b>	<b>4,09</b>	<b>0,03</b>

D P: Desvio padrão, para 5 amostras

C V: Coeficiente de variância

### k) Coliformes termotolerantes e *E.coli*

As bactérias do grupo coliforme, e em especial, a *Escherichia coli* constituem o indicador de contaminação fecal mais utilizado, sendo empregadas como parâmetro bacteriológico básico para a caracterização e avaliação da qualidade das águas (NUVOLARI et al., 2003).

A Tabela 20 mostra a queda na concentração de coliformes totais e de *E.coli* para o arranjo de eletrodos em perpendicular. A concentração registrada pós-tratamento pela configuração perpendicular das placas ao fluxo é inferior à concentração máxima estipulada. Isto pode ser atribuído à liberação de cloro em forma de gás como resultado de uma reação eletroquímica secundária, como observado por MURUGANANTHAN; BHASKAR RAJU e PRABHAKAR (2004) e HERNLEM; TSAI (2000).

Tabela 20 – Comparação da contagem de coliformes termotolerantes e *E. coli* do EB e do EF com os limites máximos permitidos pela Resolução CONAMA No. 357

Parâmetro	Unidade	Resolução	Valores do Efluente			D P	C V (%)	Remoção (unidades log)	
		CONAMA	EB	EF					
		No. 357		Min.	Max.				Média
Coliformes termotole- rantes	UFC / 100 mL	2500	$1,2 \times 10^7$	$5,1 \times 10^2$	$2,4 \times 10^3$	<b><math>1,2 \times 10^3</math></b>	<b>831,88</b>	<b>0,67</b>	<b>4</b>
<i>E. coli</i>	UFC / 100 mL	2500	$8,0 \times 10^5$	0	40	<b>10,75</b>	<b>19,55</b>	<b>1,82</b>	<b>4,8</b>

D P: Desvio padrão, para 5 amostras

C V: Coeficiente de variância

### I) Nitrogênio amoniacal

A amônia é uma substância tóxica não persistente e não cumulativa e, sua concentração, que normalmente é baixa, não causa nenhum dano fisiológico aos seres humanos e animais. Mas grandes quantidades de amônia podem causar sufocamento em organismos aquáticos. Ela é formada no processo de decomposição de matéria orgânica (uréia - amônia). No caminho de decomposição das substâncias orgânicas nitrogenadas até ao nitrato, se passa primeiro pelo estágio de amônia, por isso, a presença desta substância indica poluição.

A importância do conhecimento da presença e quantificação do nitrogênio amoniacal na água refere-se ao consumo de OD necessário durante o processo de nitrificação, isto é, a conversão de nitrogênio amoniacal a nitrito e este a nitrato e, principalmente, a proliferação de algas que tem no nitrogênio um elemento vital para seu crescimento.

Cabe salientar que o crescimento descontrolado de algas, em determinadas condições do corpo d'água pode acarretar processos de eutrofização. A eutrofização é um fenômeno indesejável, pois modifica substancialmente as características físicas, químicas e biológicas do corpo d'água. Portanto, a medição do nitrogênio amoniacal é importante não só para se constatar a poluição no corpo d'água, mas também como um indicador de futuro consumo de oxigênio no processo de nitrificação.

A Tabela 21 mostra as concentrações de nitrogênio amoniacal obtidas do EB e do EF para ambas as configurações dos eletrodos.

Embora se obteve uma diminuição de aproximadamente 42% e 52% nas concentrações de N-amoniacal nas configurações em perpendicular e paralelo respectivamente, estas concentrações não atendem aos valores estipulados pela Resolução CONAMA No. 357 para águas de classe 3, mas atendem aos valores estipulados para lançamento de efluentes que é de 20 mg N L<sup>-1</sup>.

Tabela 21 – Comparação da concentração de N-amoniacal no EB e no EF com os limites máximos permitidos pela Resolução CONAMA No. 357

Posição das placas	Unidade	Resolução CONAMA No. 357	Valores do Efluente			D P	C V (%)	Remoção (%)
			EB	EF				
				Min.	Max.			
Perpendicular ao fluxo	mg N L <sup>-1</sup>	7,5 ≤ pH ≤ 8,0: <b>5,6</b>	14,5	23,2	<b>18,52</b>	<b>3,48</b>	<b>0,19</b>	<b>42,10</b>
Paralelo ao fluxo		pH ≤ 7,5: <b>13,3</b>	13,29	19,56	<b>15,51</b>	<b>2,86</b>	<b>0,18</b>	<b>51,52</b>

D P: Desvio padrão, para 5 amostras

C V: Coeficiente de variância

### **m) Fósforo total**

A presença do fósforo na água pode se dar de diversas formas. A mais importante delas para o metabolismo biológico é o ortofosfato. O fósforo é um nutriente e não traz problemas de ordem sanitária para a água. Mas a utilização crescente de detergentes de uso doméstico e industrial favorece muito o aumento das concentrações de fósforo nas águas.

Concentrações elevadas de fósforo podem contribuir, da mesma forma que o nitrogênio, para a proliferação de algas e acelerar, indesejavelmente, em determinadas condições, o processo de eutrofização.

Os compostos de fósforo são um dos mais importantes fatores limitantes à vida dos organismos aquáticos e a sua economia, em uma massa d'água, é de importância fundamental no controle ecológico das algas.

Um dos compostos de fósforo é o fosfato; este é o principal responsável pela eutrofização artificial. Seu aumento na coluna d' água aumenta a floração de algas e fitoplâncton. A liberação de fosfato na coluna d' água ocorre mais facilmente em baixas quantidades de oxigênio.

A Tabela 22 mostra as concentrações de fósforo total no EB e no EF obtidas em ambas as configurações dos eletrodos. A remoção de fósforo total foi de 99%.

Tabela 22 – Comparação da concentração de fósforo total no EB e no EF com os limites máximos permitidos pela Resolução CONAMA No. 357

Posição das placas	Unidade	Resolução CONAMA No. 357	Valores do Efluente			D P	C V (%)	Remoção (%)	
			EB	EF					
				Min.	Max.				Média
Perpendicular ao fluxo	mg P L <sup>-1</sup>	0,15	10,39	0,03	0,08	<b>0,06</b>	<b>0,02</b>	<b>0,30</b>	<b>99,44</b>
Paralelo ao fluxo			0,06	0,11	<b>0,09</b>	<b>0,02</b>	<b>0,24</b>	<b>99,17</b>	

D P: Desvio padrão, para 5 amostras

C V: Coeficiente de variância

Estas eficiências de remoção alcançadas são superiores à estipulada pela Comunidade Européia que é 80% e, as concentrações obtidas do EF são inferiores aos limites estabelecidos tanto pela Comunidade Européia que é 2 mg L<sup>-1</sup> (COUNCIL OF THE EUROPEAN COMMUNITIES, 1991), quanto pelo CONAMA.

#### n) Concentração de espécies metálicas e não metálicas

A Tabela 23 mostra a determinação de espécies metálicas e não metálicas feita em amostras de EB e EF e, comparadas com os valores estipulados pela Resolução CONAMA No. 357.

O efluente estudado apresenta baixas concentrações de espécies metálicas e não metálicas no seu estado bruto. Como pode ser observado, as concentrações do arsênio, cádmio cobalto, cromo e manganês, não foram registradas, devido a que sua concentração era tão baixa que se encontrava abaixo do limite de detecção do equipamento.

Já no caso do chumbo, cobre, ferro, estanho, níquel, prata, zinco e alumínio, suas concentrações no EB conseguiram ser registradas. Porém, só no caso do cobre e alumínio, estas se encontravam acima dos valores permitidos pela Resolução CONAMA No. 357 para águas. Mas no caso do cobre, esta concentração atende aos valores estipulados para lançamento de efluentes que é de  $1 \text{ mg Cu L}^{-1}$ .

Mesmo sendo as concentrações iniciais baixas, verificou-se que após o processo de eletroflotação as concentrações das espécies diminuíram. No caso do estanho, níquel e prata a diminuição foi de 18%, 19% e 26% respectivamente e no caso do chumbo, cobre, ferro foi de 76%, 97% e 86% respectivamente.

Já no caso do alumínio, a diminuição das concentrações iniciais foi de 67% no arranjo perpendicular dos eletrodos e 66% no arranjo em paralelo. Esta diminuição permite que os valores das concentrações no EF não ultrapassem os valores máximos permitidos.

Tabela 23 – Concentração de espécies em amostras de EB e EF comparadas com os limites máximos estipulados na Resolução CONAMA No. 357

Posição das placas	Espécies	Resolução CONAMA No. 357 (mg L <sup>-1</sup> )	Valores do Efluente		D P	C V (%)
			EB (mg L <sup>-1</sup> )	EF Média (mg L <sup>-1</sup> )		
Perpendicular ao fluxo	As	0,033	< L.D.	< L.D.	-	-
Perpendicular ao fluxo	Cd	0,01	< L.D.	< L.D.	-	-
Perpendicular ao fluxo	Pb	0,033	0,00546	<b>0,0013</b>	<b>9,57x10<sup>-5</sup></b>	<b>0,07</b>
Perpendicular ao fluxo	Co	0,2	< L.D.	< L.D.	-	-
Perpendicular ao fluxo	Cu	0,013	0,01729	<b>0,0005</b>	<b>8,16x10<sup>-5</sup></b>	<b>0,16</b>
Perpendicular ao fluxo	Cr	0,05	<L.D.	< L.D.	-	-
Perpendicular ao fluxo	Fe	5,0	0,26880	<b>0,0351</b>	<b>2,58x10<sup>-4</sup></b>	<b>0,01</b>
Perpendicular ao fluxo	Sn	N.E.	0,05824	<b>0,0472</b>	<b>0,001</b>	<b>0,02</b>
Perpendicular ao fluxo	Mn	0,5	< L.D.	< L.D.	-	-
Perpendicular ao fluxo	Ni	0,025	0,00315	<b>0,0025</b>	<b>4,20x10<sup>-4</sup></b>	<b>0,16</b>
Perpendicular ao fluxo	Ag	0,05	0,00133	<b>0,0007</b>	<b>5,25x10<sup>-4</sup></b>	<b>0,54</b>
Perpendicular ao fluxo	Zn	5,0	0,02296	<b>0,0234</b>	<b>8,41x10<sup>-4</sup></b>	<b>0,04</b>
Perpendicular ao fluxo	Al	0,2	0,4354	<b>0,1420</b>	<b>1,91x10<sup>-3</sup></b>	<b>0,01</b>
Paralelo ao fluxo				<b>0,1440</b>	<b>1,78x10<sup>-2</sup></b>	<b>0,41</b>

D P: Desvio padrão, para 4 amostras

C V: Coeficiente de variância

&lt; L.D. : Abaixo do limite de detecção

N.E. : Não estipulado

### 4.3 Passivação e desgaste dos eletrodos

A Figura 28 (vide página 97) mostra uma diminuição leve na tensão registrada após duas horas de processo eletroflotativo; isto pode ser devido à passivação dos cátodos que, no decorrer do processo produzem excesso de  $\text{OH}^-$ , fazendo com que a superfície seja atacada por estes ânions e promovendo a formação de um filme passivo (KIYAK; KABASAKALODLU, 1998). Esta fina camada de óxido de alumínio é formada espontaneamente na presença de oxigênio do ar.

Um modelo para eletrodos de alumínio, talvez seja o melhor modelo para explicar como ocorre o processo de geração de hidrogênio e íons hidroxila (CRESPILHO; REZENDE, 2004). Esse modelo salienta que, primeiramente, ocorre a redução do hidrogênio da água que se adsorve no eletrodo, como mostra a equação (15).



Em seguida, tem-se uma etapa química na formação de  $\text{H}_2$ , descrito pela equação (16):



Após esta etapa, a reação de passivação continua até a formação dos óxidos.

Uma forma de evitar tal passivação é aplicar uma densidade de corrente inversa nos eletrodos (HANSEN; NÚÑEZ; GRANDON, 2005). Esta não só ajuda a minimizar os efeitos da passivação, mas também a distribuir homogeneamente o desgaste das placas de alumínio. Com tal finalidade, a cada 90 minutos foi realizada a inversão da polaridade no sistema, através da fonte retificadora. Tal inversão foi

feita intercambiando as posições dos contatos das placas de alumínio nos terminais de saída da fonte retificadora.

A constante formação do agente coagulante  $\text{Al(OH)}_3$  deve-se ao constante desgaste dos ânodos de alumínio devido à aplicação de uma diferença de potencial. O cálculo da massa teórica de alumínio desgastada nos ânodos foi feito a partir da 1ª lei de Faraday como observado na equação (17) (M OLLAH et. al., 2004).

$$w = \frac{I \times t \times M}{z \times F} \quad (17)$$

$w$  = Massa de eletrodo desgastado (g)

$I$  = Intensidade de corrente (A)

$t$  = tempo de tratamento (s)

$M$  = Massa molecular do eletrodo de sacrifício (para o Al:  $M = 27 \text{ g mol}^{-1}$ )

$z$  = Número de elétrons envolvidos (para o Al:  $z = 3$ )

$F$  = Constante de Faraday ( $96485,3415 \text{ s A mol}^{-1}$ )

Com base na equação (17) foi calculado um desgaste de 40,7 g de alumínio por metro cúbico de esgoto tratado. Para evitar que este desgaste se dê unicamente nos ânodos, foi realizada a inversão da polaridade no sistema, assim, o desgaste seria distribuído uniformemente em todas as placas.

#### 4.4 Comparação da qualidade do esgoto tratado

Para poder ter uma melhor idéia da eficiência do tratamento por eletroflotação, foram comparados na Tabela 24 os parâmetros físico-químicos e microbiológicos analisados em esgoto tratado por diversos métodos de desinfecção (COSTA, 2007) e, por eletroflotação (configurações perpendicular e paralela das placas).

Os métodos de tratamento e desinfecção com os quais é comparado o tratamento por eletroflotação correspondem à:

- Efluente da ETE da cidade de Araraquara –SP: Tratamento feito por meio de lagoas de aeração e sedimentação.
- Efluente da ETE da cidade de Araraquara –SP: Desinfecção feita com ácido paracético (PAA). A dose aplicada foi de  $5 \text{ mg L}^{-1}$  e o tempo de contato foi 20 minutos.
- Efluente da ETE da cidade de Araraquara –SP: Desinfecção feita com radiação UV: A dose aplicada foi de  $670,8 \text{ mWs cm}^{-2}$  e o tempo de contato foi 120 segundos.
- Efluente da ETE da cidade de Araraquara –SP: Desinfecção feita com ozônio: A dose aplicada foi de  $43,6 \text{ mg L}^{-1}$  e o tempo de contato foi 5 minutos.
- Efluente da ETE da cidade de Araraquara –SP: Desinfecção feita com cloro: A dose aplicada foi de  $2,5 \text{ mg L}^{-1}$ , e o tempo de contato foi de 20 minutos.

Observa-se que os valores de turbidez e concentrações de sólidos totais registrados pelo tratamento por eletroflotação são significativamente inferiores aos obtidos pelo tratamento da ETE de Araraquara e aos outros métodos de desinfecção; isto reflete o ótimo desempenho apresentado pelo método de eletroflotação na remoção de impurezas.

O pH e as concentrações de OD registradas por todos os métodos não apresentam diferenças significativas. No caso do OD as concentrações alcançadas por eletroflotação são ligeiramente inferiores à registrada pelo tratamento da ETE de Araraquara. Todas atendem, contudo, às especificações da legislação.

As concentrações de cloreto são maiores no tratamento por eletroflotação se comparadas com o tratamento da ETE de Araraquara, devido à adição de NaCl no EB antes do tratamento (para melhorar a condutividade) e à geração de íons cloreto durante o processo, como foi mostrado.

As concentrações de nitrogênio amoniacal são próximas à registrada pela ETE de Araraquara e menores na concentração de fosfato total; fato que indica que a remoção de fósforo do EB foi efetiva.

Os valores das concentrações das espécies metálicas registradas no EF foram muito baixas ou não conseguiram ser detectadas, assim como acontece também no efluente da ETE de Araraquara.

As concentrações de  $DBO_5$  e DQO apresentadas pelo método de eletroflotação são inferiores às apresentadas pelos outros métodos; aproximadamente três vezes menores.

Tabela 24 – Comparação de análises físico-químicas e microbiológicas obtidas por diferentes métodos de desinfecção

Parâmetros	Unidade	Efluente EF (Placas transversais ao fluxo)	Efluente EF (Placas paralelas ao fluxo)	Efluente ETE Araraquara	ETE	ETE	ETE	ETE
					Araraquara Desinfecção com ácido paracético	Araraquara Desinfecção com radiação UV	Araraquara Desinfecção com ozônio	Araraquara Desinfecção com cloro
Turbidez	NTU	4,97	9,26	80	-	-	-	-
pH		7,57	7,27	7,7	7,65	7,91	7,74	7,65
OD	mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	7,60	6,97	8,4,	-	-	-	-
Cloreto	mg L <sup>-1</sup>	168,15	145,35	41,4,	-	-	-	-
ST	mg L <sup>-1</sup>	58,00	15,55	450,00	357,00	362,50	352,5	393,50
N Amoniacal	mg L <sup>-1</sup>	18,52	15,51	10,68	-	-	-	-
P Total	mg L <sup>-1</sup>	0,06	0,09	5,10	-	-	-	-
Pb	mg L <sup>-1</sup>	0,0013	-	N.D.	-	-	-	-
Cr	mg L <sup>-1</sup>	< L.D.	-	0,0225	-	-	-	-
Cd	mg L <sup>-1</sup>	< L.D.	-	N.D.	-	-	-	-
Cu	mg L <sup>-1</sup>	0,0005	-	N.D.	-	-	-	-
Zn	mg L <sup>-1</sup>	0,0234	-	0,0360	-	-	-	-
Ni	mg L <sup>-1</sup>	0,0025	-	N.D.	-	-	-	-
Fe	mg L <sup>-1</sup>	0,0351	-	1,9760	-	-	-	-
Mn	mg L <sup>-1</sup>	< L.D.	-	0,0475	-	-	-	-
COT	mg L <sup>-1</sup>	93,66	98,01	25,00	-	-	-	-
DBO <sub>5</sub>	mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	23,00	24,00	64,40	-	-	-	-
DQO	mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	50,77	50,21	-	174,00	188,00	152,00	177,00
Coliformes totais	UFC/100 mL	1,2x10 <sup>3</sup>	-	12,59x10 <sup>5</sup>	>2,4x10 <sup>4</sup>	>2,4 x10 <sup>4</sup>	2,4x10 <sup>4</sup>	>2,4x10 <sup>4</sup>
<i>E. coli</i>	UFC/100 mL	10,75	-	2,09x10 <sup>5</sup>	84,00	7,2 x10 <sup>3</sup>	8,6x10 <sup>3</sup>	62,00

-: Não determinado

N.D. : Não detectado

&lt; L.D. : Abaixo do limite de detecção

&gt;: Valor acima de

#### 4.5 Lodo gerado no processo de eletroflotação

O lodo gerado no processo de eletroflotação se acumula na superfície do reator e tem de ser removido para posterior desaguamento.

A quantidade de lodo gerado com gases, por metro cúbico de esgoto tratado foi de  $0,16 \text{ m}^3$ , o qual, depois de ser submetido a secagem pesa  $0,368 \text{ Kg}$ .

O consumo médio de água por habitante nas cidades paulistas (SABESP, 2008a; SABESP, 2008b) é estimado em  $6,63 \text{ m}^3$  por mês. Já o SAAE da cidade de São Carlos estima este valor em  $6,0 \text{ m}^3$  por mês. Assumindo que cada pessoa ingira  $2 \text{ L}$  de água por dia, o restante seria convertido em esgoto; sendo assim, seriam gerados  $5,94 \text{ m}^3$  de esgoto por mês por habitante.

Considerando os  $0,16 \text{ m}^3$  de lodo gerado no processo de eletroflotação, estima-se que a quantidade de lodo gerado por habitante por mês seja de  $0,9494 \text{ m}^3$  de lodo eletroflotado.

#### 4.6 Custo de montagem e custo operacional

Finalmente foi realizada uma estimativa do custo total de montagem do reator; isto inclui material de construção do reator e das tubulações assim como também, o custo da fonte retificadora e das placas de alumínio usadas como eletrodos. Todos estes custos estão detalhados na Tabela 25.

Não se consideraram neste orçamento os custos de mão-de-obra da construção e de montagem do reator, pois, os mesmos foram realizados na oficina mecânica e no laboratório do Grupo de Materiais e Métodos Eletroanalíticos (GMEME) do IQSC.

Tabela 25 – Custo de montagem do reator e material anexo

Quantidade	Item	Valor (R\$)
01	Fonte retificadora	2640,0
01	Cano PVC ¾	8,3
04	Conexão PVC	1,6
03	Registro PVC	24,0
01	Grampo	17,0
01	Cola para PVC	2,0
01	Lixa	1,6
01	Caixa de água (300 L)	98,0
02	Placa aço 1020 (68 x 78 cm)	134,0
02	Placa aço 1020 (68 x 28 cm)	60,0
02	Placa PVC (66 x 77 cm)	100,0
02	Placa PVC (66 x 27 cm)	60,0
01	Placa alumínio (2,827 m <sup>2</sup> )	880,0
<b>TOTAL</b>		<b>4026,5</b>

Também foi realizada uma estimativa dos custos dos reagentes adicionados; no caso o NaCl.

A quantidade de NaCl adicionada que apresentou melhor desempenho no processo de eletroflotação com a configuração das placas de alumínio em perpendicular foi de 0,5 g L<sup>-1</sup> e com a configuração em paralelo foi de 0,25 g L<sup>-1</sup>. Os valores calculados do custo do NaCl por metro cúbico de esgoto tratado foram de R\$0,45 e R\$0,225 respectivamente.

Em adição foi realizada uma estimativa do custo operacional do processo de eletroflotação, levando em consideração o consumo de energia elétrica e o custo dos reagentes.

Com fins comparativos foi feito o cálculo da energia consumida no processo utilizando a equação (18), com e sem a adição de NaCl no EB e seus respectivos custos.

$$P = \frac{U \times I}{Q \times 1000} \quad (18)$$

**P** = Potência do reator (kW h m<sup>-3</sup>)

**U** = Tensão (V)

**I** = Corrente (A)

**Q** = Vazão (m h<sup>-1</sup>)

*Para a configuração das placas em perpendicular*

Trabalhando com uma densidade de corrente de 14,18 A m<sup>-2</sup>, uma vazão de 0,33 m<sup>3</sup> h<sup>-1</sup>, sem a adição de NaCl, e tensão registrada de 7,50 V, calculou-se uma potência de 0,91 kW h m<sup>-3</sup>. Considerando-se que o custo do kW h cobrado pela

CPFL na cidade de São Carlos é de R\$0,362416, o custo do metro cúbico de esgoto tratado seria de R\$0,33 kW h m<sup>-3</sup>.

Trabalhando com a mesma densidade de corrente e a mesma vazão, mas com a adição de 0,5 g L<sup>-1</sup> de NaCl, e tensão registrada de 4,25 V, calculou-se uma potência de 0,51 kW h m<sup>-3</sup>. Isto faz diminuir o custo do metro cúbico de esgoto tratado para R\$0,19 m<sup>-3</sup>. Observa-se que há uma diferença significativa entre os custos de energia consumida.

*Para a configuração das placas em paralelo*

Trabalhando com uma densidade de corrente de 14,18 A m<sup>-2</sup>, uma vazão de 0,5 m<sup>3</sup> h<sup>-1</sup>, com a adição de 0,25 g L<sup>-1</sup> de NaCl, e tensão registrada de 5,50 V, calculou-se uma potência de 0,44 kW h m<sup>-3</sup>. Com este dado o custo do metro cúbico de esgoto tratado foi estimado em R\$0,16 kW h m<sup>-3</sup>.

Sendo assim, o custo operacional total para tratar um metro cúbico de esgoto em ambas as configurações das placas de alumínio foi calculado e está apresentado na Tabela 26.

Tabela 26 – Custos operacionais totais do tratamento por eletroflotação para as configurações perpendicular e paralelo das placas

Posição das placas	Custo NaCl (R\$ m <sup>-3</sup> )	Custo energia elétrica (R\$ m <sup>-3</sup> )	Total (R\$ m <sup>-3</sup> )
Perpendicular ao fluxo	0,45	0,19	<b>0,64</b>
Paralelo ao fluxo	0,225	0,16	<b>0,38</b>

Para ter uma idéia do desempenho da eletroflotação no tratamento de esgoto sanitário, frente a métodos tradicionais amplamente utilizados, as Tabelas 27 e 28 apresentam algumas características próprias destes métodos e as comparam com as observadas pela eletroflotação.

A Tabela 27 compara algumas características de diversos processos de desinfecção de esgotos com a eletroflotação.

Observa-se que o desempenho da eletroflotação em todos os parâmetros apresentados é igual ou superior frente ao desempenho dos processos de desinfecção mostrados.

Tabela 27 – Tempo de detenção hidráulica, outras reações e impactos na qualidade do efluente tratado

Consideração	Cloração	Cloração / Descloração	Ozônio	UV	Lagoas de Estabilizaçã o	Tratamento no solo	Eletroflotação
Tempo de detenção	Longo	Longo	Moderad o	Curto	Muito longo	Longo	Moderado
Incremento de OD	Não	Não	Sim	Não	Sim	Sim	Sim
Remoção de cor	Moderad a	Moderada	Sim	Não	Moderada	Moderada	Alta
Sólidos dissolvidos	Aumenta	Aumenta	Não atua	Não atua	Provavelme nte diminui	Provavelme nte diminui	Provavelment e diminui
Sólidos suspensos	Diminui	Diminui	Diminui	Não atua	Variável	Diminui	Diminui
Dependente do pH	Sim	Sim	Pouco	Não	Sim	Sim	Não

Fonte: adaptada de GONÇALVES (2003)

A Tabela 28 apresenta valores de concentrações médias e eficiências típicas de remoção dos principais poluentes de interesse nos esgotos domésticos, alcançadas por diversos métodos de tratamento conhecidos.

A eletroflotação não só apresenta faixas de concentrações de poluentes que se encontram dentro das faixas típicas da maioria dos outros métodos de tratamento, mas também apresenta faixas mais estreitas, como é o caso do  $\text{DBO}_5$ , DQO e P total. Já no caso dos SS a faixa observada para a eletroflotação é um pouco maior do que a apresentada pelos outros métodos, mas ainda assim encontra-se dentro dos valores típicos.

A faixa de concentração de Amônia-N para a eletroflotação encontra-se de acordo com as faixas da maioria dos tratamentos observados. Já a faixa de concentração de CF é visivelmente inferior à de todos os métodos de tratamento.

As eficiências de remoção de  $\text{DBO}_5$ , DQO e SS alcançadas pela eletroflotação são tão altas quanto as melhores eficiências mostradas na Tabela 28. Já as eficiências de remoção de Amônia-N e CF da eletroflotação, encontram-se na média das eficiências apresentadas pelos outros métodos; no entanto, a eficiência de remoção de P total é a mais alta de todos os métodos de tratamento.

Tabela 28 – Concentrações médias efluentes e eficiências típicas de remoção dos principais poluentes de interesse nos esgotos domésticos

Sistema	Qualidade média do efluente						Eficiência média de remoção					
	DBO <sub>5</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	DQO (mg L <sup>-1</sup> )	SS (mg L <sup>-1</sup> )	Amônia-N (mg L <sup>-1</sup> )	P total (mg L <sup>-1</sup> )	CF (NMP/10 0 ml)	DBO <sub>5</sub> (%)	DQO (%)	SS (%)	Amônia- N (%)	P total (%)	CF (unid. Log)
Tratamento primário (tanques sépticos)	20-250	400-500	100-150	>20	>4	10 <sup>7</sup> -10 <sup>8</sup>	30-35	25-35	55-65	<30	<35	<1
Tratamento primário convencional	20-250	400-500	100-150	>20	>4	10 <sup>7</sup> -10 <sup>8</sup>	30-35	25-35	55-65	<30	<35	<1
Tratamento primário avançado (a)	60-150	150-250	30-90	>20	<2	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	45-80	55-75	60-90	<30	75-90	≈1
Lagoa facultativa	50-80	120-200	60-90	>15	>4	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	75-85	65-80	70-80	<50	<35	1-2
Lagoa anaeróbia - lagoa facultativa	50-80	120-200	60-90	>15	>4	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	75-85	65-80	70-80	<50	<35	1-2
Lagoa aerada facultativa	50-80	120-200	60-90	>20	>4	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	75-85	65-80	70-80	<30	<35	1-2
Lagoa aerada mistura completa – lagoa sedimentação	50-80	120-200	40-60	>20	>4	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	75-85	65-80	80-87	<30	<35	1-2
Lagoa anaeróbia + lagoa facult. + lagoa de maturação	40-70	100-180	50-80	10-15	<4	10 <sup>2</sup> -10 <sup>4</sup>	80-85	70-83	73-83	50-65	>50	3-5
Lagoa anaeróbia + lagoa facult. + lagoa de alta caixa	40-70	100-180	50-80	5-10	3-4	10 <sup>4</sup> -10 <sup>5</sup>	80-85	70-83	73-83	65-85	50-60	3-4
Lagoa anaeróbia + lagoa facult. + remoção de algas	30-50	100-150	<30	>15	>4	10 <sup>4</sup> -10 <sup>5</sup>	85-90	75-83	>90	<50	<35	3-4
Infiltração lenta	<20	<80	<20	<5	<1	10 <sup>2</sup> -10 <sup>4</sup>	90-99	85-95	>93	>80	>85	3-5
Infiltração rápida	<20	<80	<20	<10	<4	10 <sup>3</sup> -10 <sup>4</sup>	85-98	80-93	>93	>65	>50	4-5
Escoamento superficial	30-70	100-150	20-60	10-20	>4	10 <sup>4</sup> -10 <sup>6</sup>	80-90	75-85	80-93	35-65	<35	2-3
Terras úmidas construídas	30-70	100-150	20-40	>15	>4	10 <sup>4</sup> -10 <sup>5</sup>	80-90	75-85	87-93	<50	<35	3-4
Tanques sépticos + filtro anaeróbio	40-80	100-200	30-60	>15	>4	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	80-85	70-80	80-90	<45	<35	1-2
Reator UASB	70-100	180-270	60-100	>15	>4	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	60-75	55-70	65-80	<50	<35	≈1
UASB + lodos ativados	20-50	60-150	20-40	5-15	>4	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	83-93	75-88	87-93	50-85	<35	1-2
UASB + filtro anaeróbio	40-80	100-200	30-60	>15	>4	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	75-87	70-80	80-90	<50	<35	1-2
UASB + flotação pro ar dissolvido	20-50	60-100	10-30	>20	1-2	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	83-93	83-90	90-97	<30	75-88	1-2
UASB + lagoa aerada facultativa	50-80	120-200	60-90	>20	>4	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	75-85	65-80	70-80	<30	<35	1-2
Lodos ativados convencional	15-40	45-120	20-40	<5	>4	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	85-93	80-90	87-93	>80	<35	1-2
Lodos ativados – aeração prolongada	10-35	30-100	20-40	<5	>4	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	90-97	83-93	87-93	>80	<35	1-2
Lodos ativados – batelada	10-35	30-100	20-40	<5	>4	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	90-97	83-93	87-93	>80	<35	1-2
Filtro biológico percolador de baixa carga	15-40	30-120	20-40	5-10	>4	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	85-93	80-90	87-93	68-85	<35	1-2
Filtro biológico percolador de alta carga	30-60	80-180	20-40	>15	>4	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	80-90	70-87	87-93	<50	<35	1-2
Biofiltro aerado submerso com remoção biológ. de N	15-35	30-100	20-40	<5	>4	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	88-95	83-90	87-93	>80	<35	1-2
Biodisco	15-35	30-100	20-40	5-10	>4	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	88-95	83-90	87-93	65-85	<35	1-2
Eletroflotação	20-27	48-52	13-64	13-23	<0,5	10 <sup>2</sup> -10 <sup>3</sup>	>91	>89	>90	42-52	99	2

Fonte: adaptada de SPERLING (2005)

(a) Tratamento primário avançado: as eficiências de remoção variam em função da dosagem do coagulante

Com respeito à simplicidade de operação e manutenção dos sistemas, a experiência adquirida durante a operação dos reatores de eletroflotação mostrou que uma vez determinados os parâmetros de operação, o processo pode ser automatizado.

#### 4. CONCLUSÕES

Com base nos experimentos realizados em laboratório e em campo e nos resultados destes apresentados no capítulo anterior, conclui-se:

- ❖ O processo de eletroflotação mostrou-se eficiente no tratamento de esgoto doméstico tanto na escala de bancada como na escala piloto, ao ser aplicada uma densidade de corrente próxima a  $14,18 \text{ A m}^{-2}$ .
- ❖ As análises físico-químicas feitas em amostras de esgoto eletroflotado mostram a significativa diminuição das concentrações dos parâmetros observados pela legislação, após tratamento do esgoto bruto por eletroflotação.
- ❖ Existe a necessidade de aumentar a condutividade do esgoto adicionando um sal para facilitar o tratamento e diminuir o consumo de energia.
- ❖ A disposição das placas de alumínio no reator REF-03 de forma paralela à direção do fluxo do efluente favorece o processo de eletroflotação ao facilitar a passagem deste pelo reator, permitindo que a vazão seja aumentada e o

- consumo de energia menor, refletindo diretamente na economia dos custos do processo.
- ❖ Um mecanismo automatizado de inversão de polaridade é necessário para poder evitar a passivação das placas de alumínio e permitir que o desgaste nestas seja uniforme.
  - ❖ A comparação dos resultados das análises físico-químicas do esgoto eletroflotado com os valores máximos permissíveis estipulados pela Resolução CONAMA No. 357 mostram que as características deste atingem as condições estipuladas para lançamento de efluentes nos corpos de água.
  - ❖ O esgoto eletroflotado possui algumas das características físico-químicas semelhantes às estipuladas pela Resolução CONAMA No. 357 para qualidade de águas doces de classe 3.
  - ❖ A adição de NaCl não só favorece o aumento da condutividade mas a formação de cloro que possui forte ação bactericida.
  - ❖ O tratamento por eletroflotação torna-se economicamente viável em longo prazo, pois embora o investimento inicial para a aquisição da fonte retificadora e das placas de alumínio seja alto, o custo do material para a construção e montagem do reator é baixo, assim como também o custo de operação.

- ❖ O pouco espaço físico requerido pelo reator, a facilidade de automação, a pouca manutenção que requer o processo de eletroflotação, a independência de parâmetros como solo e clima e eficiência na remoção dos principais poluentes no esgoto sanitário, são pontos favoráveis que tornam o processo de eletroflotação uma alternativa viável se comparada a outros métodos de tratamento existentes.

Na continuidade dos estudos de eletroflotação em escala piloto que contribuam ao tratamento de esgoto, algumas recomendações são sugeridas, dentre as quais:

- ❖ O uso de polieletrólitos constitui uma interessante alternativa aplicada à melhoria da floculação no reator, ao terem estes, como função principal o aumento do tamanho das partículas geradas durante a coagulação, otimizando dessa forma a capacidade de decantação ou flotação de partículas durante o tratamento de água e efluentes.
- ❖ O processo de eletroflotação pode ser adotado como sistema de tratamento de esgoto e águas dos chamados “prédios verdes” que visam à sustentabilidade das suas construções e o reaproveitamento dos resíduos gerados nelas.

## 5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDREOLI, C. V. **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. Belo Horizonte, DESA/UFMG: SANEPAR, 2001. 483p.

ARAYA-FARIAS, M.; MONDOR, M.; LAMARCHE, F.; TAJCHAKAVIT, S.; MAKHLOUF, J. Clarification of apple juice by electroflotation. **Innovative Food Science and Emerging Technologies**, v. 9, p. 320–327, 2008.

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

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR: 9648/1986**: Estudo de concepção de sistemas de esgoto sanitário. Rio de Janeiro, 1986. 5 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR: 12209/1990**: Projeto de estações de tratamento de esgoto sanitário. Rio de Janeiro, 1990. 12 p.

AVSAR, Y.; KURT, U.; GONULLU, T. Comparison of classical chemical and electrochemical processes for treating rose processing wastewater. **Journal of Hazardous Materials**, v. 148, n. 1-2, p. 340–347, 2007.

BANDE, R. M.; PRASAD, B.; MISHRA, I. M.; WASEWAR, K. L. The Oil effluent water treatment for safe disposal by electroflotation. **Chemical Engineering Journal**, v. 137, n. 3, p. 503-509, 2008.

BERNARDO, L. D. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. 2. ed. São Carlos: Rima, 2005. v.1.

BERTAZZOLI, R.; PELEGRINE, R. Descoloração e degradação de poluentes orgânicos em solução aquosa através do processo fotoeletroquímico. **Química Nova**, v. 25, p. 477-482, 2002.

BRASIL. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (2005). Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. Diretoria de Pesquisas Coordenação de População e Indicadores Sociais. Estudo e Pesquisa. Estudos e Pesquisas. Informação demográfica e socioeconômica n.º 19/2006 / Síntese de indicadores sociais – Rio de Janeiro, 2006. 317 p.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Coordenação-Geral de Vigilância em Saúde Ambiental. Portaria MS n. 518/2004 de 25 de março de 2005. **Diário Oficial da União**, Brasília, 26 mar.2004. Seção 1, p. 266.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Resolução n. 357 de 17 de março de 2005. Disponível em: <[www.mma.gov.br/port/conama](http://www.mma.gov.br/port/conama)>. Acesso em: 16 ago. 2005.

CAN, O. T.; KOBAYASHI, M.; DEMIRBAS, E.; BAYRAMOGLU, M. Treatment of the textile wastewater by combined electrocoagulation. **Chemosphere**, v. 61, p. 181-187, 2006.

CAÑIZARES, P.; MARTÍNEZ, F.; RODRIGO, M. A.; JIMÉNEZ, C.; SÁEZ, C.; LOBATO, J. Modelling wastewater electrocoagulation processes. Part I. General description and application to kaolin-polluted wastewaters. **Separation and Purification Technology**, v. 60. n. 2, p. 155-161, 2008.

CAVALCANTI, Mauricio Pimenta. **Tratamento de esgoto doméstico em reator híbrido de fibra de vidro tipo UASB e filtro anaeróbio para comunidades de pequeno porte**. 2005. 147f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2005.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). Variáveis de qualidade das águas. Secretaria do Estado do Meio Ambiente, 22 de julho de 2001. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/variaveis.asp#cloreto>>. Acesso em: 20 set. 2005.

CHEN, G. Electrochemical technologies in wastewater treatment. **Separation and Purification Technology**, v. 38, p. 11-41, 2004.

CHEN, X.; CHEN, G.; YUE, P.L. Separation of pollutants from restaurant wastewater by electrocoagulation. **Separation and Purification Technology**, v. 19, p. 65-79, 2000.

CHEN, X; CHEN, G.; YUE, P.L. Investigation on the electrolysis voltage of electrocoagulation. **Chemical Engineering Science**, v. 57, p. 2449-2455, 2002.

CLESCERI, L.S.; GREENBERG, A.E.; EATON, A.D. **Standard methods for the water and wastewater**. 20. ed. Washington: American Public Health Association, 1998. 1204p.

COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO. (SABESP). **Consumo e perda na cidade de São Paulo**. Disponível em: <[http://www.mananciais.org.br/upload\\_/saopauloconsperdassp.pdf](http://www.mananciais.org.br/upload_/saopauloconsperdassp.pdf)>. Acesso em: 15 ago. 2008a.

COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO. (SABESP). **Programa de uso racional da água**. Disponível em: <[http://www.sabesp.com.br/CalandraWeb/CalandraRedirect/?temp=2&temp2=3&proj=sabesp&pub=T&nome=Uso\\_Racional\\_Agua\\_Generico&db=&docid=DAE20C6250A162698325711B00508A40](http://www.sabesp.com.br/CalandraWeb/CalandraRedirect/?temp=2&temp2=3&proj=sabesp&pub=T&nome=Uso_Racional_Agua_Generico&db=&docid=DAE20C6250A162698325711B00508A40)>. Acesso em: 17 fev. 2008b.

COSTA, Juliana Berninger da. **Avaliação ecotoxicológica de efluente de tratamento secundário de esgoto sanitário após desinfecção com ácido peracético, cloro, ozônio e radiação ultravioleta**. 2004. 178f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

COSTANZI, Ricardo Nagamine. **Tratamento de efluentes domésticos por sistemas integrados de lodos ativados a membranas de ultrafiltração visando o reúso de água**. 2007. 200f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Engenharia Civil, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

COUNCIL OF THE EUROPEAN COMMUNITIES (1991). Council Directive of 21 May 1991 concerning urban waste water treatment (91/271/ECC). Official Journal of the European Communities, **L135/40 – 52**.

CRESPILHO, Frank Nelson. **Eletroflotação Aplicada no Tratamento de Efluente da Indústria de Processamento de Coco**. 2004. 97f. Dissertação (Mestrado em Química Analítica) – Instituto de Química de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

CRESPILHO, F. N.; REZENDE, M. O. O. **Eletroflotação: princípios e aplicações**. São Carlos: RiMa, 2004. 96p.

CRESPILHO, F. N.; SANTANA, C. G.; REZENDE, M. O. O. Tratamento de efluente da indústria de processamento de coco utilizando eletroflotação. **Química Nova**, v. 27, p. 2-5, 2004.

CRESPILHO, F. N.; SANTANA, C. G.; REZENDE, M. O. O. **Sistema e processo para Tratamento de Águas Residuárias**. BR n. PI (0502968-6), 13 set. 2005.

ENGENHARIA e Projetos. Tecnologias para o tratamento de esgotos sanitários. Disponível em: < [http://www.enge.com.br/esgoto\\_tecnologia.htm](http://www.enge.com.br/esgoto_tecnologia.htm)>. Acesso em: 07 fev. 2005.

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

EMPRESA DE SANEAMENTO DE MATO GROSSO DO SUL S.A. (SANESUL). **Escoamento de esgotos**. Disponível em: <<http://www.sanesul.ms.gov.br/default.aspx?tabid=220>>. Acesso em: 1 nov. 2008.

ESCOBAR, C.; SOTO-SALAZAR, C.; TORAL, M. I. Optimization of the electrocoagulation process for the removal of Cooper, lead and cadmiun in natural waters and simulated wastewater. **Journal of Environmental Management**, v. 81, p. 384-391, 2005.

FERREIRA, F. D.; CORAIOLA, M. Eficiência de lodo ativado em fluxo contínuo para tratamento de esgoto. **Revista Acadêmica: Ciências Agrárias e Ambientais**, v. 6, n. 2, p. 259-279, 2008.

GAO, P.; CHEN, X.; SHEN, F.; CHEN, G. Removal of chromium (VI) from wastewater by combined electrocoagulation-electroflotation without a filter. **Separation and Purification Technology**, v. 43, p. 117-123, 2005.

GE, J.; QU, J.; LEI, P.; LIU H. New bipolar electrocoagulation–electroflotation process for the treatment of laundry wastewater. **Separation and Purification Technology**, v. 36,n. 1, p .33-39, 2004.

HALALSHEH, M.; SAWAJNEH, Z.; ZU'BI, M.; ZEEMAN, G.; LIER, J.; FAYYAD, M.; LETTINGA, G. Treatment of strong domestic sewage in a 96 m<sup>3</sup> UASB reactor operated at ambient temperatures: two-stage versus single-stage reactor. **BioresourceTechnology**, v. 96, p. 577–585, 2005.

HANSEN, H. K.; NÚÑEZ, P.; GRANDON, R. Electrocoagulation as a remediation tool for wastewaters containing arsenic. **Minerals Engineering**. v. 19, p. 521-524, 2006.

HERNLEM, L. S.; TSAI, S. Chlorine generation and disinfection by electroflotation. **Journal of Food Science**. v. 65, n. 5, p. 834-837, 2000.

HOLT, P. K.; BARTON, G. W.; MITCHELL, C. A. The future of electrocoagulation as a localized water treatment technology. **Chemosphere**, v. 59, p. 355-367, 2005.

HOSNY, A. Y. Separating oil from oil-water emulsions by electroflotation technique. **Separations Technology**, v. 6, p. 9-17, 1996.

JIANG, J.-Q.; GRAHAM, N.; ANDRÉ, C.; KELSALL, G. H; BRANDON, N. Laboratory study of electro-coagulation-flotation for water treatment. **Water Research**, v. 36, p. 4064-4078, 2002.

KHELIFA, A.; MOULAY, S.; NACEUR, A. W. Treatment of metal finishing effluents by the electroflotation technique. **Desalination**, v. 181, p. 27-33, 2005.

KHEMIS, M.; LECLERC, J.-P.; TANGUY, G.; VALENTIN, G.; LAPICQUE, F. Treatment of industrial liquid wastes by electrocoagulation: Experimental investigations and an overall interpretation model. **Chemical Engineering Science**, v. 61, p. 3602–3609, 2006.

KIYAK, T.; KABASAKALODLU, M. Anodic behavior of cathodically pretreated aluminum electrode. **Applied Surface Science**, v. 140, p. 33-45, 1998.

KOBYA, M.; BAYRAMOGLU, M.; EYVAZ, M. Techno-economical evaluation of electrocoagulation for the textile wastewater using different electrode connections. **Journal of Hazardous Materials**, v. 148, n. 1-2, p. 311-318, 2007.

KOBYA, M.; CAN, O. T.; BAYRAMOGLU, M. Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation using iron and aluminum electrodes. **Journal of Hazardous Materials**, v. 100, p. 163–178, 2003.

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

LINARES-HERNÁNDEZ, I.; BARRERA-DÍAZ, C.; ROA-MORALES, G.; BILYEU, B.; UREÑA-NÚÑEZ, F. A Combined electrocoagulation-sorption process applied to mixed industrial wastewater. **Journal of Hazardous Materials**, v. 144, p. 240-248, 2007.

MAEDA, Roberto Akira. **Tratamento Biológico de Esgoto Sanitário Empregando Reator Aeróbio Compartimentado**. 1994. 151f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1994.

MANSOUR, L.B.; KSENTINI, I.; ELLEUCH, B. Treatment of wastewaters of paper industry by coagulation–electroflotation. **Desalination**, v. 208, p. 34-41, 2007.

MARÇAL JUNIOR, Emerson. **Tratamento Remoção de fósforo por adição de cloreto férrico em reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) seguido de reator aeróbio seqüencial de batelada (RSB)**. 2001. 75f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4. ed. New York: Mc Graw Hill, 2003. 1819p.

MOLLAH, M. Y. A.; MORKOVSKY, P.; GOMES, J. A. G.; KESMEZ, M.; PARGA, J.; COCKE, D. L. Fundamental, present and future perspectives of electrocoagulation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 114, p. 199-210, 2004.

MOLLAH, M. Y. A.; SCHENNACH, R.; PARGA, J.; COCKE, D. L. Electrocoagulation (EC) – Science and Applications. **Journal of Hazardous Materials**, v. 84, p. 29-41, 2001.

MORETTI, Renata Cristina. **Tratamento de esgoto sanitário em sistema conjugando processos anaeróbio (UASB), aeróbio (Lagoa aerada) e físico-químico por flotação (FAD), dispostos seqüencialmente**. 203f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2000.

MORETTI, R. C. Aplicação da flotação para clarificação final do efluente de um sistema de tratamento de esgoto sanitário constituído de reatores anaeróbios (UASB) seguidos de lagoa aerada. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2001, Paraíba. **Anais eletrônicos...** Sergipe: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2001. p. 1-10.

MOUEDHEN, G.; FEKI, M.; DE PETRIS WERY, M.; AYEDI, H. F. Behavior of aluminum electrodes in electrocoagulation process. **Journal of Hazardous Materials**, v. 150, n. 1, p. 124-135, 2008.

MOULAI MOSTEFA, N.; TIR, M. Coupling flocculation with electroflotation for waste oil/water emulsion treatment. Optimization of the operating conditions. **Desalination**, v. 161, p. 115-121, 2004.

MURUGANANTHAN, M.; BHASKAR RAJU, G.; PRABHAKAR, S. Separation of pollutants from tannery effluents by electro flotation. **Separation and Purification Technology**, v. 40, p. 69-75, 2004.

NUVOLARI, A.; TELLES, D. D.; RIBEIRO, J. T.; MIYASHITA, N. J.; RODRIGUES, R. B.; DE ARAUJO, R. **Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola**. São Paulo: Edgard Blücher, 2003. 520p.

OLIVEIRA, Aline da Silva. **Tratamento de esgoto pelo sistema de lodos ativados no município de Ribeirão Preto, SP: avaliação da remoção de metais pesados.** 2006. 162f. Dissertação (Mestrado em Enfermagem em Saúde Pública) – Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2006.

OLIVEIRA, Lúcio Flávio Ferreira de. **Estudo da Eficiência de Sistema de Lagoas de Estabilização no Tratamento de Esgoto Sanitário.** 1997. 147f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 1997.

PEREIRA, José Almir Rodrigues. **Concepção, Construção e Operação de Reator Anaeróbio de Leito Expandido, em Escala Real, Para Tratamento de Esgoto Sanitário.** São Carlos, 2000. 339f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo.

POON, C. P. C. Electroflotation for groundwater decontamination. **Journal of Hazardous Materials**, v. 55, p. 159-170, 1997.

PORTO, Tatiana Gonçalves. **Tratamento avançado de esgoto sanitário em sistema seqüencial composto por processo biológico anaeróbio, flotação, filtração em areia e em membranas.** 2001. 144f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.

POUET, M. F.; GRASMICK, A. Urban wastewater treatment by electrocoagulation and flotation. **Water Science Technology**, v. 31, n. 3-4, p. 275-283, 1995.

ROA-MORALES, G.; CAMPOS-MEDINA, E.; AGUILERA-COTERO, J.; BILYEU, B.; BARRERA-DÍAZ, C. Aluminum electrocoagulation with peroxide applied to wastewater from pasta and cookie processing. **Separation and Purification Technology**, v. 54, p. 124–129, 2007.

SANTOS, Eduardo Rocha Dias. **Emprego de polímeros em unidade piloto de floto-filtração como pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios de leito expansível tratando esgoto sanitário.** 2008. 136f. Dissertação (Mestrado Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

SANTOS, Helio Rodrigues dos. **Aplicação de coagulantes no afluente de reator anaeróbio de leito expandido alimentado com esgoto sanitário**. 2001. 151f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.

SARTI, Arnaldo. **Desempenho de reatores anaeróbios operados em bateladas seqüenciais em escala piloto no tratamento de esgoto sanitário**. 2004. 155f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de Esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2005. 452p. v. 1.

SPERLING, M. V. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Editora UFMG, 1996. 211p. v. 2.

UĞURLU, M.; GÜRSES, A.; DOĞAR, Ç.; YALÇIN, M. The removal of lignin and phenol from paper mill effluents by electrocoagulation. **Journal of Environmental Management**, v. 87, n. 3, p. 420-428, 2008.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY. (USGS). **Water cycle**. Disponível em: <<http://ga.water.usgs.gov/edu/watercycle.html>>. Acesso em: 1 nov. 2008.

VELA, Francisco José. **Tratamento de esgoto sanitário em reator anaeróbio operado em bateladas seqüenciais e periodicamente aerado**. 2006. 155f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

WANG, C.-T.; CHOU, W.-L.; KUO, Y.-M. Removal of COD from laundry wastewater by electrocoagulation/electroflotation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 164. n. 1, p. 81-89, 2009.

WANKE, R.; SANT'ANA, T. D.; SILVA, G. M.; GARIOLI, A. B. V.; GONÇALVES, R. F. Indicadores de desempenho e de custos operacionais de cinco estações do tipo UASB+BF's em Linhares - (ES). In: ASSEMBLÉIA NACIONAL DA ASSEMAE, 33., 2003, Santo André. **Livro de resumos...** Espírito Santo: Associação Nacional dos Serviços Municipais de Saneamento, 2003. 1v.