

PAULO ROGÉRIO DA SILVA COSENTINO

PÓS-TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO DE EFLUENTES PRÉ-TRATADOS
ANAEROBIAMENTE

Dissertação apresentada ao curso de
Mestrado em Engenharia Civil da
Universidade Federal da Paraíba, em
cumprimento às exigências para
obtenção do título de Mestre.

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: ENGENHARIA SANITÁRIA
ORIENTADOR: ADRIANUS VAN HAANDEL – M. Sc. Ph.D.

CAMPINA GRANDE – PB
ABRIL DE 2002



C834p Cosentino, Paulo Rogério da Silva.
Pós-tratamento físico-químico de efluentes pré-tratados anaerobiamente / Paulo Rogério da Silva Cosentino. - Campina Grande, 2002.
96 f.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 2002.
"Orientação : Prof. M.Sc. Adrianus Van Haandel".
Referências.

1. Efluentes - Tratamento Físico-Químico. 2. Lodo - Tratamento Físico-Químico. 3. Esgoto - Tratamento Físico-Químico. 4. Dissertação - Engenharia Civil. I. Haandel, Adrianus Van. II. Universidade Federal da Paraíba - Campina Grande (PB). III. Título

CDU 628.4(043)

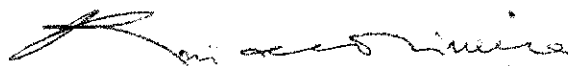
PÓS-TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO DE EFLUENTES PRÉ-TRATADOS
ANAEROBIAMENTE

PAULO ROGÉRIO DA SILVA COSENTINO

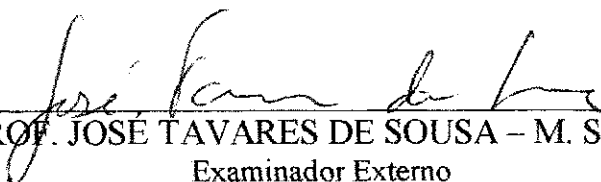
DISSERTAÇÃO APROVADA EM _____ / _____ / _____



PROF. ADRIANUS VAN HAANDEL – M.Sc. Ph.D.
Orientador



PROF. RUI DE OLIVEIRA – M. Sc. Ph.D.
Examinador Interno



PROF. JOSÉ TAVARES DE SOUSA – M. Sc. Dr.
Examinador Externo

CAMPINA GRANDE - PB

ABRIL DE 2002

AGRADECIMENTOS

- ✓ Agradeço primeiramente a Deus, pela sua presença sempre constante e por ter-me dado saúde para levar adiante esta tarefa.
- ✓ À minha mãe Zélia que, com sua sabedoria, sempre soube participar dos bons momentos e aconselhar com inteligência nas horas difíceis.
- ✓ Ao professor Adrianus van Haandel, pelo compromisso com a pesquisa e pela sua indispensável orientação.
- ✓ À professora Paula Frassinetti, sempre muito gentil e atenciosa.
- ✓ Ao grande amigo Romário Tavares de Sousa, sempre muito prestativo e admirável pela sua competência.
- ✓ Ao amigo e professor de todas as horas, José Tavares de Sousa.
- ✓ À minha amiga e companheira, Cibele Carvalho, a quem sou grato por ser um importante estímulo de vida e de progresso.
- ✓ Aos amigos Renato, Nélia, Eudes, Sérgio, Patrícia, Fredson, Ernesto e Wellington, tão presentes nos meus dias de estudo e trabalho.
- ✓ Aos companheiros de curso José Raimundo, Luciana Eugênia, Alessandra e, novamente, Fredson, pelas horas dedicadas ao estudo.
- ✓ Ao PROSAB (Programa de Pesquisa em Saneamento Básico), pela oportunidade de desenvolver a pesquisa.
- ✓ Finalmente, agradeço a todos que contribuíram e apoiaram direta ou indiretamente para a elaboração deste trabalho.

Dedicatória

À minha mãe, Zélia, por ser o meu mais importante estímulo de progresso.

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 Composição das águas residuárias	8
Figura 2.2 Representação esquemática de um digester anaeróbio de fluxo ascendente (UASB).....	16
Figura 2.3 Diagrama de Deffeyes.....	30
Figura 2.4 Curvas de solubilidade de P para vários minerais fosfatados.....	34
Figura 3.1 Reator UASB.....	40
Figura 3.2 Aparelho para <i>Jar Test</i>	42
Figura 4.1 Comportamento das formas de alcalinidade do UASB e após a aplicação das diferentes dosagens da cal.....	54
Figura 4.2 Comportamento da dureza total e do cálcio do UASB e após a aplicação das diferentes dosagens da cal.....	55
Figura 4.3 Comportamento da DBO e DQO do UASB e após a aplicação das diferentes dosagens da cal.....	55
Figura 4.4 Comportamento do fósforo total e solúvel do UASB e após a aplicação das diferentes dosagens da cal.....	56
Figura 4.5 Comportamento das formas de sólidos suspensos no UASB e após a aplicação das diferentes dosagens da cal.....	56
Figura 4.6 Percentuais de remoção dos principais parâmetros analisados quando empregada uma dosagem de 250 mg/L de cal.....	57
Figura 5.1 Comportamento das formas de alcalinidade do UASB e após a aplicação das diferentes dosagens de sulfato de alumínio.....	65

Figura 5.2 Comportamento da DBO e DQO do UASB e após a aplicação das diferentes dosagens de sulfato de alumínio.....	65
Figura 5.3 Comportamento do fósforo total e solúvel do UASB e após a aplicação das diferentes dosagens de sulfato de alumínio.....	66
Figura 5.4 Comportamento das formas de sólidos suspensos no UASB e após a aplicação das diferentes dosagens de sulfato de alumínio.....	66
Figura 5.5 Percentuais de remoção dos principais parâmetros analisados quando empregada uma dosagem de 150 mg/L de sulfato de alumínio.....	67

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 Principais agentes contaminantes das águas	9
Tabela 2.2 Concentração de material orgânico nas águas residuárias em termos de DBO ₅ e DQO.....	11
Tabela 2.3 Vantagens e desvantagens dos processos anaeróbios.....	15
Tabela 2.4 Alternativas para o pós-tratamento de efluentes pré-tratados anaerobiamente.....	18
Tabela 2.5 Principais coagulantes e faixas de pH em que são utilizados.....	27
Tabela 3.1 Características físicas e operacionais do reator UASB.....	40
Tabela 4.1 Número de determinações (n), média (\bar{x}), desvio padrão (σ) e coeficiente de variação (CV) dos parâmetros referentes ao UASB e ao pós-tratamento físico-químico com dosagem de 200 mg da cal.....	48
Tabela 4.2 Número de determinações (n), média (\bar{x}), desvio padrão (σ) e coeficiente de variação (CV) dos parâmetros referentes ao UASB e ao pós-tratamento físico-químico com dosagem de 250 mg da cal.....	49
Tabela 4.3 Número de determinações (n), média (\bar{x}), desvio padrão (σ) e coeficiente de variação (CV) dos parâmetros referentes ao UASB e ao pós-tratamento físico-químico com dosagem de 300 mg da cal.....	50
Tabela 4.4 Número de determinações (n), média (\bar{x}), desvio padrão (σ) e coeficiente de variação (CV) dos parâmetros referentes ao UASB e ao pós-tratamento físico-químico com dosagem de 350 mg da cal.....	51

Tabela 4.5 Número de determinações (n), média (\bar{x}), desvio padrão (σ) e coeficiente de variação (CV) dos parâmetros referentes ao UASB e ao pós-tratamento físico-químico com dosagem de 400 mg da cal.....	52
Tabela 4.6 Número de determinações (n), média (\bar{x}), desvio padrão (σ) e coeficiente de variação (CV) dos parâmetros referentes ao UASB e ao pós-tratamento físico-químico com dosagem de 450 mg da cal.....	53
Tabela 4.7 Valores experimentais do produto iônico $[Ca^{2+}][CO_3^{2-}]$ para a precipitação de carbonato de cálcio no efluente do reator UASB tratado com diferentes dosagens de cal virgem.....	54
Tabela 5.1 Número de determinações (n), média (\bar{x}), desvio padrão (σ) e coeficiente de variação (CV) dos parâmetros referentes ao UASB e ao pós-tratamento físico-químico com dosagem de 50 mg de sulfato de alumínio.....	59
Tabela 5.2 Número de determinações (n), média (\bar{x}), desvio padrão (σ) e coeficiente de variação (CV) dos parâmetros referentes ao UASB e ao pós-tratamento físico-químico com dosagem de 100 mg de sulfato de alumínio.....	60
Tabela 5.3 Número de determinações (n), média (\bar{x}), desvio padrão (σ) e coeficiente de variação (CV) dos parâmetros referentes ao UASB e ao pós-tratamento físico-químico com dosagem de 150 mg de sulfato de alumínio.....	61
Tabela 5.4 Número de determinações (n), média (\bar{x}), desvio padrão (σ) e coeficiente de variação (CV) dos parâmetros referentes ao UASB e ao pós-tratamento físico-químico com dosagem de 200 mg de sulfato de alumínio.....	62

Tabela 5.5 Número de determinações (n), média (\bar{x}), desvio padrão (σ) e coeficiente de variação (CV) dos parâmetros referentes ao UASB e ao pós-tratamento físico-químico com dosagem de 250 mg de sulfato de alumínio.	63
Tabela 5.6 Número de determinações (n), média (\bar{x}), desvio padrão (σ) e coeficiente de variação (CV) dos parâmetros referentes ao UASB e ao pós-tratamento físico-químico com dosagem de 300 mg de sulfato de alumínio.	64
Tabela 7.1 Estimativa dos investimentos necessários para construir o sistema de tratamento de esgoto composto de um reator UASB e uma unidade de pós-tratamento físico-químico com cal visando o tratamento de 1.000 m ³ /dia de água residuária.	79
Tabela 7.2 Estimativa de custos dos produtos coagulantes.	80

RESUMO

O reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB) é muito eficiente quanto à remoção dos sólidos em suspensão e do material orgânico do esgoto. No entanto, a digestão anaeróbia não afeta os nutrientes de modo significativo, sendo, portanto, de grande importância o pós-tratamento desses efluentes. Além de remover os nutrientes, o pós-tratamento visa complementar a remoção da matéria orgânica, de modo que o efluente produzido se enquadre nos requisitos da legislação ambiental e propicie a proteção dos corpos d'água receptores. Nesse sentido, o presente trabalho avalia a viabilidade técnica e econômica do uso de processos físico-químicos para o pós-tratamento de efluentes de reatores UASB. A floculação dessas águas tem por objetivo a precipitação dos fosfatos, além da produção de um efluente com baixos teores de sólidos em suspensão e material orgânico. Amostras do efluente de um reator UASB foram coletadas e submetidas aos ensaios em sistema de batelada realizados em aparelho para *Jar Test*. O período experimental foi dividido em duas etapas distintas. Inicialmente, foram realizados ensaios empregando-se cal virgem comercial (calcita) como agente coagulante (1ª Etapa). As dosagens da cal variaram de 200mg/L a 450mg/L. Posteriormente, foi experimentado sulfato de alumínio para o pós-tratamento de esgoto pré-tratado anaerobiamente (2ª Etapa). As dosagens de sulfato de alumínio foram de 50mg/L a 300mg/L. Os resultados obtidos foram bastante promissores, os quais revelam eficiências médias de remoção de matéria orgânica em termos de DQO e DBO de 53,4 e 62,7 %, respectivamente, para uma dosagem empregada de 250 mg da cal por litro de esgoto digerido. Foi verificada uma remoção bastante significativa de fósforo (81,8%) para a mesma dosagem. Já com relação ao

emprego de sulfato de alumínio, as eficiências médias de remoção de DQO e DBO foram de 60,4 e 69,4 %, respectivamente, para uma dosagem de 150 mg/L deste sal por litro de esgoto digerido. Foi verificada uma remoção de fósforo de 93,1 % para a referida dosagem. Para estas dosagens desses coagulantes, o líquido tratado apresentou concentrações residuais deste nutriente abaixo de 1mg/L.

ABSTRACT

The Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) reactor is quite efficient in the removal of suspended solids and organic material from sewage. However, anaerobic digestion does not affect significantly the nutrient concentration, so that the post treatment of the anaerobic effluent is of great importance. In addition to the removal of nutrients the post treatment will complement the removal of suspended solids and organic material, thus producing an effluent that is compatible with the environmental standards and assures environmental protection of receiving waters bodies. In this dissertation the technical and economic feasibility of using physical chemical processes for the post treatment of UASB effluent is evaluated. Through the addition of an adequate coagulate, phosphate is precipitated and any particulate material is flocculated. Samples of UASB effluent were collected and submitted to batch experiments in the Jar Tester equipment. The experimental investigation was divided into two phases. Initially tests were carried out using commercial quick lime (calcite) as coagulant (First phases). The doses varied between 200 and 450 mg/L. Subsequently aluminium sulfate was tested for post treatment of anaerobic effluents (Second phase). The doses of aluminium sulfates were between 50 and 300 mg/L. The obtained results were very promising and revealed an average removal efficiency of organic material in terms of COD and BOD of 53,4 % and 62,7 % respectively for an addition of 250 mg/L of quicklime. It was shown that under these conditions the removal efficiency of phosphate was very high and (81,8 %). The removal efficiencies of COD and BOD were 60,4 and 69,4 % respectively, for a dose of 150 mg/L of this salt per liter of digested

sewage. The phosphorous removal for the same dose, was found to be 93,1 %. In both cases the final phosphorus concentration was less than 1 mg/L of treated sewage.

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS.....	iv
LISTA DE FIGURAS.....	vi
LISTA DE TABELAS.....	viii
RESUMO.....	xi
ABSTRACT.....	xiii
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
2.1 A PRÁTICA DO REUSO DE ÁGUA.....	4
2.2 COMPOSIÇÃO DAS ÁGUAS RESIDUÁRIAS.....	7
2.3 DIGESTÃO ANAERÓBIA - DIGESTOR ANAERÓBIO DE FLUXO ASCENDENTE (Upflow Anaerobic Sludge Blanket - UASB).....	12
2.3.1 <i>PÓS-TRATAMENTO DO EFLUENTE PRÉ-TRATADO ANAEROBIAMENTE.....</i>	<i>16</i>
2.4 TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO.....	20
2.5 COAGULAÇÃO E FLOCULAÇÃO.....	22
2.5.1 <i>MECANISMOS DE COAGULAÇÃO.....</i>	<i>25</i>
2.6 PRODUTOS QUÍMICOS UTILIZADOS NO TRATAMENTO FÍSICO- QUÍMICO.....	26
2.6.1 <i>VARIAÇÕES DE ALCALINIDADE E pH NO TRATAMENTO DE ÁGUAS.....</i>	<i>27</i>
2.6.2 <i>TRATAMENTO COM CAL VIRGEM.....</i>	<i>31</i>

2.6.2.1 DISSOLUÇÃO E PRECIPITAÇÃO DE CARBONATO DE CÁLCIO.....	34
2.6.3 TRATAMENTO COM SULFATO DE ALUMÍNIO.....	37
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	39
3.1 MÉTODOS ANALÍTICOS.....	42
4 APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS – 1ª Etapa.....	47
5 APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS – 2ª Etapa.....	58
6 DISCUSSÃO.....	68
7 ESTIMATIVA DE CUSTOS DAS OPÇÕES DE TRATAMENTO.....	75
7.1 SISTEMA DE LODO ATIVADO (VARIANTE UCT).....	75
7.2 UASB SEGUIDO POR LAGOA DE POLIMENTO.....	76
7.3 ESTIMATIVA DE CUSTOS PARA UM SISTEMA COMPOSTO POR UASB SEGUIDO POR TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO.....	77
8 CONCLUSÕES.....	82
9 SUGESTÕES.....	84
10 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	86
11 ANEXO.....	95

1 INTRODUÇÃO

O homem passou a exercer uma grande influência sobre os ecossistemas terrestres, desenvolvendo tecnologias, as quais se fazem presentes no cotidiano, proporcionando conforto e bem-estar. No entanto, aliado às novidades tecnológicas, existe uma sociedade extremamente consumista que vem aumentando constantemente, devido à alta taxa de crescimento populacional. Como resultado, tem-se observado uma alteração do meio ambiente, resultante da utilização insustentável e desequilibrada dos recursos naturais, especialmente da água.

O avanço tecnológico, juntamente com o crescimento populacional desordenado tem gerado, portanto, um crescente consumo de água e, conseqüentemente, um aumento do volume de águas residuárias. Os baixos índices de tratamento dessas águas fazem com que o grande volume produzido no Brasil (80% dessas águas ou algo em torno de 10 bilhões de litros por dia) seja simplesmente lançado em rios e barragens, comprometendo a quantidade e a qualidade dos mananciais para o abastecimento público (CABES, 1999). As principais características indesejáveis das águas residuárias necessitam de correção, de tal maneira que o seu uso ou a sua disposição final possa ocorrer de acordo com regras definidas pela legislação ambiental, propiciando a proteção dos corpos d'água receptores dos lançamentos. O tratamento das águas residuárias é, portanto, uma necessidade para que se evite a morte ou a onerosa recuperação da qualidade dos recursos hídricos.

As águas doces, salobras e salinas do território nacional estão sob proteção da Resolução CONAMA n.º 20, de 18/06/86, a qual estabelece padrões de qualidade dos corpos receptores e padrões de lançamento, bem como padrões de balneabilidade.

A descarga de efluentes de sistemas de tratamento secundário pode resultar numa deterioração da qualidade da água do corpo receptor, mesmo se a remoção do material orgânico for eficiente. A disposição desses efluentes pode prejudicar a qualidade da água do corpo receptor devido ao aporte de nutrientes (nitrogênio e fósforo). O aumento da concentração desses elementos nos ecossistemas aquáticos, tendo como consequência o crescimento excessivo das plantas aquáticas, é denominado eutrofização, e está relacionado com o aumento da população, com lançamento de esgotos e resíduos industriais, com o uso, freqüentemente excessivo, de fertilizantes químicos na agricultura e com o advento de produtos de limpeza contendo compostos polifosfatados (BRANCO & ROCHA, 1987; ESTEVES, 1998). Como decorrência deste processo, o ecossistema aquático passa da condição de oligotrófico (ambiente aquático pobre em nutrientes e de baixa produtividade, isto é, de pouca atividade biológica de síntese) para eutrófico (ambiente rico em nutrientes com elevada produtividade) (ESTEVES, 1998).

Esta situação levou ao desenvolvimento de sistemas de tratamento terciário. Nestes, os nutrientes são removidos, além dos sólidos sedimentáveis (tratamento primário) e do material orgânico (tratamento secundário). No entanto, o custo das instalações de tratamento convencionais de águas residuárias que realizam tratamento avançado em termos de remoção de nitrogênio e/ou fósforo é alto, comparando-se aos custos envolvidos no tratamento primário e secundário. A maioria das soluções de Engenharia Ambiental é muito cara e usa quantidades exorbitantes de energia e outros recursos.

A remoção de fósforo em águas residuárias tem sido realizada por métodos químicos, biológicos e físicos. A precipitação química a partir do uso da cal ou sais de alumínio e ferro é o método mais difundido para a remoção deste nutriente (WPCF, 1983).

Nessa perspectiva, o presente trabalho tem por objetivo tratar efluentes de reatores UASB empregando-se processo físico-químico através da utilização de cal virgem e sulfato de alumínio, com os seguintes objetivos específicos:

- avaliar a viabilidade técnica e econômica de se usar tratamento físico-químico para a floculação de efluentes pré-tratados anaerobiamente, precipitando os fosfatos, de tal maneira que o líquido tratado apresente concentração residual de fósforo abaixo de 1 mg/L;
- verificar a influência da dosagem dos coagulantes sobre a eficiência de remoção de material orgânico, dos sólidos em suspensão e formas de fósforo;
- apresentar alternativas de combate à poluição dos recursos hídricos, na tentativa de minimizar os impactos ambientais gerados pela descarga de efluentes com teores elevados de fósforo e matéria orgânica.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 A PRÁTICA DO REUSO DE ÁGUA

O grande volume de águas residuárias produzido nos centros urbanos exige um destino final adequado. Várias soluções se apresentam com o propósito de minimizar a demanda de água potável e, conseqüentemente, preservar os recursos hídricos, entre as quais se destacam: disposição adequada de águas residuárias tratadas, de modo que possam novamente ser captadas, tratadas e reusadas como água potável; reutilização de esgotos domésticos tratados para fins de irrigação, em processos industriais, etc.

A escassez de recursos hídricos, associada ao crescimento demográfico e ao desenvolvimento econômico e tecnológico das sociedades, desperta para discussão sobre a necessidade de substituir o uso de água potável por águas com qualidade inferior, a exemplo de águas residuárias tratadas em atividades menos exigentes em qualidade. As condições da água para fins agrícolas e industriais requerem definição muito menos rigorosa quando comparadas às condições da água para fins de potabilidade (HANS, 1998).

Segundo ASANO & LEVINE (1996), o desenvolvimento de programas para reuso de água teve início nos Estados Unidos no começo do século XX. Em 1918, o estado da Califórnia abriu caminho e criou esforços para promover a recuperação e o reuso regulamentado de água. Por volta de 1920, alguns projetos visando reuso de água foram implementados e desenvolvidos no estado do Arizona como forma de suprimento de água para irrigação.

A idéia do reuso de água para fins de irrigação é a mais antiga e freqüentemente aplicada no mundo, sobretudo em regiões áridas e/ou semi-áridas. Um exemplo disto é o fato de, em 1965, o Ministério da Saúde de Israel ter emitido regulamentos permitindo o reuso de efluentes secundários para irrigação de culturas, exceto para aquelas de vegetais que são comidos crus (ASANO & LEVINE, 1996). Naquele mesmo país, 70% da água servida são reutilizadas em irrigação (WHO, 1989). Trata-se de um sistema de microirrigação, onde redes de tubos porosos ou perfurados sob o solo, diretamente sob as raízes, fazem circular água em gotas (ARNT, 1995; MAIA NETO, 1997).

O reuso planejado de efluentes traz contribuições de ordem social, econômica e ambiental. É importante no controle da contaminação das águas superficiais, reduzindo de maneira significativa a incidência de doenças de veiculação hídrica, além de diminuir o grau de eutrofização nos corpos d'água. Proporciona economia de água e fertilizantes, pois representa uma forma de suprimento de água para irrigação e fontes de nutrientes minerais e compostos orgânicos, sobretudo nas regiões áridas e semi-áridas. E, finalmente, gera uma proteção natural das fontes de água doce, uma vez que será menor a carga orgânica poluidora lançada nas águas superficiais (LEON & CAVALLINI, 1996).

Hoje, está tecnicamente provado que o tratamento de águas residuárias é possível graças a processos de purificação existentes para produzir água com padrões de qualidade desejada para reuso. Assim, a idéia do reuso planejado de água evoluiu para se tornar um fator integrante da preservação e do uso racional dos recursos hídricos (ASANO & LEVINE, 1996).

Além da utilização de efluentes tratados, tanto na agricultura quanto em outras atividades que possam fazer uso de uma água com qualidade inferior, o lançamento dessas águas no solo ou em corpos receptores naturais como córregos, riachos, rios e oceanos são alternativas bastante empregadas. No corpo d'água, a matéria orgânica é convertida em produtos mineralizados, como gás carbônico, água e sais de nitrogênio e fósforo, por mecanismos puramente naturais, caracterizando o assim chamado fenômeno da autodepuração (BRANCO & ROCHA, 1987; VON SPERLING, 1996b). Quando a matéria orgânica é lançada em um corpo d'água, ocorre, inicialmente, consumo de oxigênio dissolvido devido à sua utilização na oxidação biológica da matéria orgânica. Esse déficit tende a ser compensado, em seguida, através do contato da água com o ar atmosférico (o que é facilitado pela turbulência) e também pela aeração advinda da produção fotossintética (por organismos clorofilados existentes na própria massa de água), intensificada graças à eutrofização, provocada pela formação dos sais nutrientes a partir do nitrogênio e fósforo orgânico (BRANCO & ROCHA, 1987).

Esta capacidade é um recurso natural que pode ser explorado, sobretudo em nossas condições, em que a carência de recursos justifica o lançamento de águas residuárias no solo ou em corpos receptores naturais como córregos, riachos, rios e oceanos como uma alternativa ou complementação dos processos que ocorrem no tratamento dessas águas. O fenômeno de autodepuração pode ocorrer naturalmente, desde que não ocorra sobrecarga de matéria orgânica, isto é, que seja respeitada a capacidade de assimilação do corpo d'água (VON SPERLING, 1996a).

2.2 COMPOSIÇÃO DAS ÁGUAS RESIDUÁRIAS

As águas residuárias são as águas servidas de uma comunidade, resultantes das mais diversas modalidades de uso. Podem ser de origem puramente doméstica ou podem conter também águas residuárias, provenientes de indústrias ou de atividades agrícolas. As águas residuárias domésticas são compostas essencialmente por dejetos humanos (fezes e urina), papel e águas servidas provenientes da higiene pessoal, lavagem de roupas, pisos, utensílios domésticos, preparação de alimentos e restos de comida (SILVA & MARA, 1979). O aspecto dessas águas é de um líquido turvo e acinzentado, com odor característico de terra quando recém produzidas. Essas águas contêm materiais flutuante e suspenso, além de materiais orgânicos e inorgânicos dissolvidos. Têm aparência repulsiva e conteúdo perigoso. As águas residuárias sépticas têm odor muito desagradável, característico de ovos podres, devido ao gás sulfídrico.

VAN HAANDEL & LETTINGA (1994) e AISSE (2000) classificam as águas residuárias produzidas por uma comunidade de acordo com as três diferentes fontes das quais se originam: esgoto doméstico (ou sanitário, proveniente da atividade doméstica), água residuária industrial (provenientes de processos industriais) e água pluviométrica (decorrente da coleta da precipitação atmosférica e da lavagem das ruas). A característica dos esgotos domésticos é função dos usos à qual a água foi submetida. Esses usos e a forma com que são exercidos variam com o clima, situação social e econômica, e hábitos da população (VON SPERLING, 1996a).

Segundo METCALF & EDDY (1991), as águas residuárias são compostas de constituintes físicos, químicos e biológicos. A Figura 2.1 apresenta a composição das águas residuárias.

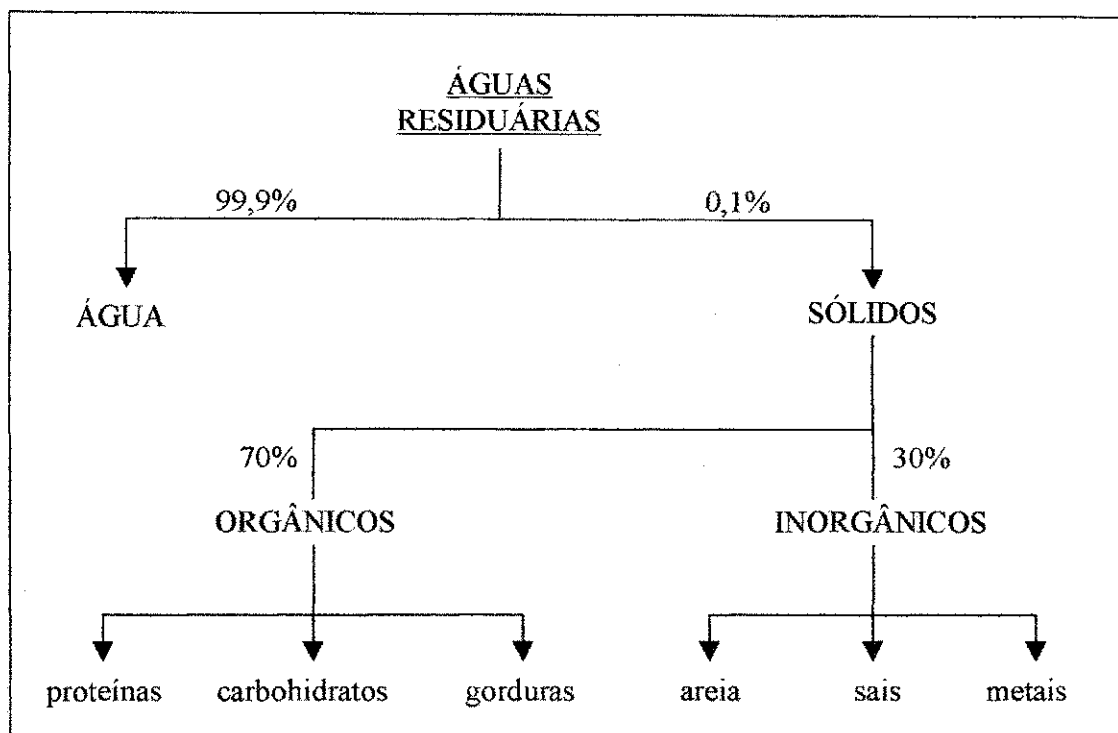


Figura 2.1 Composição das águas residuárias

Fonte: TEBBUT (1970) citado por SILVA & MARA (1979).

Todos os contaminantes da água, com exceção dos gases dissolvidos, contribuem para a carga de sólidos. A Tabela 2.1 apresenta os principais agentes contaminantes das águas. A matéria orgânica é estimada pela fração volatilizada (sólidos voláteis) dos sólidos a uma temperatura elevada (500°C), ao passo que a matéria

inorgânica, pela fração não volátil (sólidos fixos), remanescente após a combustão (APHA *et al.*, 1995).

Tabela 2.1 Principais agentes contaminantes das águas.

Contaminante	Razão da Importância
Sólidos suspensos	Sólidos suspensos podem levar ao desenvolvimento de depósitos de lodo e condições anaeróbias quando o efluente líquido não tratado é lançado no ambiente aquático.
Orgânicos biodegradáveis	Compostos principalmente de proteínas, carboidratos e gorduras, os orgânicos biodegradáveis são quantificados tradicionalmente em termos de DBO (demanda bioquímica de oxigênio) e DQO (demanda química de oxigênio). Se lançado sem tratamento ao meio ambiente, sua estabilização biológica pode levar à depleção da reserva natural de oxigênio e ao desenvolvimento de condições sépticas.
Patogênicos	Doenças de veiculação hídrica podem ser transmitidas por organismos patogênicos em águas residuárias.
Nutrientes	Tanto nitrogênio quanto fósforo, juntamente com carbono, são nutrientes essenciais para o crescimento. Quando lançados ao ambiente aquático, estes nutrientes podem levar ao crescimento indesejável de vida aquática. Quando lançados em quantidades excessivas sobre o solo, também podem poluir águas subterrâneas.
Orgânicos refratários	Estes orgânicos tendem a resistir aos métodos convencionais de tratamento de águas residuárias. Exemplos típicos incluem surfactantes, fenóis e pesticidas agrícolas.
Metais pesados	Metais pesados são geralmente introduzidos às águas residuárias, sendo provenientes de atividades industriais. Afetam os processos bioquímicos de tratamento dos esgotos, além de acarretarem problemas na disposição do lodo na agricultura.
Inorgânicos dissolvidos	Constituintes inorgânicos tais como cálcio, sódio e sulfato são adicionados à água de abastecimento e devem ser removidos se o efluente for reutilizado, sobretudo na agricultura, onde a salinidade excessiva pode causar prejuízo às plantações.

Fonte: Adaptado de METCALF & EDDY (1991); VON SPERLING (1996a).

Os compostos orgânicos presentes em águas residuárias são de particular interesse na Engenharia Sanitária. Uma grande variedade de microrganismos, que pode estar presentes na água residuária ou no corpo receptor, interage com o material orgânico, usando-o como fonte de energia ou como fonte material para a síntese de nova massa celular (VAN HAANDEL & MARAIS, 1999). A utilização do material orgânico pelos microrganismos é chamada de metabolismo, sendo que o consumo do material orgânico para a obtenção de energia é denominado de catabolismo. A síntese de material celular novo a partir de substâncias orgânicas é denominada de anabolismo (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994). A consequência disto é o consumo do oxigênio dissolvido pelos microrganismos nos seus processos metabólicos de utilização e estabilização da matéria orgânica.

Os compostos inorgânicos, por sua vez, se destacam pela sua importância, pois podem acarretar prejuízos, tais como corrosão em tubulações e entupimentos e obstruções nas canalizações, em decorrência da formação de incrustações (VON SPERLING, 1996a).

Os principais organismos envolvidos no tratamento dos esgotos são as bactérias, protozoários, fungos e algas. Entre os quais, as bactérias são, sem dúvida, os mais importantes na estabilização da matéria orgânica (VON SPERLING, 1996b).

Segundo METCALF & EDDY (1991), os principais grupos de substâncias orgânicas encontradas em águas residuárias são constituídas principalmente por proteínas (40 – 60%), carboidratos (25 – 50%), óleos e gorduras (10%), além de uréia (uréia e proteínas são as principais fontes de nitrogênio em esgotos). Juntamente com estes grupos de substâncias orgânicas, os esgotos contêm pequenas quantidades de diferentes moléculas

orgânicas sintéticas, desde simples a extremamente complexas em estrutura. Exemplos típicos incluem os surfactantes, fenóis e pesticidas agrícolas.

Devido à impossibilidade na determinação laboratorial, ou até mesmo listar os diversos componentes da matéria orgânica nas águas residuárias, face à multiplicidade de formas e compostos em que a mesma pode se apresentar, os engenheiros sanitaristas propuseram o uso de métodos indiretos para a quantificação da matéria orgânica. Nesse sentido, mede-se o consumo de oxigênio dissolvido pelos microrganismos nos seus processos metabólicos de utilização e estabilização da matéria orgânica nas águas residuárias. Os testes da DBO e da DQO são amplamente utilizados para determinar o potencial poluidor das águas residuárias. Quanto maior a quantidade de matéria orgânica existente nas águas residuárias maior será a sua concentração ou poder poluente, avaliada pela sua DBO₅ e DQO (Tabela 2.2). A concentração das águas residuárias de determinada comunidade é regulada por seu correspondente consumo de água.

Tabela 2.2 Concentração de material orgânico nas águas residuárias em termos de DBO₅ e DQO.

Concentração	DBO₅ (mg/L)	DQO (mg/L)
Baixa	200	400
Média	350	700
Alta	500	1.000
Muito alta	750	1.500

Fonte: SILVA & MARA (1979).

As águas residuárias, devido às suas características no que diz respeito aos contaminantes, devem, portanto, ser tratadas antes do seu lançamento em um corpo d'água para que seja reduzida a disseminação de doenças de veiculação hídrica causadas por patogênicos e evitada a poluição das águas subterrâneas e superficiais.

2.3 DIGESTÃO ANAERÓBIA - DIGESTOR ANAERÓBIO DE FLUXO ASCENDENTE (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket - UASB*)

A digestão anaeróbia é um processo de decomposição da matéria orgânica na ausência de oxigênio molecular (METCALF & EDDY, 1991). No processo de conversão da matéria orgânica em condições de ausência de oxigênio, são utilizados receptores de elétrons inorgânicos como nitrato e sulfato. A produção de metano ocorre em ambientes com ausência de oxigênio, nitrato e sulfato como aceptores de elétrons do material orgânico (CHERNICHARO, 1997). Trata-se de um processo complexo de transformação do material orgânico, susceptível a determinadas condições ambientais que podem comprometer a eficiência do processo, tais como temperatura, pH e presença de produtos tóxicos. A temperatura é o fator de maior relevância, pois a eficiência e a taxa de digestão diminuem muito em função da diminuição da temperatura. O processo é mais atrativo para os países de clima tropical e subtropical, onde a temperatura dos esgotos normalmente se situa acima dos 18°C (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

O digestor anaeróbio de fluxo ascendente (*The Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) – UASB foi desenvolvido na Holanda em 1974 pelo professor Lettinga e sua

equipe. O UASB é o sistema de alta taxa mais utilizado para o tratamento de esgoto, além de ser técnica e economicamente viável para o tratamento de águas residuárias com concentração média e grande. Desde 1976, experimentos têm sido feitos relacionados à viabilidade do reator UASB para o tratamento de águas residuárias domésticas (SCHELLINKHOUT *et al.*, 1985).

O valor e a estabilidade do pH no digestor anaeróbio também são fatores ambientais extremamente importantes. Segundo VAN HAANDEL & LETTINGA (1994), uma taxa elevada de atividade metanogênica só pode se desenvolver quando o pH se mantém dentro de uma faixa, perto da neutralidade (6,3 a 7,8). Valores abaixo de 6,3 e acima de 7,8 podem inibir as bactérias formadoras de metano. Caso o pH atinja valores inferiores a 6,3, a fermentação ácida poderá prevalecer sobre a metanogênica, com a conseqüente queda do pH no reator. Como resultado, ter-se-á o azedamento do conteúdo do reator. No entanto, segundo os mesmos autores, no caso de águas residuárias domésticas normalmente a capacidade de tamponação é suficientemente grande para afastar o perigo de azedamento.

O sistema carbônico, formado a partir da dissolução de CO₂ na água, é o sistema ácido/base mais importante no digestor, devido à sua capacidade de tamponação. Ele sustenta o pH para que o mesmo se enquadre dentro dos intervalos específicos necessários ao crescimento dos diversos grupos de bactérias responsáveis pela fermentação da matéria orgânica. Portanto, sistemas de ácidos fracos, a exemplo do sistema carbônico, são importantes para o valor e a estabilidade do pH (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

Elementos e compostos tóxicos como metais pesados influenciam no processo anaeróbio, mesmo em baixas concentrações. Todavia, a presença destes

compostos em esgoto doméstico é muito pouco provável. Compostos tóxicos para o processo anaeróbio que podem estar presentes no esgoto são o sulfeto e o oxigênio dissolvido (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

Nos sistemas aeróbios verifica-se uma enorme incorporação de matéria orgânica como biomassa microbiana (cerca de 50 a 60%), que vem a se constituir o lodo excedente do sistema, ao passo que nos sistemas anaeróbios, apenas uma pequena parcela do material orgânico é convertida em biomassa microbiana (cerca de 5 a 15%) (CHERNICHARO, 1997). VAN HAANDEL & LETTINGA (1994) apresentam, através de uma análise estequiométrica completa, claras vantagens do processo anaeróbio em relação ao metabolismo aeróbio, no que diz respeito à produção de lodo.

A principal desvantagem, porém, é que efluentes de processos anaeróbios, particularmente do reator anaeróbio do tipo UASB, requer pós-tratamento para a remoção de nutrientes e patogênicos (SCHELLINKHOUT *et al.*, 1985; VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994). A Tabela 2.3 mostra vantagens e desvantagens dos processos anaeróbios.

No digester UASB, uma grande massa de lodo é mantida no sistema, através de um mecanismo de retenção de biomassa, proporcionando, dessa forma, um contato intenso entre o material orgânico do afluente e o lodo. Esta característica é assegurada pelo dispositivo mais característico do reator, denominado separador de fases, configurando-se assim um sistema de alta taxa. Este dispositivo garante as condições ótimas para a sedimentação das partículas que se desprendem da manta de lodo, permitindo que estas retomem à zona de digestão, ao invés de serem arrastadas com o efluente. A água residuária entra pela parte inferior e segue uma trajetória ascendente, deixando o reator pela

parte superior. A Figura 2.2 mostra um esquema do reator UASB, com seus principais dispositivos.

Tabela 2.3 Vantagens e desvantagens dos processos anaeróbios.

Vantagens	Desvantagens
<ul style="list-style-type: none"> • menor produção de lodo, cerca de 5 a 10 vezes inferior à que ocorre nos processos aeróbios; • baixo consumo de energia, usualmente associado a uma elevatória de chegada. Isso faz com que os sistemas tenham custos operacionais muito baixos; • baixa demanda de área; • baixos custo de implantação, da ordem de 20 a 30 dólares <i>per capita</i>; • produção de gás metano, um combustível de elevado teor calorífico; • possibilidade de preservação da biomassa, sem alimentação do reator, por vários meses; • tolerância a elevadas cargas orgânicas. Sistemas aeróbios são economicamente inviáveis para águas residuárias com DBO elevada; • aplicabilidade em pequena e grande escalas; • baixo consumo de nutrientes. 	<ul style="list-style-type: none"> • as bactérias anaeróbias são susceptíveis à inibição por um grande número de compostos (agentes oxidantes tóxicos); • a partida do processo pode ser lenta na ausência de lodo de semente adaptado; • alguma forma de pós-tratamento é usualmente necessária, tendo em vista que a remoção de material orgânico, sólidos suspensos, nutrientes e organismos patogênicos é insatisfatória; • possibilidade de geração de maus odores, porém controláveis; • possibilidade de geração de efluente com aspecto desagradável; • é altamente sensível a mudanças ambientais (pH, temperatura).

Fontes: Adaptado de WPCF (1990), CHERNICHARO (1997).

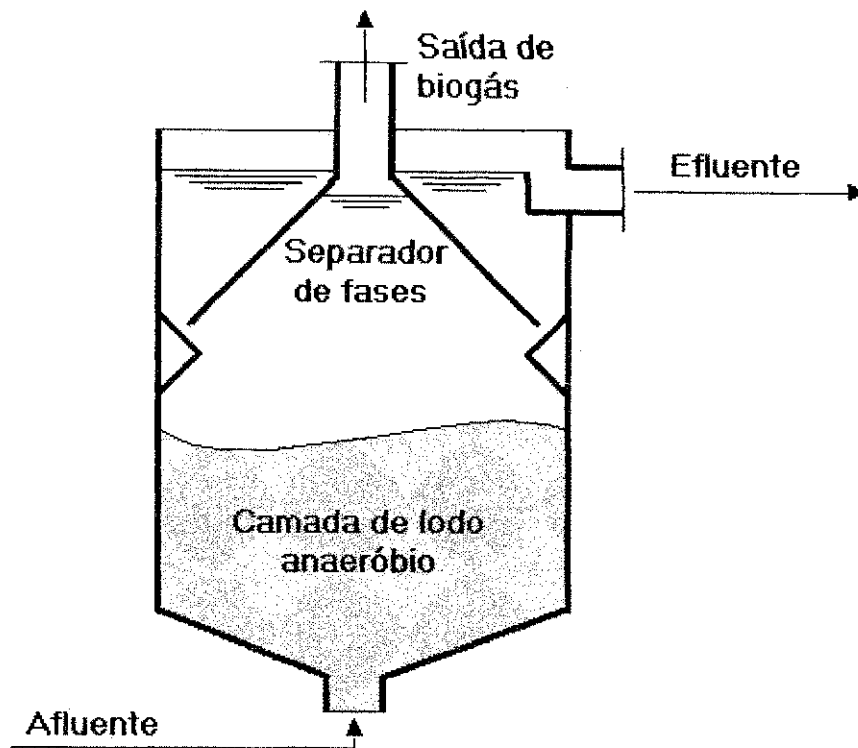


Figura 2.2 Representação esquemática de um digestor anaeróbico de fluxo ascendente (UASB)

2.3.1 PÓS-TRATAMENTO DO EFLUENTE PRÉ-TRATADO ANAEROBIAMENTE

O reator UASB se apresenta como um sistema capaz de superar algumas desvantagens dos sistemas aeróbios, principalmente no que diz respeito à demanda energética e à menor geração de lodo. Porém, o efluente tratado por estes processos apresenta algumas características insuficientes do ponto de vista legal e ambiental (CHERNICHARO, 1997). Os esgotos sanitários só podem ser lançados em corpos receptores se o tratamento lhe confere uma qualidade compatível com a legislação. No caso do Brasil é a

Resolução 20 do CONAMA (1986). Portanto, faz-se necessário um tratamento complementar para remoção da matéria orgânica residual, sólidos suspensos, nutrientes e patogênicos.

Para o pós-tratamento, pode-se fazer uso de métodos biológicos, físicos, químicos ou físico-químicos ou uma combinação destes. A Tabela 2.4 apresenta algumas alternativas para o pós-tratamento, bem como seus principais objetivos e mecanismos nos quais se baseiam.

O uso integrado de digestores anaeróbios de fluxo ascendente (UASB) e sistemas de lodo ativado pode representar uma alternativa economicamente viável para sistemas híbridos de tratamento (anaeróbio/aeróbio). O UASB como unidade de pré-tratamento possibilita uma redução do tamanho dos reatores e do consumo de energia para aeração do sistema de lodo ativado (VAN HAANDEL & MARAIS, 1999). COURA & VAN HAANDEL (1999) estudaram o comportamento de um sistema, em escala piloto, composto de um reator UASB, seguido de lodo ativado. Este era alimentado com 50% de efluentes pré-tratados anaerobiamente e 50% de esgoto bruto. Os dados experimentais exibiram uma remoção de DQO de 60% para o UASB e de 83% para o sistema anaeróbio/aeróbio, ao passo que para DBO as remoções verificadas foram de 68 e 92%, respectivamente. O sistema anaeróbio/aeróbio produziu um efluente com DQO de 128 mg/L e DBO de 32 mg/L.

Quando são usadas lagoas para o pós-tratamento de efluente pré-tratado anaerobiamente, o ambiente na lagoa tenderá a ser aeróbio, tendo em vista a baixa carga orgânica aplicada. A transparência do esgoto digerido melhora, pois o pré-tratamento anaeróbio propiciará uma boa remoção das partículas coloidais, prevalecendo o processo de fotossíntese sobre a oxidação do material orgânico (CAVALCANTI *et al.*, 2001a).

Tabela 2.4 Alternativas para o pós-tratamento de efluentes pré-tratados anaerobiamente.

Processo	Poluente a ser removido	Mecanismo de remoção
• Lodo ativado	DBO e SST Nitrogênio Fósforo	Metabolismo aeróbio. Nitrificação e desnitrificação. Luxury uptake ¹ .
• Lagoas de polimento	DBO e SST Nitrogênio Fósforo Patogênicos	Metabolismo anaeróbio/aeróbio. Dessorção de NH ₃ (pH elevado). Precipitação (pH elevado). Decaimento acelerado quando existem pH, OD e intensidade de luz altos.
• Terras úmidas (Wetlands)	DBO e SST Nitrogênio Fósforo Patogênicos	Metabolismo bacteriano, sedimentação e filtração. Sedimentação e nitrificação/desnitrificação Sedimentação, precipitação a adsorção. Morte natural, irradiação UV, predação, etc.
• Tratamento com cal	DBO e SST Nitrogênio Fósforo Patogênicos	Floculação Dessorção de amônia Precipitação (apatita) Morte a pH elevado
• Floculação com sais de Fe ²⁺	DBO e SST Fósforo	Floculação Precipitação [Fe ₃ (PO ₄) ₂]
• Filtração com areia	DBO e SST Patogênicos	Filtração Vários
• Irradiação	Patogênicos	Desinfecção com luz UV
• Desinfecção com Cl ₂ ou O ₃	DBO e SST Nitrogênio Patogênicos	Oxidação Oxidação Desinfecção

Fonte: Adaptado de VAN HAANDEL & LETTINGA (1994).

¹ Absorção em excesso de P pelo lodo (em inglês: luxury uptake).

Assim sendo, o objetivo principal da lagoa de polimento será a remoção de patogênicos e nutrientes. A lagoa projetada com esta finalidade é denominada lagoa de polimento. MAYER *et al.* (2001) estudaram o comportamento de um sistema, em escala piloto, composto de um reator UASB, seguido de uma lagoa subdividida em cinco raias paralelas, com o objetivo de induzir um regime de escoamento do tipo fluxo pistão. Para um tempo de permanência de quinze dias na lagoa, os dados experimentais exibiram uma remoção de DQO de 63% para o UASB e de 79% para o sistema UASB+lagoa de polimento, ao passo que para DBO as remoções verificadas foram de 52 e 92%, respectivamente. O sistema produziu um efluente com DQO de 108 mg/L e DBO de 24 mg/L, para o referido tempo de permanência na lagoa.

ARAÚJO (1998) estudou o comportamento de um sistema de tratamento, em escala piloto, composto de reator UASB, seguido de filtro lento de areia. Alguns filtros foram monitorados, no entanto, a unidade mantida com uma menor taxa de filtração apresentou melhores percentuais de remoção. Os dados experimentais mostraram uma remoção de DQO e fósforo total em torno de 60 e 46,8 %, respectivamente. O sistema produziu um efluente com DQO de 74 mg/L, porém, com uma concentração ainda elevada de fósforo total (1,92 mg/L).

Finalmente, têm sido experimentadas terras úmidas artificialmente projetadas. Estas utilizam a vegetação em substrato, onde ocorrem, de forma natural, uma combinação de processos físicos, químicos e biológicos de tratamento de águas poluídas sob condições ambientais adequadas. SOUSA *et al.* (2000) investigaram o pós-tratamento de esgoto pré-tratado anaerobiamente (reator UASB) em wetlands construídas em escala piloto com diferentes cargas orgânicas aplicadas. Os resultados obtidos mostraram uma

remoção de DQO e fósforo total de 84% e 100%, respectivamente, para o sistema monitorado com menor carga orgânica.

2.4 TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO

O tratamento físico-químico de águas residuárias consiste de dois processos: coagulação de partículas coloidais dispersas no meio aquoso e precipitação, seguidos por floculação e separação (sedimentação, flotação e/ou filtração). Sedimentação é, sem dúvida, o processo comumente usado para a separação dos flocos da fase líquida (ØDEGAARD, 1995). Ainda segundo o referido autor, a maioria dos contaminantes em águas residuárias (matéria orgânica, bactérias, metais pesados, etc) está associada a estas partículas ou podem ser precipitados (fosfatos e metais).

Na coagulação, o processo é consumado em poucos segundos e relaciona-se com a química do processo, enquanto na floculação e na separação dos flocos, etapas que requerem tempo superior a alguns minutos, prevalecem os aspectos físicos (AISSE *et al.*, 2001).

O grau de clarificação a ser alcançado depende da quantidade de coagulante utilizada e do cuidado com o qual o processo é monitorado. É possível obter efluentes bastante clarificados, com baixos teores de matéria orgânica em suspensão ou em estado coloidal. Remoções de 80 a 90% de sólidos suspensos totais, de 40 a 80% de DBO₅, de 30 a 60% de DQO e de 80 a 90% de patogênicos, podem ser alcançadas por meio da precipitação química, seguida da remoção dos flocos (METCALF & EDDY, 1991; AISSE

et al., 2001). ØDEGAARD (1995) comenta que o tratamento físico-químico promove remoções de 77,5 e 95% para DQO e fósforo, respectivamente. Os coagulantes mais comuns adicionados às águas residuárias são os sais de ferro e os de alumínio ou cal.

A coagulação química tem sido experimentada, como uma alternativa para o pós-tratamento de efluentes anaeróbios, sendo utilizados sistemas de flotação por ar dissolvido como forma de separar da fase líquida os flocos formados. ØDEGAARD (1995) testou uma dosagem de 300mg de sulfato de alumínio em águas residuárias brutas, obtendo um efluente tratado com uma concentração de fósforo total de 0,1 mg/L. PENETRA *et al.* (1998) testou cloreto férrico (FeCl_3) em experimento semelhante, no qual os melhores resultados foram obtidos para uma dosagem de 65 mg/L deste sal. O sistema composto por UASB, seguido por flotação removeu 97,7% de DQO, 98% de fósforo total, 98,4% de sólidos suspensos totais e 99,3% de turbidez.

SOUSA *et al.* (1997) investigaram o comportamento de um reator UASB, alimentado com água residuária sintética, quanto à remoção química de fósforo quando adicionado cloreto férrico. O sistema apresentou bom desempenho com relação à remoção de DQO (87%) e fósforo (84%) quando foi adicionado cloreto férrico ao afluente na concentração de 200 mg/L.

GAMBRILL (1990), usando hidróxido de cálcio como agente coagulante, submeteu amostras de água residuária bruta aos ensaios em sistema de bateladas, realizados em aparelho para *Jar Test*. A dosagem suficiente para elevar o pH a valores pouco acima de 11 foi de 720 mg/L, o que determinou a precipitação do hidróxido de magnésio. Os ensaios produziram um líquido clarificado, onde a remoção de DQO foi de 80%, enquanto que as remoções de sólidos suspensos e fósforo total foram da ordem de 95 e 94%,

respectivamente. As concentrações residuais de DQO, sólidos suspensos e fósforo total no líquido sobrenadante foram de 82, 10 e 0,3 mg/L, respectivamente.

PEREIRA (1991), também usando cal como agente coagulante, demonstrou a eficiência dos processos físico-químicos. Em seu sistema experimental, remoções de 80% de DQO (residual de 64 mg/L), 85% de turbidez (residual de 30,5 UNT), 86,3% de fósforo total (residual de 0,62 mg/L) e 83,7% de sólidos suspensos (residual de 43 mg/L) foram alcançadas por meio da precipitação química, seguida da remoção dos flocos em unidade de sedimentação.

2.5 COAGULAÇÃO E FLOCULAÇÃO

De acordo com o tamanho das partículas, pode-se distinguir três espécies de impurezas encontradas nas águas: impurezas em suspensão, impurezas coloidais e dissolvidas (VON SPERLING, 1996a). As partículas em suspensão podem ser removidas através de sedimentação simples, enquanto que as suspensões coloidais, de remoção mais difícil, exigem tratamento químico. De maneira geral, são considerados como sólidos dissolvidos aqueles com diâmetro inferior a 10^{-3} μm . As partículas que se situam entre 10^{-3} e $1 \mu\text{m}$ são classificadas como colóides, e como sólidos em suspensão aqueles com diâmetro superior a $1 \mu\text{m}$ (METCALF & EDDY, 1991; VON SPERLING, 1996a).

Os colóides, por possuírem dimensões bastante reduzidas, apresentam algumas propriedades, entre as quais se destacam (CAMPOS & POVINELLI, 1987):

- a) Movimento Browniano – As partículas coloidais são continuamente bombardeadas pelas moléculas da fase dispersante e, desta forma, adquirem um movimento aleatório, denominado Movimento Browniano, sob cuja ação as partículas se mantêm em suspensão, não sedimentando.

- b) Efeito Tyndall – As partículas coloidais têm a propriedade de dispersar a luz. Esta propriedade permite que se sejam obtidas informações sobre a medida de turbidez da dispersão.

- c) Cargas elétricas – As partículas coloidais, quando submetidas a um campo elétrico, tendem a mover-se em direção a um dos pólos. Caso a partícula possua carga negativa, a mesma migrará para o cátodo (pólo positivo). Caso possua carga positiva, migrará para o ânodo (pólo negativo). Este fenômeno denomina-se eletroforese.

As partículas coloidais dispersas em águas cujo pH se encontra entre 5 e 10 apresentam carga elétrica negativa, de modo que os estudos de coagulação e floculação desenvolveram-se baseados em modelos de partículas coloidais negativas. Colocando-se uma superfície plana de uma partícula coloidal carregada negativamente em contato com um líquido que contenha íons positivos e negativos dissolvidos, haverá um acúmulo de íons de carga oposta à carga da partícula (cargas positivas) próximo à parede (CAMPOS & POVINELLI, 1987). Esse sistema de cargas (superfície do colóide e camada de sinal contrário) recebe o nome de **dupla camada**, a qual impede a ligação entre as partículas coloidais e, por conseguinte, a agregação dos colóides. À medida que se afasta da superfície

do colóide, a concentração de íons de carga oposta diminui até uma distância tal que a concentração de íons positivos é praticamente igual à concentração de íons negativos (CAMPOS & POVINELLI, 1987).

A Teoria da Dupla Camada, descrita por CAMPOS & POVINELLI (1987), procura explicar o que ocorre durante a coagulação e a floculação. Assim sendo, considerando que a água residuária contém em seu seio suspensões coloidais responsáveis pela turbidez, se faz necessário remover esses colóides através da redução do potencial repulsivo (desestabilização das partículas coloidais), o qual representa oposição ao encontro das partículas. Isto é alcançado através de processos físico-químicos, adicionando-se à água residuária a ser tratada, compostos denominados coagulantes ou floculantes. Estes compostos, constituídos de elementos químicos de carga oposta, permitem diminuir a força de repulsão entre os colóides (FERREIRA FILHO, 1993).

CAMPOS & POVINELLI (1987) definem Potencial Zeta como sendo a medida do potencial eletrostático repulsivo da partícula coloidal, resultante da adsorção de íons (cargas elétricas) presentes na massa líquida.

Os colóides são extremamente sensíveis a pequenas quantidades de eletrólitos introduzidos na dispersão, de modo que são introduzidos íons para reduzir o potencial Zeta, reduzindo, conseqüentemente, a força máxima de repulsão, facilitando assim a aproximação e a eventual aglomeração de partículas. A prática mostra ser adequado proceder à aplicação do produto químico coagulante de modo mais uniforme possível em toda a massa líquida, durante o tempo mais curto que for possível e com grande intensidade de agitação. Em seguida, a agitação pode, e deve ser lenta, diminuindo de intensidade com o passar do tempo (VIANNA, 1997).

Portanto, coagular significa reduzir o potencial repulsivo (Potencial Zeta) entre partículas carregadas negativamente a valores que permitam a posterior aglomeração de partículas, possibilitando a produção de flocos, através da floculação (CAMPOS & POVINELLI, 1987).

A coagulação começa no instante em que são adicionados os sais coagulantes à água e dura apenas frações de segundo. Basicamente, consiste numa série de processos físicos e químicos envolvendo os coagulantes, a superfície das partículas, algumas substâncias presentes na água, principalmente as que lhe conferem alcalinidade, e a própria água (ARBOLEDA VALENCIA, 2000).

ARBOLEDA VALENCIA (2000) define floculação como sendo o fenômeno através do qual as partículas desestabilizadas chocam-se umas com as outras para formar coágulos maiores.

2.5.1 MECANISMOS DE COAGULAÇÃO

Os principais mecanismos de coagulação das partículas coloidais podem ser divididos em mecanismos físicos (compressão da dupla camada) e mecanismos químicos (adsorção e neutralização de cargas, e adsorção e formação de pontes) ou mecanismos físico-químicos (varredura). Todos esses mecanismos, com exceção do primeiro, podem ocorrer no tratamento de águas residuárias (ØDEGAARD, 1979, citado por AISSE *et al.*, 2001).

Adsorção e neutralização de cargas – A adição de coagulantes metálicos como, por exemplo, o sulfato de alumínio, cloreto férrico entre outros, em meio aquoso,

produz espécies poliméricas, as quais são resultantes de reações de compostos iônicos trivalentes (Al^{3+} e Fe^{3+}) com a água (reações de hidrólise). Uma vez ocorrendo a hidrólise do coagulante e, conseqüentemente, a formação de espécies poliméricas hidrolisadas, $\text{Me}_q(\text{OH})_n^{Z+}$, estas são adsorvidas na superfície dos colóides, neutralizando parte da carga dos mesmos (FERREIRA FILHO, 1993).

Varredura - Quando os coagulantes metálicos, tais como os sais de ferro ou de alumínio, ou um óxido (CaO), ou um hidróxido de metal, tal como $\text{Ca}(\text{OH})_2$, são adicionados em meio aquoso em concentrações suficientemente altas de tal modo que se excede o limite de solubilidade destes compostos em água, causando a rápida precipitação de um hidróxido de metal, $\text{Al}(\text{OH})_3$ e $\text{Fe}(\text{OH})_3$, por exemplo, ou de um carbonato de metal, CaCO_3 . O crescimento desses precipitados em torno das partículas coloidais acaba por aprisioná-las no floco formado (ARBOLEDA VALENCIA, 2000; AISSE *et al.*, 2001).

O mecanismo de adsorção e formação de pontes apenas pode ser considerado no processo de coagulação caso sejam utilizados polímeros naturais ou sintéticos (FERREIRA FILHO, 1993).

2.6 PRODUTOS QUÍMICOS UTILIZADOS NO TRATAMENTO

FÍSICO-QUÍMICO

A Tabela 2.5 reúne os produtos químicos coagulantes normalmente utilizados. Cada coagulante atua numa determinada faixa de pH, de modo que pode ser necessário ajustá-lo antes de adicionar o produto químico escolhido. Isso é feito

adicionando-se cal hidratada para aumentá-lo ou ácido sulfúrico para reduzi-lo (VIANNA, 1997). O custo (incluindo transporte), a disponibilidade (facilidade de obtenção) e o tipo de água (concentração de fósforo e sólidos suspensos e alcalinidade) são fatores decisivos na escolha do produto utilizado para coagulação e floculação (CAMPOS & POVINELLI, 1987; METCALF & EDDY, 1991).

Tabela 2.5 Principais coagulantes e faixas de pH em que são utilizados.

Coagulantes	Intervalo de pH adequado
Sulfato de alumínio	5,0 a 8,0
Sulfato ferroso	8,5 a 11,0
Sulfato férrico	5,0 a 11,0
Cloreto férrico	5,0 a 11
Sulfato ferroso clorado	Acima de 4,0
Aluminato de sódio e sulfato de alumínio	6,0 a 8,5

Fonte: VIANNA (1997).

2.6.1 VARIAÇÕES DE ALCALINIDADE E pH NO TRATAMENTO DE ÁGUAS

Os produtos químicos utilizados na coagulação química de uma água interferem no seu equilíbrio iônico, podendo torná-la agressiva, corrosiva ou incrustante. O sistema carbônico, formado a partir da dissolução de CO_2 na água, é importante para garantir um valor de pH adequado e estável, mas também influi sobre o equilíbrio sólido-líquido, com respeito à precipitação ou dissolução de carbonato de cálcio e aos fenômenos

de incrustação e agressividade, respectivamente. O gás carbônico, ao se dissolver na água, origina o sistema carbônico segundo as reações (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994):



$$\frac{[\text{H}^+] \cdot [\text{HCO}_3^-]}{[\text{H}_2\text{CO}_3]} = K_1 = 4,47 \times 10^{-7} \quad (pK_1 = 6,3) \quad (2.3)$$



$$\frac{[\text{H}^+] \cdot [\text{CO}_3^{2-}]}{[\text{HCO}_3^-]} = K_2 = 4,69 \times 10^{-11} \quad (pK_2 = 10,3) \quad (2.5)$$



$$[\text{H}^+] \cdot [\text{OH}^-] = K_w = 10^{-14} \quad (2.7)$$

As reações mostram as cinco espécies encontradas nas águas e que definem o sistema carbônico (CO_2 , HCO_3^- , CO_3^{2-} , OH^- e H^+).

O sistema carbônico pode ser definido medindo-se a alcalinidade ou a acidez. LOEWENTHAL *et al.* (1986) definem estes dois parâmetros como:

$$\text{Alcalinidade} = 2[\text{CO}_3^{2-}] + [\text{HCO}_3^-] + [\text{OH}^-] - [\text{H}^+] \quad (2.8)$$

$$\text{Acidez} = 2[\text{CO}_2] + [\text{HCO}_3^-] + [\text{H}^+] - [\text{OH}^-] \quad (2.9)$$

As equações acima, que definem a alcalinidade e a acidez, permitem que sejam relacionados estes parâmetros com o pH, através da equação (DEFPEYES, 1956 citado por VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994):

$$\text{Alcalinidade} = [\text{Acidez} + 10^{(\text{pH} - \text{pK}_w)} - 10^{-\text{pH}}] \times \frac{[1 + 2 \times 10^{(\text{pH} - \text{pK}_2)}]}{[1 + 2 \times 10^{(\text{pK}_1 - \text{pH})}]} \quad (2.10)$$

A Equação (2.10) mostra que há uma relação linear entre a alcalinidade e a acidez para qualquer valor especificado de pH. A Figura 2.3 mostra graficamente a relação entre estes três parâmetros para valores diferentes de pH. O ponto de interseção de dois valores fornecidos para alcalinidade, acidez ou pH caracteriza o chamado ponto de equilíbrio iônico. O que ocorre é apenas mudanças de concentração entre as espécies dissolvidas devido à dosagem de um sal coagulante. O diagrama da Figura 2.3 é denominado Diagrama de Deffeyes, o primeiro pesquisador que mostrou a relação entre alcalinidade, acidez e pH (DEFPEYES 1956, citado por VAN HAANDEL & LETTINGA 1994). Nesse diagrama, é admitido que não há dessorção de CO_2 ou precipitação de CaCO_3 , ou seja, ocorrem apenas mudanças de concentração entre as espécies dissolvidas devido à dosagem do produto químico.

A utilização do Diagrama de Deffeyes permite: (1) a partir dos dados de pH e alcalinidade, determinar a acidez de uma água e; (2) a partir da alcalinidade, acidez e pH

de uma água, determinar, após uma dosagem de um sal coagulante, o novo ponto de equilíbrio iônico, ou seja, a alcalinidade, acidez e pH finais. Traçando-se uma reta perpendicular ao eixo das abscissas, saindo do valor inicial da alcalinidade, até a mesma interceptar a reta referente ao pH da água, tem-se o primeiro ponto (Pto. 1) de equilíbrio iônico. Uma outra reta, perpendicular ao eixo das ordenadas e passando pelo Pto. 1 fornece o valor da acidez dessa água.

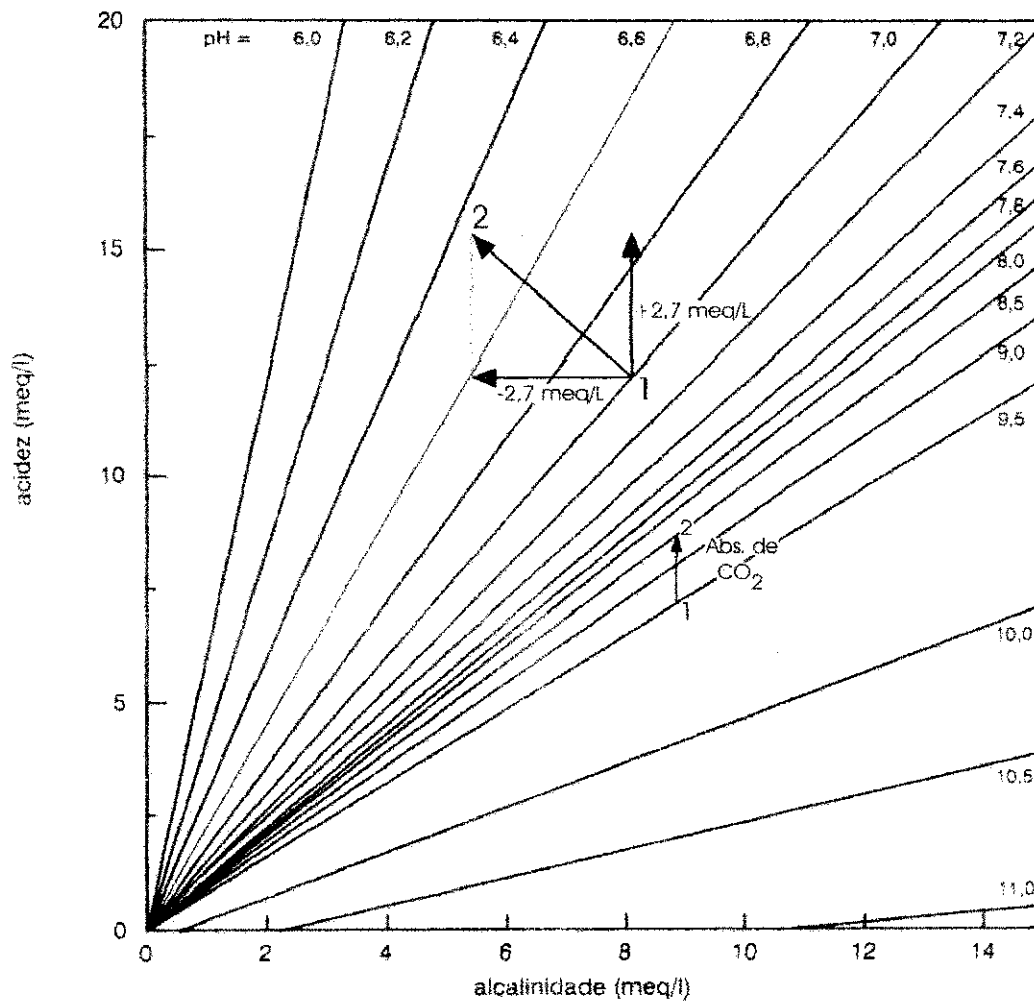


Figura 2.3 Diagrama de Deffeyes

Fonte: VAN HAANDEL & LETTINGA (1994)

2.6.2 TRATAMENTO COM CAL VIRGEM

O óxido de cálcio (CaO) é um sólido branco chamado cal viva ou cal virgem, produzida pelo aquecimento de rochas carbonatadas (calcário), nas quais o principal componente é o carbonato de cálcio. Apresenta-se aglomerada em blocos, granulada ou em pó. Os calcários dolomíticos ou magnesianos contêm quantidades consideráveis de carbonato de magnésio, de modo que a cal virgem preparada contém maiores quantidades de óxido de magnésio (OHLWEILER, 1974b). Este, por sua vez, auxilia na clarificação, pois precipita como hidróxido de magnésio (CULP & CULP, citado por GAMBRILL, 1990):



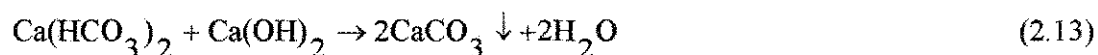
$$(K_{\text{sp}} = 5,9 \times 10^{-12})$$

Quando é utilizada a cal virgem, a aplicação é precedida de hidratação. A hidratação, ou seja, a combinação da cal virgem com a água denomina-se comumente extinção (daí o nome cal extinta) e se desenvolve com liberação de grande quantidade de calor (ARBOLEDA VALENCIA, 2000). Dessa forma, o uso da cal virgem requer precauções durante o preparo da suspensão.

A pureza da cal utilizada em experimentos de laboratório é um item bastante importante, pois quanto mais pura for a cal, menor será a quantidade necessária ao processo de tratamento. O resultado é uma significativa economia do produto, associada ao elevado grau de pureza, representado, por sua vez, pelo percentual de óxido de cálcio presente (%CaO). Segundo MANFRINI (1987), a cal virgem deve apresentar um mínimo de 90% de

óxido de cálcio. As impurezas presentes são constituídas de óxido de magnésio, carbonato de cálcio, carbonato de magnésio e sílica.

As substâncias mais importantes com as quais ocorrem as reações dos coagulantes primários quando lançados na água são aquelas que constituem a alcalinidade da água. O consumo da cal depende do conteúdo de bicarbonato e carbonato, assim como dióxido de carbono existente na água. A cal reage com o dióxido de carbono e o bicarbonato de cálcio para produzir carbonato de cálcio, de acordo com as reações descritas por AZEVEDO NETTO (1987):

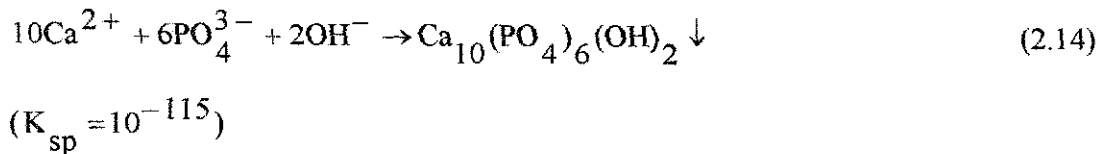


$$(K_{sp} = 4,6 \times 10^{-9})$$

Portanto, a alcalinidade é o principal item que deve ser considerado no cálculo da cal requerida nos processos de abrandamento em águas (GAMBRILL, 1990; SAWYER *et al.*, 1994).

Outros sais, tais como estruvita (MgNH_4PO_4) e hidroxiapatita [$\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$], também poderão ser formados, desde que seus produtos de solubilidade sejam excedidos (MAQUEDA *et al.*, 1994 citado por SOUSA *et al.*, 1997). A precipitação da hidroxiapatita pode acontecer mediante a adição moderada de cal. Esta, por sua vez, aumenta o pH do meio para um valor em torno de 9,5-10. Neste intervalo de pH, os íons

H_2PO_4^- e HPO_4^{2-} são convertidos em PO_4^{3-} , causando a precipitação da hidroxiapatita (GAMBRILL, 1990):



A solubilidade de fosfatos em águas residuárias depende da concentração de cátions e do pH que, por sua vez, determina a concentração relativa das espécies de fosfatos: H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} e PO_4^{3-} . Para que ocorra a precipitação de sais insolúveis, tais como a hidroxiapatita, é necessário que haja, além da presença de íons PO_4^{3-} , que só aparece em concentrações significativas quando a concentração de fósforo é elevada, dos íons cálcio e magnésio (STUMM & MORGAN, 1981). Na Figura 2.4, são observadas as curvas de solubilidade de vários fosfatos em função do pH, além da faixa “normal” da concentração de fósforo em esgoto ($0,2$ a $0,3 \times 10^{-3}$ moles/L ou 6 a 9 mgP/L).

Uma das curvas apresentadas, referente à hidroxiapatita, indica que, para alcançar baixa concentração residual de ortofosfato solúvel, o pH deve ser elevado a valores maiores que 10. A solubilidade de fosfato como hidroxiapatita está na faixa de 10^{-9} a 10^{-10} moles/L de P, diminuindo acentuadamente com o aumento do pH.

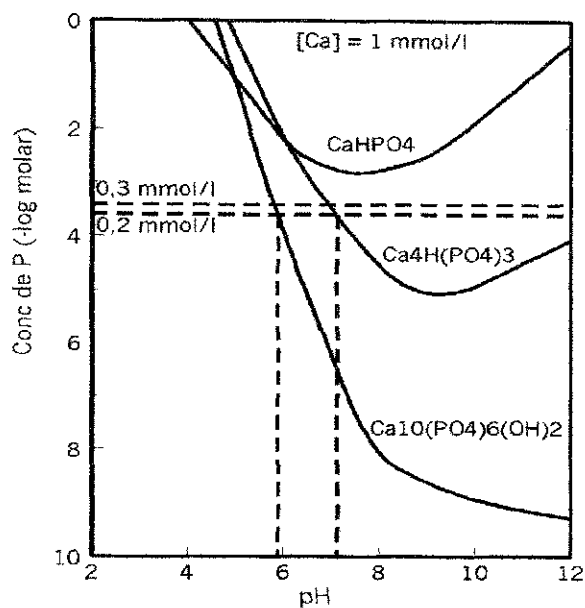


Figura 2.4 Curvas de solubilidade de P para vários minerais fosfatados.

Fonte: STUMM & MORGAN (1981).

2.6.2.1 DISSOLUÇÃO E PRECIPITAÇÃO DE CARBONATO DE CÁLCIO

Um grande número de reações envolve a formação de precipitados, os quais são substâncias que se separam de soluções, formando uma fase sólida. A solubilidade de um precipitado é, por definição, igual à concentração molar da solução saturada. Se, por exemplo, um precipitado de carbonato de cálcio está em equilíbrio com sua solução saturada, pode-se estabelecer o seguinte equilíbrio (VOGEL, 1981):



Pode-se escrever a constante de equilíbrio:

$$K = \frac{[\text{Ca}^{2+}] \cdot [\text{CO}_3^{2-}]}{[\text{CaCO}_3]} \quad (2.16)$$

A concentração do carbonato de cálcio na fase sólida é invariável e, portanto, pode ser incluída uma nova constante, K_{sp} , denominada de produto de solubilidade:

$$K_{sp} = [\text{Ca}^{2+}] \cdot [\text{CO}_3^{2-}] = 4,7 \times 10^{-9} \quad (\text{p}K_{sp} = 8,33) \quad (2.17)$$

VOGEL (1981) define o produto de solubilidade (K_{sp}) como sendo um último valor alcançado pelo produto iônico, quando se estabelece o equilíbrio entre a fase sólida do sal ligeiramente solúvel e a solução.

Dependendo do pH e das concentrações de Ca^{2+} e CO_3^{2-} (se o produto iônico $[\text{Ca}^{2+}][\text{CO}_3^{2-}]$ for menor que o valor da constante de solubilidade), haverá a dissolução de carbonato de cálcio (CaCO_3). Haverá uma tendência para o cálcio (sempre presente em concreto) se dissolver. Isto, naturalmente, terá um efeito agressivo sobre a estrutura. Daí que provém a denominação de “agressivas” para **águas subsaturadas**. Por outro lado, se o produto iônico $[\text{Ca}^{2+}][\text{CO}_3^{2-}]$ excede o valor da constante de solubilidade, haverá a precipitação do CaCO_3 (água supersaturada ou incrustante) (LOEWENTHAL *et al.*, 1986).

O potencial de precipitação ou dissolução de CaCO_3 pode ser calculado a partir dos valores do pH, da alcalinidade e da concentração de cálcio.

Partindo-se da Equação (2.5), tem-se que:

$$[\text{HCO}_3^-] = [\text{CO}_3^{2-}] \cdot \frac{[\text{H}^+]}{K_2} \quad (2.18)$$

Sabendo que:

$$\text{pH} = \log \frac{1}{[\text{H}^+]} \rightarrow 10^{\text{pH}} = \frac{1}{[\text{H}^+]} \quad (2.19)$$

$$\text{p}K_2 = \log \frac{1}{K_2} \rightarrow 10^{\text{p}K_2} = \frac{1}{K_2} \quad (2.20)$$

Logo:

$$[\text{HCO}_3^-] = [\text{CO}_3^{2-}] \times 10^{(\text{p}K_2 - \text{pH})} \quad (2.21)$$

A concentração $[\text{CO}_3^{2-}]$ pode ser calculada substituindo-se a Equação (2.21) na equação que define a alcalinidade (Equação 2.8), e com o auxílio das Equações (2.7) e (2.19):

$$[\text{CO}_3^{2-}] = \frac{\text{Alcalinidade}}{(2 + 10^{(\text{p}K_2 - \text{pH})}) + 10^{(\text{pH} - \text{p}K_w)} - (10^{-\text{pH}})} \quad (2.22)$$

Conhecendo-se, portanto, a concentração de cálcio ($[\text{Ca}^{2+}]$), o pH e determinando-se a concentração de carbonato ($[\text{CO}_3^{2-}]$) através da Equação (2.22), pode-se verificar se o produto iônico $[\text{Ca}^{2+}][\text{CO}_3^{2-}]$ se iguala à constante K_{sp} .

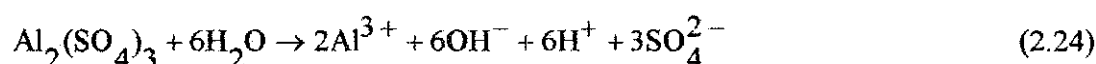
2.6.3 TRATAMENTO COM SULFATO DE ALUMÍNIO

O sulfato de alumínio, cuja fórmula é $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, é o produto químico mais utilizado como coagulante, obtido no estado sólido pela secagem da solução resultante do ataque da bauxita pelo ácido sulfúrico (ARBOLEDA VALENCIA, 2000):



O seu grau de pureza é um resultado do método de fabricação e da qualidade da bauxita utilizada. Para a determinação do grau de pureza, o teor de sulfato de alumínio é avaliado em termos de alumina (Al_2O_3) solúvel em água (MANFRINI, 1987).

Quando o sulfato de alumínio é adicionado à água, ocorre a seguinte reação (VIANNA, 1997):



Em seguida, o íon metálico de alumínio (Al^{3+}) é hidratado, formando um complexo com a água ($\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$). Este, por sua vez, atua passando a doar prótons (Ácido de Brønsted) (ARBOLEDA VALENCIA, 2000).

A reação do íon hidratado, ou seja, a transferência de prótons para a água é denominada hidrólise. Uma vez ocorrendo a hidrólise do coagulante metálico e conseqüentemente a formação de espécies poliméricas hidrolizadas, estas são adsorvidas na superfície dos colóides neutralizando parte de suas cargas. Portanto, é necessário que os produtos de hidrólise positivamente carregados sejam adicionados à água em local de

intensa dissipação de energia na massa líquida. Essa energia, transmitida sob a forma de energia cinética aos produtos de hidrólise e às partículas coloidais, permitirá aos primeiros atravessar a dupla camada de cargas positivas que envolvem o colóide, possibilitando sua adsorção e neutralização parcial da partícula (VIANNA, 1997).

Além da desestabilização dos colóides por adsorção, a coagulação, com sais de alumínio, também pode ocorrer através do mecanismo denominado “varredura”. Neste, as partículas coloidais são envolvidas e arrastadas pelo hidróxido de alumínio, resultante da reação do sal com a alcalinidade, que precipita (ARBOLEDA VALENCIA, 2000). Os tipos de produtos de hidrólise (espécies poliméricas ou floco varredor) predominantes após a coagulação dependem do pH que se estabelece após a coagulação e da dosagem do sal coagulante (CAMPOS & POVINELLI, 1987).

A remoção de fósforo por métodos físico-químicos também é possível mediante adição de sais de alumínio, com a conseqüente coagulação e precipitação de compostos insolúveis ou pouco solúveis de fosfatos. Os sais reagem com o ortofosfato solúvel e produzem um precipitado (WPCF, 1983):



O sulfato de alumínio é o sal coagulante que, pelo seu baixo custo e seu manejo relativamente simples, vem sendo mais utilizado nas estações de tratamento de águas (ARBOLEDA VALENCIA, 2000).

3 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi realizado nas instalações do PROSAB (Programa de Pesquisa em Saneamento Básico), vinculado à Universidade Federal da Paraíba, localizado na cidade de Campina Grande (PB). A pesquisa foi realizada no período entre 05 de junho e 14 de dezembro de 2001.

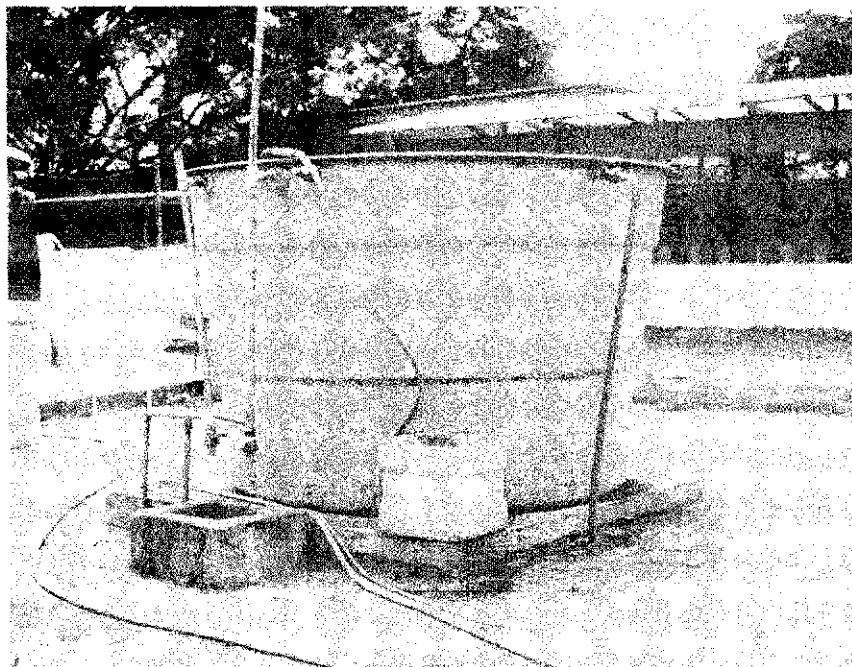
Amostras do efluente de um reator UASB foram coletadas e submetidas aos ensaios em sistema de bateladas, realizados em aparelho para *Jar Test*. O período experimental foi dividido em duas etapas. Inicialmente, foram realizados ensaios empregando-se cal virgem comercial (calcita) como agente coagulante (1ª Etapa). As dosagens da cal foram de 200mg/L, 250mg/L, 300mg/L, 350mg/L, 400mg/L e 450mg/L. Posteriormente, foi experimentado sulfato de alumínio para o pós-tratamento de esgoto pré-tratado anaerobiamente (2ª Etapa). As dosagens de sulfato de alumínio foram de 50mg/L, 100mg/L, 150mg/L, 200mg/L, 250mg/L, e 300mg/L.

Análises com a cal virgem constataram que a mesma apresentava uma pureza, expressa em termos percentuais de óxido de cálcio, de 59,64% (resultados da análise em anexo no final deste trabalho). O sulfato de alumínio utilizado foi do tipo P. A.

O reator UASB foi construído a partir de uma caixa d'água com material de fibra de vidro (Figura 3.1), e suas principais características físicas e operacionais estão apresentadas na Tabela 3.1.

Tabela 3.1 Características físicas e operacionais do reator UASB.

Características Físicas		Dimensões	
Altura (m)		1,60	
Volume (m ³)		5	
Características Operacionais			
Inóculo		Lodo anaeróbio de reator UASB	
Tempo de Detenção Hidráulica (horas)		5	
Carga Orgânica Específica (kg DQO/m ³ .dia)		4,32	

**Figura 3.1 Reator UASB**

O reator UASB tratava o esgoto bruto proveniente do interceptor de depuradora da cidade de Campina Grande. As amostras para realização dos ensaios realizados em aparelho para *Jar Test* eram coletadas às 8h.

Foi utilizado um aparelho para *Jar Test*, modelo JT – 103, da marca Milan. Este, com seis béqueres com capacidade para 2000 mL cada (Figura 3.2), permite a realização simultânea de seis provas. Assim sendo, torna-se possível determinar dosagens ótimas de coagulantes a serem empregadas, além de estabelecer a relação entre dosagem e qualidade do efluente final. Em cada béquer foi colocado 2000 mL do efluente do reator UASB. O equipamento foi programado para uma agitação rápida, com intensidade de 90 rpm, durante 1 minuto. A seguir, foi realizada a agitação lenta, com intensidade de 50 rpm, durante 20 minutos. No início da mistura rápida foi adicionado o coagulante (cal virgem ou sulfato de alumínio) segundo as concentrações pré-estabelecidas.

A suspensão da cal era preparada num béquer de 1000mL. Eram dissolvidos 5g de cal virgem em 500mL de água destilada. Como a cal é pouco solúvel, era obtida uma suspensão que precisava ser agitada cada vez que usada, devido à rapidez com que as partículas de cal tendem a sedimentar.

O tempo de decantação padrão, após o término da coagulação e floculação das amostras, foi de 60 minutos para que, em seguida, fossem retiradas as amostras do líquido tratado para a sua caracterização.

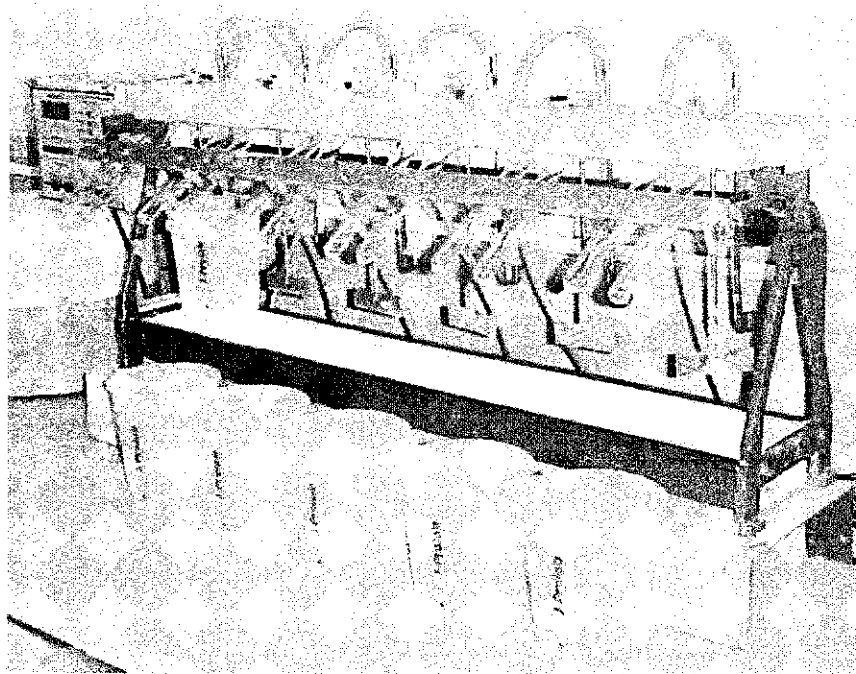


Figura 3.2 Aparelho para Jar Test.

3.1 MÉTODOS ANALÍTICOS

Foram analisados os seguintes parâmetros: pH, alcalinidade total e de bicarbonato, dureza total (Ca^{2+} e Mg^{2+}), turbidez, DQO, DBO, fósforo total e solúvel e formas de sólidos suspensos. As determinações dos parâmetros seguiram as recomendações de APHA *et al.* (1995), exceto alcalinidade total e de bicarbonato, os quais foram determinados através do método titrimétrico KAPP (1984).

pH (potencial hidrogeniônico) – É um termo usado universalmente para dar uma indicação sobre a condição de acidez, neutralidade ou basicidade de uma água. É uma maneira de expressar a concentração do íon hidrogênio H^+ , ou, mais precisamente, a

atividade do íon hidrogênio. É importante em diversas etapas do tratamento da água (coagulação, desinfecção, controle de corrosividade, remoção da dureza) (SAWYER *et al.*, 1994; VON SPERLING, 1996a).

Os dados de pH foram coletados através do método potenciométrico (APHA *et al.*, 1995), utilizando-se um medidor de pH ORION, modelo 230 A.

Alcalinidade Total e de Bicarbonato – A alcalinidade de uma água é a medida de sua capacidade de neutralizar ácidos (capacidade de resistir à diminuição de pH). Os principais constituintes da alcalinidade são, principalmente, os bicarbonatos (HCO_3^-), carbonatos (CO_3^{2-}) e os hidróxidos (OH^-). A distribuição entre as três formas na água é função do pH. A alcalinidade devida a outros sistemas ácido/base é insignificante e pode ser ignorada (SAWYER *et al.*, 1994).

Para as determinações desses parâmetros foi seguido o método titrimétrico KAPP (1984), descrito por CAVALCANTI & VAN HAANDEL (2000).

Dureza Total (Ca^{2+} e Mg^{2+}) – É uma característica conferida à água pela presença de sais alcalino-terrosos (mais freqüentemente cálcio e magnésio). Conforme a natureza dos sais presentes, têm-se duas espécies de dureza: a temporária e a permanente. Quando os sais são bicarbonatos e carbonatos, é considerada dureza temporária (OHLWEILER, 1974a). Portanto, a dureza de carbonato é removida devido os íons bicarbonato e carbonato com os quais está associada tender a precipitar essa porção da dureza a elevadas temperaturas, assim como ocorre em caldeiras ou durante o processo de abrandamento com cal (SAWYER *et al.*, 1994). A dureza residual, associada a outros sais (sulfatos, cloretos e

nitratos), não é eliminada pela ebulição, sendo denominada permanente (OHLWEILER, 1974a).

Foi utilizado o método titrimétrico que envolve a utilização do ácido etilenodiaminotetracético (EDTA) como agente titulante (APHA *et al.*, 1995).

Turbidez – O termo turvo é aplicado a águas contendo material suspenso que interfere na passagem da luz através das mesmas. A turbidez pode ser causada por uma larga variedade de materiais suspensos, os quais variam em tamanho, de coloidal a dispersões grosseiras (SAWYER *et al.*, 1994). Os colóides, devido à sua dimensão, têm a propriedade de dispersar a luz de tal maneira que, sob a ação de uma luz intensa, cada colóide aparece como um diminuto espaço brilhante. Esta propriedade, denominada Efeito Tyndall, permite classificar indiretamente a qualidade de uma determinada água, com o auxílio de equipamentos que medem a quantidade da luz dispersada por um sistema coloidal (FERREIRA FILHO, 1993). O método de obtenção desta medida é chamado de nefelometria.

Os dados de turbidez foram coletados utilizando-se de um turbidímetro da marca *Cole-Parmer Instrument Company*, modelo 8391-40/45, com base nos princípios da nefelometria (APHA *et al.*, 1995). Os resultados são expressos em termos de Unidade Nefelométrica de Turbidez (UNT).

Demanda Química de Oxigênio (DQO) – É um teste amplamente utilizado como um recurso para medir a concentração orgânica de despejos domésticos e industriais. Este teste mede a quantidade de oxigênio requerida para a oxidação química da matéria orgânica existente em uma amostra, em dióxido de carbono e água. Está baseado no fato de que

todos os componentes orgânicos, com poucas exceções (hidrocarbonetos aromáticos e piridina), podem ser oxidados pela ação de um agente oxidante forte e sob condições ácidas (SAWYER *et al.*, 1994).

Os valores de DQO foram obtidos através do Método da Refluxação Fechada do Dicromato de Potássio (APHA *et al.*, 1995).

Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) – É usualmente definida como a quantidade de oxigênio requerida por uma colônia mista de microrganismos durante a estabilização da matéria orgânica biodegradável (METCALF & EDDY, 1991; SAWYER *et al.*, 1994; VON SPERLING, 1996a).

Os valores de DBO foram obtidos através do Método da diluição em frascos padrões, descrito pelo APHA *et al.* (1995). Amostras que são submetidas à calagem naturalmente atingem um pH elevado, o que pode comprometer a atividade dos microrganismos responsáveis pelo tratamento biológico dos esgotos. Assim sendo, para garantir uma concentração suficiente de bactérias nas amostras, foi adicionado à água de diluição um inóculo de microrganismos para oxidar a matéria orgânica. Antes, porém, foi procedida a neutralização das amostras.

Fósforo Total e Solúvel – O fósforo em esgotos sanitários apresenta-se principalmente nas formas de ortofosfato (H_3PO_4 , $H_2PO_4^-$, HPO_4^{2-} e PO_4^{3-}), polifosfato (moléculas desidratadas de ortofosfatos) e fósforo orgânico. O fósforo orgânico provém dos excrementos humanos e de animais, como também de restos alimentares. Quando sofre decomposição biológica, dá origem aos ortofosfatos. Os polifosfatos têm origem, geralmente, a partir dos detergentes (SOUSA, 1996; ESTEVES, 1998).

A principal preocupação no controle do lançamento de fósforo nos ecossistemas aquáticos é a superfertilização, com a conseqüente transformação de um ambiente oligotrófico em eutrófico. Uma grande descarga deste elemento pode resultar num crescimento exagerado de fitoplâncton, pelo fato de ser um elemento essencial para o crescimento de algas e cianofíceas (SAWYER *et al.*, 1994).

Para as determinações de fósforo total e solúvel, foi utilizado o Método Espectrofotométrico do Ácido Ascórbico, com Digestão pelo Persulfato de Amônia (APHA *et al.*, 1995). As análises de fósforo solúvel foram realizadas com amostras filtradas em membranas de filtração 0,45 μm .

Formas de Sólidos Suspensos – Referem-se ao material retido por um papel de filtro padrão. As substâncias retidas pelo filtro, remanescentes como resíduo após secagem a 103-105°C, representam os sólidos em suspensão. A parte inorgânica representa os sólidos suspensos fixos, os quais compreendem a fração inerte (inorgânica) que permanece após combustão a uma temperatura elevada (500 °C). A fração volatilizada (sólidos suspensos voláteis) representa uma estimativa da matéria orgânica nos sólidos. É um dos principais parâmetros utilizados para estimar a concentração dos esgotos sanitários e determinar a eficiência das unidades de tratamento. Em corpos d'água, pode reduzir a penetração da luz, prejudicando a fotossíntese (VON SPERLING, 1996a).

Para a determinação dos sólidos suspensos, foi utilizado o Método Gravimétrico descrito pelo APHA *et al.* (1995). As amostras de 100 mL foram filtradas em papel de fibra de vidro Whatmann GF/C.

4 APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS – 1ª Etapa

Os resultados obtidos nos ensaios envolvendo cal virgem como agente coagulante estão apresentados nas Tabelas 4.1, 4.2, 4.3, 4.4, 4.5 e 4.6. Esses dados referem-se aos parâmetros pH, alcalinidade total e de bicarbonato, dureza total (Ca^{2+} e Mg^{2+}), turbidez, DQO, DBO, fósforo total (P – Total) e solúvel (P – Solúvel) e formas de sólidos suspensos (SST, SSF e SSV), correspondentes ao esgoto pré-tratado anaerobiamente e às dosagens empregadas da cal. Ainda nas Tabelas, estão apresentados os números de determinações (n), média (\bar{x}), desvio padrão (σ) e coeficiente de variação, em percentagem, (CV). Estes foram determinados através do Microsoft® Excel 2000, Windows 98Se.

A Tabela 4.7 apresenta os valores experimentais do produto iônico $[\text{Ca}^{2+}][\text{CO}_3^{2-}]$ para a precipitação de carbonato de cálcio em amostras de efluentes pré-tratados anaerobiamente tratadas com as referidas dosagens de cal virgem.

Para uma melhor visualização dos resultados, são apresentadas as Figuras 4.1, 4.2, 4.3, 4.4 e 4.5, geradas a partir dos dados contidos nas Tabelas acima mencionadas, as quais representam o comportamento dos valores da concentração efluente do UASB e efluente pós-tratado com cal virgem. A Figura 4.6 apresenta os percentuais de remoção dos principais parâmetros analisados quando empregada uma dosagem de 250 mg/L de cal.

Tabela 4.1 Número de determinações (n), média (\bar{x}), desvio padrão (σ) e coeficiente de variação (CV) dos parâmetros referentes ao UASB e ao pós-tratamento físico-químico com dosagem de 200 mg da cal.

Parâmetros	n	UASB			200 mg CaO/L			Remoção (%)
		\bar{x}	σ	CV	\bar{x}	σ	CV	
pH	9	7,34	0,2	2,7	9,13	0,4	4	-
Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	9	357,2	37,2	10,4	454,6	52,6	11,6	-
Alcalinidade a bicarbonato (mgCaCO ₃ . L ⁻¹)	9	335,7	40,2	12	441,2	52,2	11,8	-
DBO (mg.L ⁻¹)	8	67	9	13	27	6	22	59,7
DQO (mg.L ⁻¹)	13	148	23	16	77	13	17	48
Dureza Total (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	10	233,5	20,8	8,9	357,9	45,9	12,8	-
Cálcio (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	10	105,5	19	18	194,5	39,8	20,5	-
Magnésio (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	10	128	25,4	19,8	163,5	23,2	14,2	-
Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	14	4,51	1,04	23	1,62	0,27	16,7	64,1
Fósforo Solúvel (mg.L ⁻¹)	14	3,53	0,76	21,7	1,15	0,20	17,2	67,4
Sólidos Suspensos Totais (mg.L ⁻¹)	17	72,4	18,5	25,6	15,2	3,2	21,3	79
Sólidos Suspensos Fixos (mg.L ⁻¹)	17	19,1	6	31,4	5,1	1,3	25,7	73,3
Sólidos Suspensos Voláteis (mg.L ⁻¹)	17	53,3	13,5	25,3	10,1	2,8	27,9	81,1
Turbidez	12	47,6	8,3	17,4	5,9	1,2	19,7	87,6

Tabela 4.2 Número de determinações (n), média (\bar{x}), desvio padrão (σ) e coeficiente de variação (CV) dos parâmetros referentes ao UASB e ao pós-tratamento físico-químico com dosagem de 250 mg da cal.

Parâmetros	n	UASB			250 mg CaO/L			Remoção (%)
		\bar{x}	σ	CV	\bar{x}	σ	CV	
pH	9	7,34	0,2	2,7	9,3	0,3	3,1	-
Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	9	357,2	37,2	10,4	445,7	57,6	12,9	-
Alcalinidade a bicarbonato (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	9	335,7	40,2	12	432,7	57,7	13,3	-
DBO (mg.L ⁻¹)	8	67	9	13	25	5	21	62,7
DQO (mg.L ⁻¹)	13	148	23	16	69	10	15	53,4
Dureza Total (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	10	233,5	20,8	8,9	358,5	48,3	13,5	-
Cálcio (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	10	105,5	19	18	175,3	30,7	17,5	-
Magnésio (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	10	128	25,4	19,8	183,2	43,9	24	-
Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	14	4,51	1,04	23	0,82	0,13	15,9	81,8
Fósforo Solúvel (mg.L ⁻¹)	14	3,53	0,76	21,7	0,64	0,10	16,5	81,9
Sólidos Suspensos Totais (mg.L ⁻¹)	17	72,4	18,5	25,6	14,8	3,1	20,7	79,6
Sólidos Suspensos Fixos (mg.L ⁻¹)	17	19,1	6	31,4	4,8	1,4	29,5	74,9
Sólidos Suspensos Voláteis (mg.L ⁻¹)	17	53,3	13,5	25,3	9,9	2	20	81,4
Turbidez	12	47,6	8,3	17,4	4,4	1,1	24,4	90,8

Tabela 4.3 Número de determinações (n), média (\bar{x}), desvio padrão (σ) e coeficiente de variação (CV) dos parâmetros referentes ao UASB e ao pós-tratamento físico-químico com dosagem de 300 mg da cal.

Parâmetros	n	UASB			300 mg CaO/L			Remoção (%)
		\bar{x}	σ	CV	\bar{x}	σ	CV	
pH	9	7,34	0,2	2,7	9,3	0,3	3,7	-
Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	9	357,2	37,2	10,4	409	60,7	14,8	-
Alcalinidade a bicarbonato (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	9	335,7	40,2	12	395,1	62,9	15,9	-
DBO (mg.L ⁻¹)	8	67	9	13	24	5	20	64,2
DQO (mg.L ⁻¹)	13	148	23	16	62	10	16	58,1
Dureza Total (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	10	233,5	20,8	8,9	327,5	42	12,8	-
Cálcio (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	10	105,5	19	18	141,9	37,1	26,2	-
Magnésio (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	10	128	25,4	19,8	185,6	37,2	20	-
Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	14	4,51	1,04	23	0,64	0,14	21,1	85,8
Fósforo Solúvel (mg.L ⁻¹)	14	3,53	0,76	21,7	0,49	0,11	22,8	86,1
Sólidos Suspensos Totais (mg.L ⁻¹)	17	72,4	18,5	25,6	12,4	3,1	25,1	82,9
Sólidos Suspensos Fixos (mg.L ⁻¹)	17	19,1	6	31,4	3,5	0,9	26,7	81,7
Sólidos Suspensos Voláteis (mg.L ⁻¹)	17	53,3	13,5	25,3	8,8	2,6	29	83,5
Turbidez	12	47,6	8,3	17,4	4,7	0,9	19,2	90,1

Tabela 4.4 Número de determinações (n), média (\bar{x}), desvio padrão (σ) e coeficiente de variação (CV) dos parâmetros referentes ao UASB e ao pós-tratamento físico-químico com dosagem de 350 mg da cal.

Parâmetros	n	UASB			350 mg CaO/L			Remoção (%)
		\bar{x}	σ	CV	\bar{x}	σ	CV	
pH	9	7,34	0,2	2,7	9,4	0,3	3,5	-
Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	9	357,2	37,2	10,4	380,4	60,3	15,8	-
Alcalinidade a bicarbonato (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	9	335,7	40,2	12	368,5	60,3	16,4	-
DBO (mg.L ⁻¹)	8	67	9	13	24	5	20	64,1
DQO (mg.L ⁻¹)	13	148	23	16	58	11	18	60,8
Dureza Total (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	10	233,5	20,8	8,9	302,9	42,4	14	-
Cálcio (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	10	105,5	19	18	119,2	26,6	22,4	-
Magnésio (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	10	128	25,4	19,8	183,7	38,9	21,2	-
Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	14	4,51	1,04	23	0,56	0,11	19,1	87,6
Fósforo Solúvel (mg.L ⁻¹)	14	3,53	0,76	21,7	0,43	0,09	21,3	87,8
Sólidos Suspensos Totais (mg.L ⁻¹)	17	72,4	18,5	25,6	14,3	3,5	24,4	80,2
Sólidos Suspensos Fixos (mg.L ⁻¹)	17	19,1	6	31,4	4,3	1	23,5	77,5
Sólidos Suspensos Voláteis (mg.L ⁻¹)	17	53,3	13,5	25,3	10	2,6	26,3	81,2
Turbidez	12	47,6	8,3	17,4	4,8	0,6	13,2	90,0

Tabela 4.5 Número de determinações (n), média (\bar{x}), desvio padrão (σ) e coeficiente de variação (CV) dos parâmetros referentes ao UASB e ao pós-tratamento físico-químico com dosagem de 400 mg da cal.

Parâmetros	n	UASB			400 mg CaO/L			Remoção (%)
		\bar{x}	σ	CV	\bar{x}	σ	CV	
pH	9	7,34	0,2	2,7	9,4	0,3	3	-
Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	9	357,2	37,2	10,4	357,3	57,2	16	-
Alcalinidade a bicarbonato (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	9	335,7	40,2	12	342,8	56,9	16,6	-
DBO (mg.L ⁻¹)	8	67	9	13	23	5	21	65,7
DQO (mg.L ⁻¹)	13	148	23	16	55	10	19	62,8
Dureza Total (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	10	233,5	20,8	8,9	282,1	35,2	12,5	-
Cálcio (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	10	105,5	19	18	107,9	21,8	20,2	-
Magnésio (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	10	128	25,4	19,8	174,1	35,6	20,4	-
Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	14	4,51	1,04	23	0,53	0,11	20,5	88,2
Fósforo Solúvel (mg.L ⁻¹)	14	3,53	0,76	21,7	0,41	0,07	17,9	88,4
Sólidos Suspensos Totais (mg.L ⁻¹)	17	72,4	18,5	25,6	13,4	3,1	25,1	81,5
Sólidos Suspensos Fixos (mg.L ⁻¹)	17	19,1	6	31,4	3,9	0,9	26,7	79,6
Sólidos Suspensos Voláteis (mg.L ⁻¹)	17	53,3	13,5	25,3	9,5	2,6	29	82,2
Turbidez	12	47,6	8,3	17,4	4,7	0,6	13,5	90,1

Tabela 4.6 Número de determinações (n), média (\bar{x}), desvio padrão (σ) e coeficiente de variação (CV) dos parâmetros referentes ao UASB e ao pós-tratamento físico-químico com dosagem de 450 mg da cal.

Parâmetros	n	UASB			450 mg CaO/L			Remoção (%)
		\bar{x}	σ	CV	\bar{x}	σ	CV	
pH	9	7,34	0,2	2,7	9,5	0,2	2,4	-
Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	9	357,2	37,2	10,4	336,2	55,9	16,6	-
Alcalinidade a bicarbonato (mgCaCO ₃ . L ⁻¹)	9	335,7	40,2	12	325,2	55,2	17	-
DBO (mg.L ⁻¹)	8	67	9	13	23	5	23	65,8
DQO (mg.L ⁻¹)	13	148	23	16	52	11	20	64,9
Dureza Total (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	10	233,5	20,8	8,9	268,2	37,6	14	-
Cálcio (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	10	105,5	19	18	99,1	22,2	22,4	-
Magnésio (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	10	128	25,4	19,8	169,1	41,6	24,6	-
Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	14	4,51	1,04	23	0,47	0,10	22	89,6
Fósforo Solúvel (mg.L ⁻¹)	14	3,53	0,76	21,7	0,40	0,09	22,4	88,7
Sólidos Suspensos Totais (mg.L ⁻¹)	17	72,4	18,5	25,6	12,8	3	23,6	82,3
Sólidos Suspensos Fixos (mg.L ⁻¹)	17	19,1	6	31,4	3,8	0,9	23,1	80,1
Sólidos Suspensos Voláteis (mg.L ⁻¹)	17	53,3	13,5	25,3	9	2,4	26,4	83,1
Turbidez	12	47,6	8,3	17,4	4,8	0,8	16,3	90,0

Tabela 4.7 Valores experimentais do produto iônico $[Ca^{2+}][CO_3^{2-}]$ para a precipitação de carbonato de cálcio no efluente do reator UASB tratado com diferentes dosagens de cal virgem.

Dosagem (mg/L)	Ca^{2+} (mgCaCO ₃ /L)	Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L)	pH	$[CO_3^{2-}]$ (mol/L)	$[Ca^{2+}][CO_3^{2-}]$ (k'_{sp})	pK'_{sp}
200	194,5	441,2	9,13	5,08E-04	9,88E-07	6,01
250	175,3	432,7	9,3	7,01E-04	1,23E-06	5,91
300	141,9	395,1	9,3	6,41E-04	9,10E-07	6,04
350	119,2	368,5	9,4	7,26E-04	8,66E-07	6,06
400	107,9	342,8	9,4	6,77E-04	7,31E-07	6,14
450	99,1	325,2	9,5	7,74E-04	7,67E-07	6,12

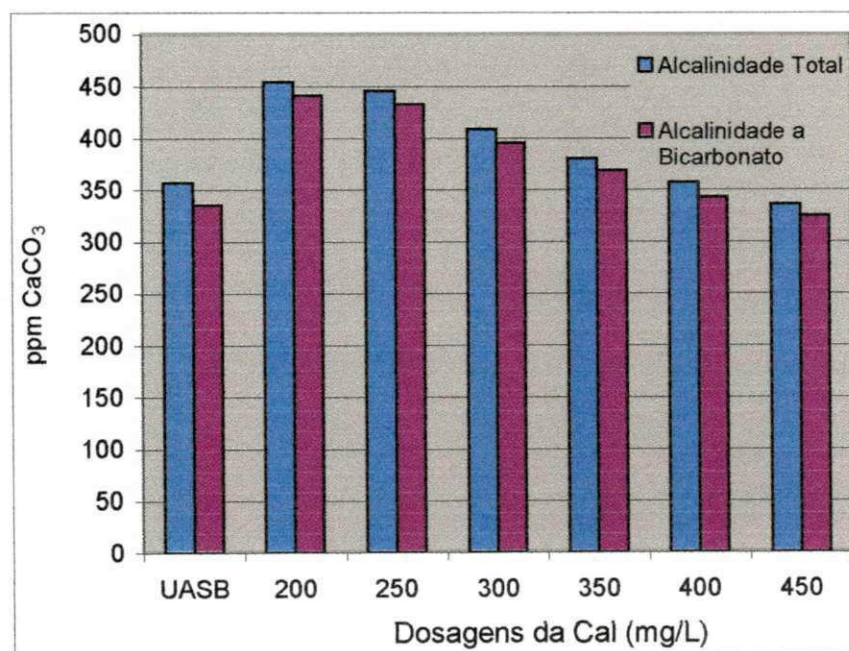


Figura 4.1 Comportamento das formas de alcalinidade do UASB e após a aplicação das diferentes dosagens da cal.

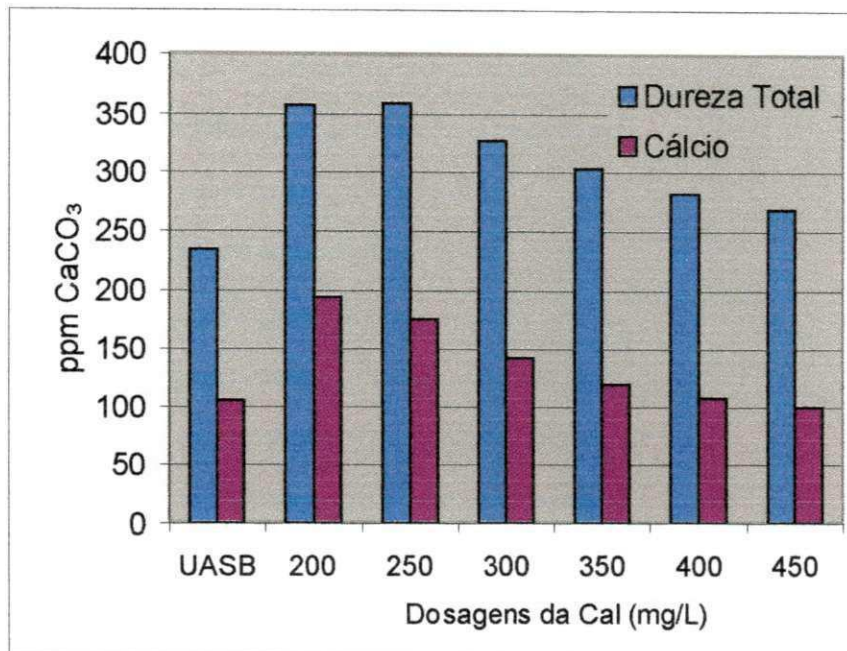


Figura 4.2 Comportamento da dureza total e do cálcio do UASB e após a aplicação das diferentes dosagens da cal.

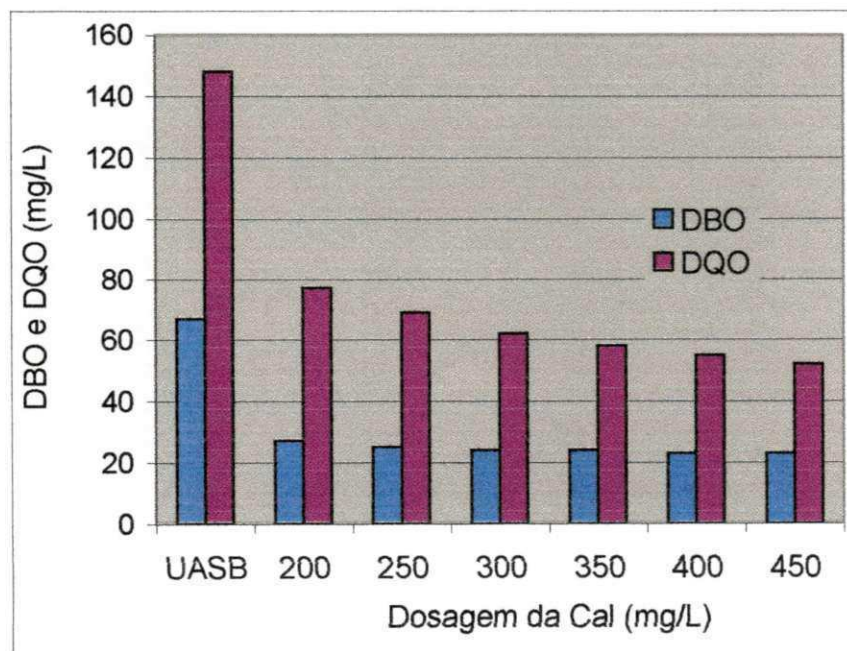


Figura 4.3 Comportamento da DBO e DQO do UASB e após a aplicação das diferentes dosagens da cal.

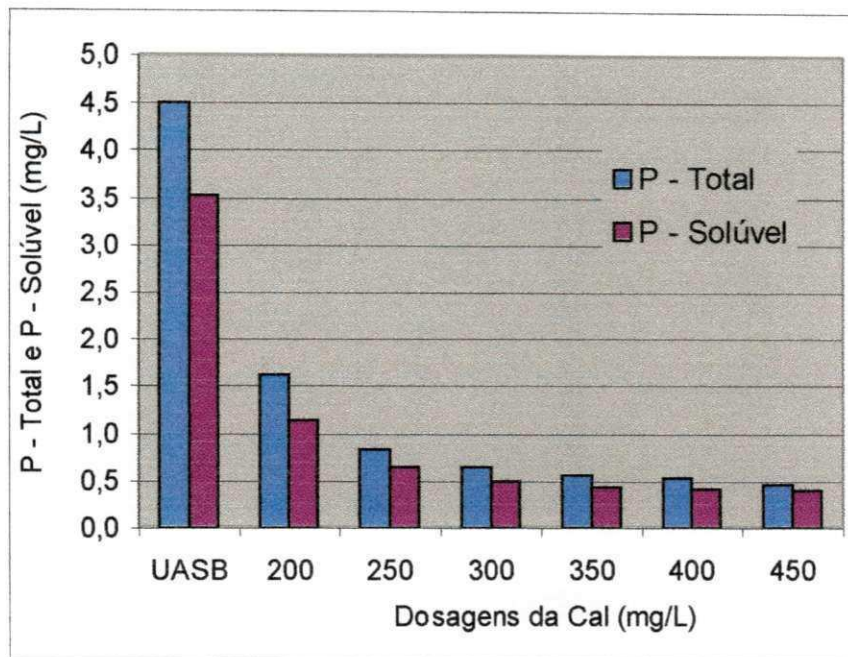


Figura 4.4 Comportamento do fósforo total e solúvel do UASB e após a aplicação das diferentes dosagens da cal.

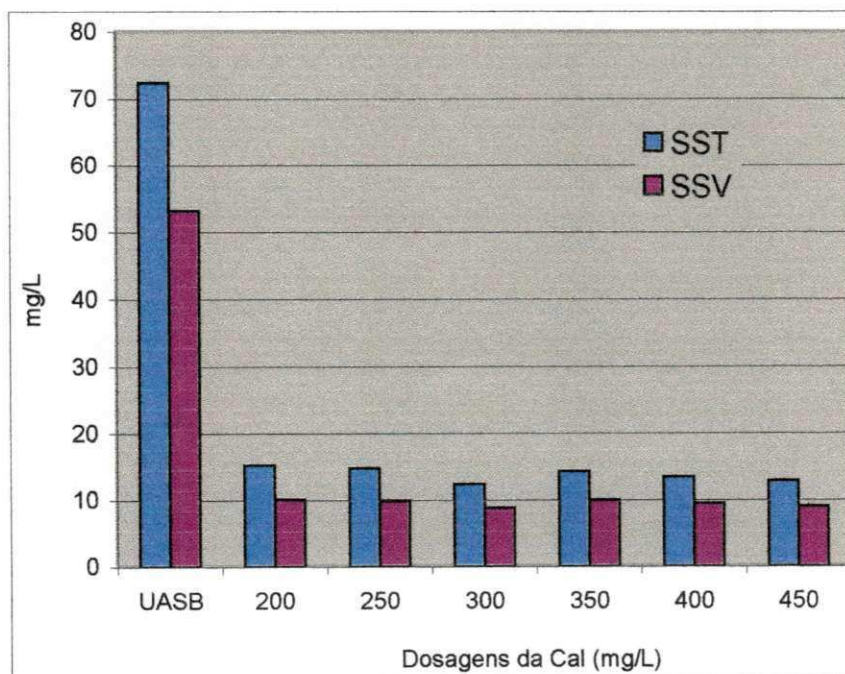


Figura 4.5 Comportamento das formas de sólidos suspensos no UASB e após a aplicação das diferentes dosagens da cal

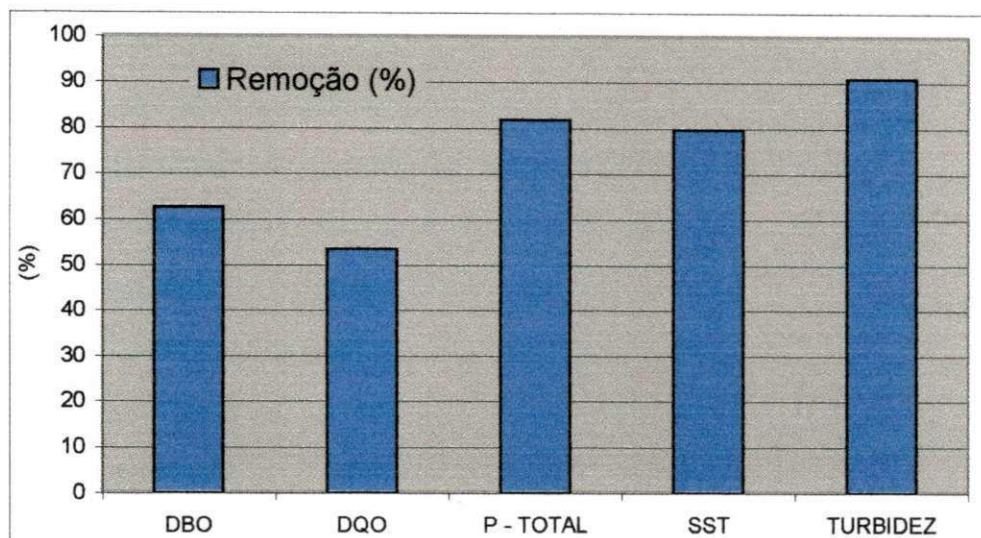


Figura 4.6 Percentuais de remoção dos principais parâmetros analisados quando empregada uma dosagem de 250 mg/L de cal.

5 APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS – 2ª Etapa

Os resultados obtidos, referentes à segunda etapa do experimento, envolvendo sulfato de alumínio como sal coagulante estão apresentados, da mesma forma, num total de seis Tabelas (Tabelas 5.1, 5.2, 5.3, 5.4, 5.5 e 5.6). Esses dados referem-se aos parâmetros pH, alcalinidade total e de bicarbonato, turbidez, DQO, DBO, fósforo total (P – Total) e solúvel (P – Solúvel) e formas de sólidos suspensos (SST, SSF e SSV), correspondentes ao esgoto pré-tratado anaerobiamente e às dosagens empregadas de sulfato de alumínio. Ainda nas Tabelas, estão apresentados os números de determinações (n), média (\bar{x}), desvio padrão (σ) e coeficiente de variação, em percentagem (CV), igualmente determinados através do Microsoft® Excel 2000, Windows 98Se.

Para uma melhor visualização dos resultados, são apresentadas as Figuras 5.1, 5.2, 5.3 e 5.4, geradas a partir dos dados contidos nas Tabelas acima mencionadas, as quais representam o comportamento dos valores da concentração efluente do UASB e efluente pós-tratado com sulfato de alumínio. A Figura 5.5 apresenta os percentuais de remoção dos principais parâmetros analisados quando empregada uma dosagem de 150 mg/L do sal de alumínio.

Nessa segunda etapa de experimentos, os parâmetros analisados caracterizaram o efluente digerido anaerobiamente mais concentrado, principalmente em termos de DQO e DBO, acima daquela vista na primeira etapa de testes. Este acontecimento pode ser perfeitamente atribuído ao fato da cidade de Campina Grande ter experimentado um regime de racionamento de água.

Tabela 5.1 Número de determinações (n), média (\bar{x}), desvio padrão (σ) e coeficiente de variação (CV) dos parâmetros referentes ao UASB e ao pós-tratamento físico-químico com dosagem de 50 mg de sulfato de alumínio.

Parâmetros	n	UASB			50 mg Al ₂ (SO ₄) ₂ /L			Remoção (%)
		\bar{x}	σ	CV	\bar{x}	σ	CV	
pH	6	7	0,2	2,6	7,2	0,2	2,7	-
Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	6	411,3	28,2	6,9	381,5	24,8	6,5	-
Alcalinidade a bicarbonato (mgCaCO ₃ . L ⁻¹)	6	379,2	27,4	7,2	352,2	21,1	6	-
DBO (mg.L ⁻¹)	5	85	14	16	32	4	14	62,4
DQO (mg.L ⁻¹)	7	230	36	16	106	14	14	53,9
Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	6	6,49	0,65	10,1	3,42	0,55	16,1	47,3
Fósforo Solúvel (mg.L ⁻¹)	6	5,38	0,60	11,2	2,90	0,52	17,9	46,1
Sólidos Suspensos Totais (mg.L ⁻¹)	10	80,9	13,1	16,2	19,8	3,7	18,7	75,5
Sólidos Suspensos Fixos (mg.L ⁻¹)	10	16,9	4	23,6	4,8	1,2	25,6	71,6
Sólidos Suspensos Voláteis (mg.L ⁻¹)	10	64	9,7	15,1	15	3,1	20,8	76,6
Turbidez	9	37,4	5,5	14,7	26,6	2,8	10,4	28,9

Tabela 5.2 Número de determinações (n), média (\bar{x}), desvio padrão (σ) e coeficiente de variação (CV) dos parâmetros referentes ao UASB e ao pós-tratamento físico-químico com dosagem de 100 mg de sulfato de alumínio.

Parâmetros	n	UASB			100 mg Al ₂ (SO ₄) ₂ /L			Remoção (%)
		\bar{x}	σ	CV	\bar{x}	σ	CV	
pH	6	7	0,2	2,6	7,1	0,2	2,7	-
Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	6	411,3	28,2	6,9	360,7	26,4	7,3	-
Alcalinidade a bicarbonato (mgCaCO ₃ . L ⁻¹)	6	379,2	27,4	7,2	335,4	21,1	6,3	-
DBO (mg.L ⁻¹)	5	85	14	16	28	6	21	67,1
DQO (mg.L ⁻¹)	7	230	36	16	94	14	15	59,1
Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	6	6,49	0,65	10,1	1,41	0,39	27,8	78,3
Fósforo Solúvel (mg.L ⁻¹)	6	5,38	0,60	11,2	1,03	0,29	27,9	80,9
Sólidos Suspensos Totais (mg.L ⁻¹)	10	80,9	13,1	16,2	13,6	3	21,7	83,2
Sólidos Suspensos Fixos (mg.L ⁻¹)	10	16,9	4	23,6	3,3	0,9	28,7	80,5
Sólidos Suspensos Voláteis (mg.L ⁻¹)	10	64	9,7	15,1	10,3	2,8	27,5	83,9
Turbidez	9	37,4	5,5	14,7	25,1	3,1	12,5	32,9

Tabela 5.3 Número de determinações (n), média (\bar{x}), desvio padrão (σ) e coeficiente de variação (CV) dos parâmetros referentes ao UASB e ao pós-tratamento físico-químico com dosagem de 150 mg de sulfato de alumínio.

Parâmetros	n	UASB			150 mg Al ₂ (SO ₄) ₂ /L			Remoção (%)
		\bar{x}	σ	CV	\bar{x}	σ	CV	
pH	6	7	0,2	2,6	7,1	0,2	2,8	-
Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	6	411,3	28,2	6,9	339,6	23	6,8	-
Alcalinidade a bicarbonato (mgCaCO ₃ . L ⁻¹)	6	379,2	27,4	7,2	316,2	21,3	6,7	-
DBO (mg.L ⁻¹)	5	85	14	16	26	3	11	69,4
DQO (mg.L ⁻¹)	7	230	36	16	91	8	9	60,4
Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	6	6,49	0,65	10,1	0,45	0,15	32,3	93,1
Fósforo Solúvel (mg.L ⁻¹)	6	5,38	0,60	11,2	0,28	0,08	30,1	94,8
Sólidos Suspensos Totais (mg.L ⁻¹)	10	80,9	13,1	16,2	12,3	2,9	23,3	84,8
Sólidos Suspensos Fixos (mg.L ⁻¹)	10	16,9	4	23,6	2,8	0,8	28,2	83,4
Sólidos Suspensos Voláteis (mg.L ⁻¹)	10	64	9,7	15,1	9,5	2,8	29,5	85,2
Turbidez	9	37,4	5,5	14,7	22,2	4	18,1	40,6

Tabela 5.4 Número de determinações (n), média (\bar{x}), desvio padrão (σ) e coeficiente de variação (CV) dos parâmetros referentes ao UASB e ao pós-tratamento físico-químico com dosagem de 200 mg de sulfato de alumínio.

Parâmetros	n	UASB			200 mg Al ₂ (SO ₄) ₂ /L			Remoção (%)
		\bar{x}	σ	CV	\bar{x}	σ	CV	
pH	6	7	0,2	2,6	7	0,2	3,1	-
Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	6	411,3	28,2	6,9	318,8	24,6	7,7	-
Alcalinidade a bicarbonato (mgCaCO ₃ . L ⁻¹)	6	379,2	27,4	7,2	293,8	19,4	6,6	-
DBO (mg.L ⁻¹)	5	85	14	16	22	5	20	74,1
DQO (mg.L ⁻¹)	7	230	36	16	80	10	12	65,2
Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	6	6,49	0,65	10,1	0,24	0,04	17,4	96,3
Fósforo Solúvel (mg.L ⁻¹)	6	5,38	0,60	11,2	0,10	0,04	33,9	98,1
Sólidos Suspensos Totais (mg.L ⁻¹)	10	80,9	13,1	16,2	10,4	2	19,3	87,1
Sólidos Suspensos Fixos (mg.L ⁻¹)	10	16,9	4	23,6	3,4	0,8	24,8	79,9
Sólidos Suspensos Voláteis (mg.L ⁻¹)	10	64	9,7	15,1	7	1,3	19	89,1
Turbidez	9	37,4	5,5	14,7	18,6	3,1	16,9	50,3

Tabela 5.5 Número de determinações (n), média (\bar{x}), desvio padrão (σ) e coeficiente de variação (CV) dos parâmetros referentes ao UASB e ao pós-tratamento físico-químico com dosagem de 250 mg de sulfato de alumínio.

Parâmetros	n	UASB			250 mg Al ₂ (SO ₄) ₂ /L			Remoção (%)
		\bar{x}	σ	CV	\bar{x}	σ	CV	
pH	6	7	0,2	2,6	7	0,3	3,9	-
Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	6	411,3	28,2	6,9	296,5	23,8	8	-
Alcalinidade a bicarbonato (mgCaCO ₃ . L ⁻¹)	6	379,2	27,4	7,2	272,3	20,6	7,6	-
DBO (mg.L ⁻¹)	5	85	14	16	20	4	22	76,5
DQO (mg.L ⁻¹)	7	230	36	16	78	13	17	66,1
Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	6	6,49	0,65	10,1	0,10	0,02	19,3	98,5
Fósforo Solúvel (mg.L ⁻¹)	6	5,38	0,60	11,2	0	0	-	100
Sólidos Suspensos Totais (mg.L ⁻¹)	10	80,9	13,1	16,2	7,9	2	24,9	90,2
Sólidos Suspensos Fixos (mg.L ⁻¹)	10	16,9	4	23,6	2,5	0,7	28,3	85,2
Sólidos Suspensos Voláteis (mg.L ⁻¹)	10	64	9,7	15,1	5,4	1,4	26,5	91,6
Turbidez	9	37,4	5,5	14,7	16,8	2,5	15	55,1

Tabela 5.6 Número de determinações (n), média (\bar{x}), desvio padrão (σ) e coeficiente de variação (CV) dos parâmetros referentes ao UASB e ao pós-tratamento físico-químico com dosagem de 300 mg de sulfato de alumínio.

Parâmetros	n	UASB			300 mg Al ₂ (SO ₄) ₂ /L			Remoção (%)
		\bar{x}	σ	CV	\bar{x}	σ	CV	
pH	6	7	0,2	2,6	6,9	0,3	4,5	-
Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	6	411,3	28,2	6,9	275,3	23,1	8,4	-
Alcalinidade a bicarbonato (mgCaCO ₃ . L ⁻¹)	6	379,2	27,4	7,2	252,1	20	8	-
DBO (mg.L ⁻¹)	5	85	14	16	20	2	13	76,5
DQO (mg.L ⁻¹)	7	230	36	16	68	11	17	70,4
Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	6	6,49	0,65	10,1	0,10	0,02	22,7	98,5
Fósforo Solúvel (mg.L ⁻¹)	6	5,38	0,60	11,2	0	0	-	100
Sólidos Suspensos Totais (mg.L ⁻¹)	10	80,9	13,1	16,2	7,4	1,8	24	90,9
Sólidos Suspensos Fixos (mg.L ⁻¹)	10	16,9	4	23,6	2,3	0,5	21	86,4
Sólidos Suspensos Voláteis (mg.L ⁻¹)	10	64	9,7	15,1	5,1	1,5	29,9	92
Turbidez	9	37,4	5,5	14,7	16,2	2,4	14,7	56,7

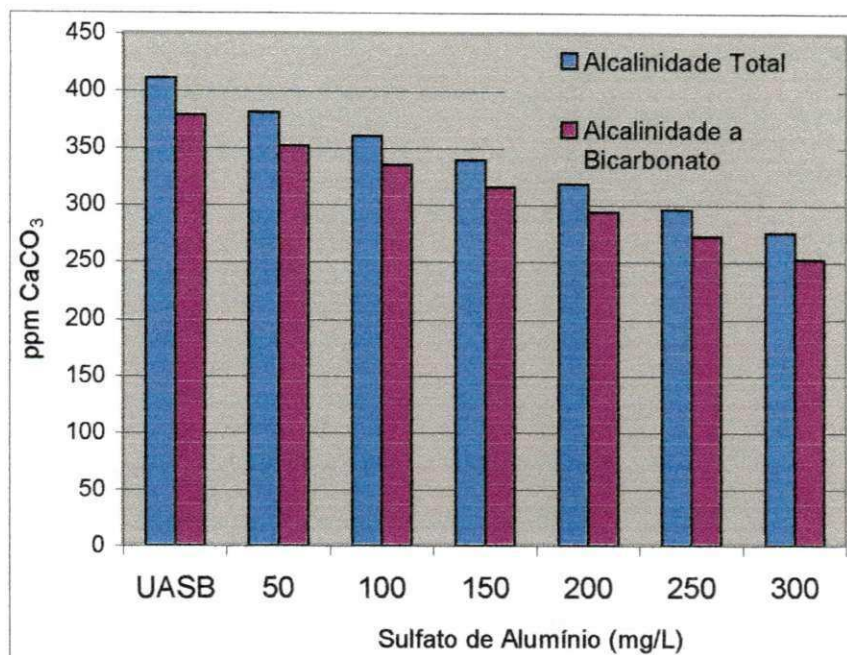


Figura 5.1 Comportamento das formas de alcalinidade do UASB e após a aplicação das diferentes dosagens de sulfato de alumínio.

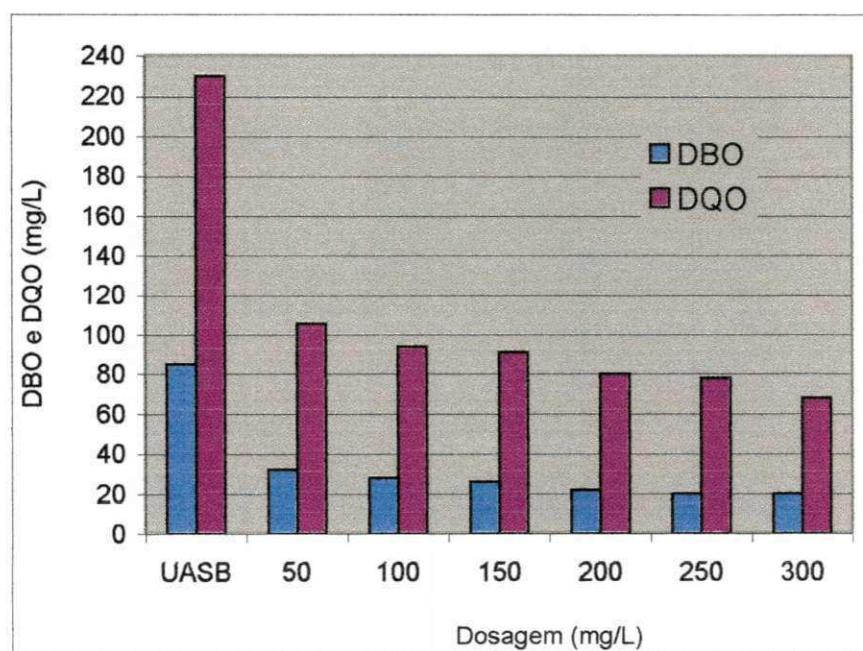


Figura 5.2 Comportamento da DBO e DQO do UASB e após a aplicação das diferentes dosagens de sulfato de alumínio.

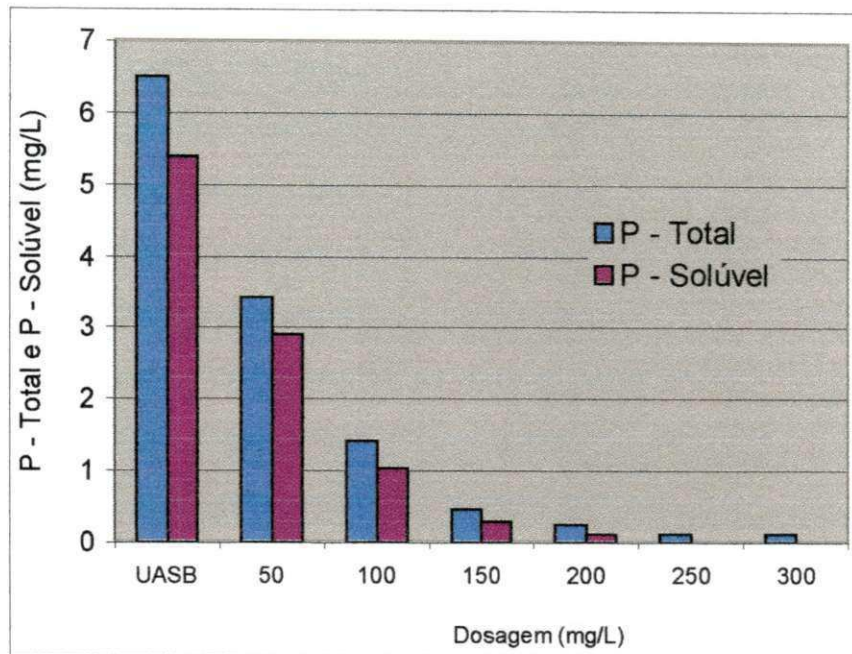


Figura 5.3 Comportamento do fósforo total e solúvel do UASB e após a aplicação das diferentes dosagens de sulfato de alumínio.

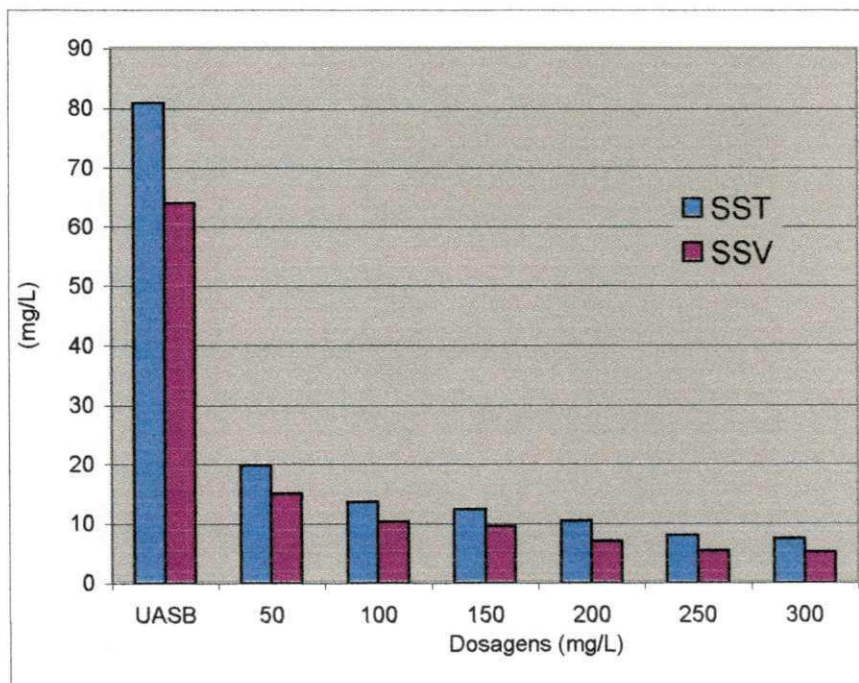


Figura 5.4 Comportamento das formas de sólidos suspensos no UASB e após a aplicação das diferentes dosagens de sulfato de alumínio.

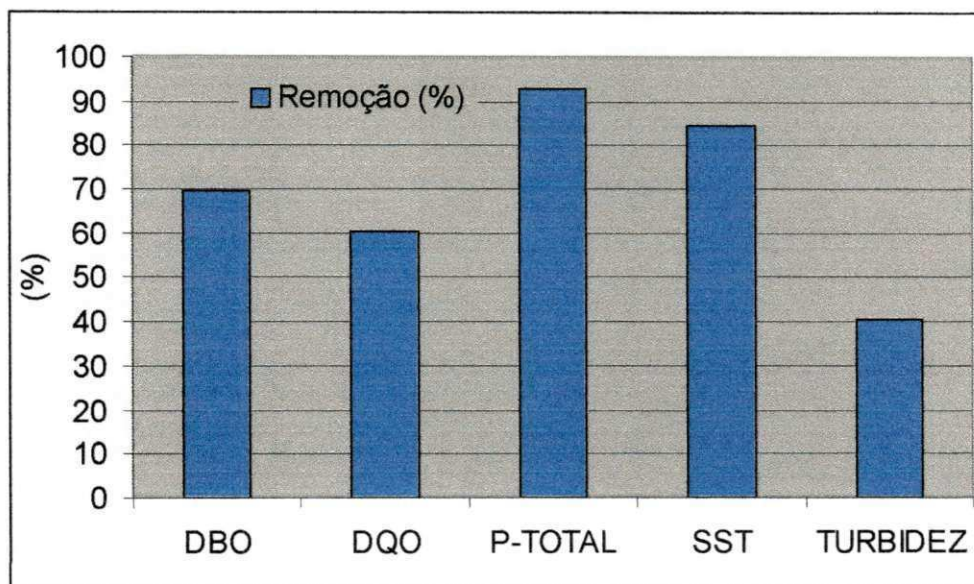


Figura 5.5 Percentuais de remoção dos principais parâmetros analisados quando empregada uma dosagem de 150 mg/L de sulfato de alumínio.

6 DISCUSSÃO

De acordo com os dados contidos na Tabela 4.2, foi observada uma considerável remoção de fósforo total (81,8%) e solúvel (81,9%) para uma dosagem de 250 mgCaO/L, produzindo um líquido tratado com concentração residual de fósforo total inferior a 1mg/L (residual de 0,82 mg/L) (Figura 4.4). A considerável remoção de fósforo, referente a esta dosagem da cal, pode ser atribuída ao elevado valor de pH, parâmetro muito importante no pós-tratamento de águas residuárias pré-tratadas anaerobiamente. Um pH elevado resulta numa mudança do equilíbrio das espécies de fosfatos e numa maior concentração do íon PO_4^{3-} , o que, por sua vez, resulta na precipitação de sais como fosfato de cálcio ($\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$) ou apatita ($\text{Ca}_{10}(\text{OH})_2(\text{PO}_4)_6$) (STUMM & MORGAN, 1981). Com relação ao emprego de sulfato de alumínio, foi observada uma considerável remoção de fósforo total (93,1%) e solúvel (94,8%) para uma dosagem de 150 mg/L, produzindo um efluente tratado com concentração residual de fósforo residual inferior a 1 mg/L (residual de 0,45 mg/L) (Figura 5.3). Resultados similares aos de Ødegaard (1995), quando na ocasião testou uma dosagem de 300mg de sulfato de alumínio em águas residuárias brutas, foram obtidos para a referida dosagem (residual de 0,1 mg/L). O elevado percentual de remoção de fósforo pode ser explicado pelo fato de que os fosfatos são incorporados aos sólidos suspensos de natureza química (fosfatos de alumínio precipitados pouco solúveis) e, na seqüência, removidos por sedimentação (WPCF, 1983). Os resultados obtidos nas duas etapas experimentais são bastante animadores, uma vez que o valor limite da concentração de fósforo em rios de Classes 1, 2 e 3, de 0,025 mg P/L, estabelecido pela Resolução nº 20 de 1986 do CONAMA, é extremamente restritivo e muito difícil de ser cumprido, na

maioria dos casos em que não se tem elevada diluição dos efluentes de uma ETE quando descarregados em águas de superfície.

Um das variáveis que mais tem merecido a atenção dos órgãos de controle ambiental é a DBO_5 . Na Figura 4.3, pode-se observar que as diferentes dosagens empregadas da cal se mostraram eficazes quanto à remoção do material orgânico. As concentrações residuais de DBO_5 foram praticamente iguais para as diferentes dosagens da cal e inferiores a 30 mg/L. O excelente percentual de remoção é atribuído ao processo de adsorção do material orgânico coloidal no precipitado de carbonato de cálcio, caracterizando o mecanismo de varredura. De modo semelhante, as diferentes dosagens de sulfato de alumínio se mostraram eficazes quanto à remoção do material orgânico e tiveram praticamente o mesmo efeito sobre a DBO_5 , as quais produziram líquidos tratados com concentrações residuais inferiores a 30 mg/L a partir de uma dosagem de 100 mg/L do sal (Figura 5.2). Efluentes com estas características, ou seja, com concentração bem inferior ao padrão de lançamento de 60 mg/L imposto por vários Estados brasileiros (a exemplo de São Paulo, Paraná e Minas Gerais), podem ser descarregados com segurança num corpo d'água, desde que sua capacidade de diluição seja adequada para manter o valor limite de 5 mg/L (considerando que a maioria dos corpos d'água receptores no Brasil se enquadra na Classe 2, de acordo com o Art. 5.º da Resolução CONAMA nº 20, 18/06/86).

O efeito sobre os sólidos suspensos totais foi o mesmo para as diferentes dosagens aplicadas da cal, de modo que as remoções foram bastante significativas para as diferentes dosagens aplicadas (Figura 4.5). Além de promover remoção significativa de DBO_5 , a formação do floco varredor ($CaCO_3$) proporcionou a obtenção de um líquido clarificado, com baixos teores de sólidos suspensos (residual inferior a 20 mg/L). Comportamento semelhante com relação aos sólidos suspensos foi observado nos ensaios

envolvendo sulfato de alumínio, ou seja, as concentrações residuais foram inferiores a 20 mg/L após a aplicação das diferentes dosagens do sal de alumínio (Figura 5.4). Isto pode ser explicado pelo fato de os produtos de hidrólise predominantes durante a coagulação serem flocos varredores. Os cátions hidratados, formados pelos íons metálicos de alumínio em solução aquosa, tendem a se transformar em hidróxido de alumínio, Al(OH)_3 , que se apresenta insolúvel, sob a forma de um pequeno floco gelatinoso, sedimentável (“floco varredor”). Os flocos formados desestabilizam os colóides, funcionando como pequenas vassouras peludas que agarram as partículas (GREGOR *et al.*, 1997; VIANNA, 1997; ARBOLEDA VALENCIA, 2000). O resultado é um líquido tratado, com baixos teores de sólidos suspensos e DBO.

Essas concentrações residuais de DBO_5 , e sólidos suspensos caracterizam um efluente equivalente aos de sistemas com tratamento biológico aeróbio convencional (lodo ativado), com $\text{DBO}_5 < 30$ mg/L e SST < 30 mg/L (valores adotados como indicação de boa qualidade).

Os percentuais de remoção da variável turbidez aumentaram com a dosagem de sulfato de alumínio. Com uma dosagem de $150 \text{ mgAl}_2(\text{SO}_4)_3/\text{L}$, a remoção da turbidez foi de apenas 40,6% (residual de 22,2 UNT). A remoção da turbidez esteve bem aquém daquela observada quando do uso da cal. A aplicação deste último revelou ser mais eficaz na clarificação do efluente do UASB, produzindo um efluente com uma turbidez residual inferior a 6 UNT para as diferentes dosagens aplicadas.

Os íons bicarbonato e carbonato, com os quais está associada uma fração da dureza, tendem a precipitar na forma de carbonato de cálcio, desde que o produto de solubilidade (K_{sp}) deste sal seja excedido. No entanto, como se observa na Figura 4.2, o líquido tratado com as diferentes dosagens da cal apresentou teores elevados de dureza total

e cálcio, ambos expressos em termos de mgCaCO_3/L . A taxa de precipitação de CaCO_3 em águas supersaturadas torna-se menor à medida que o grau de supersaturação diminui (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994). Ainda, segundo os referidos autores, existe um grau mínimo de supersaturação onde a taxa de precipitação torna-se lenta, de tal maneira que não é mais detectável. Uma constante aparente (K'_{sp}) pode ser introduzida, portanto, para soluções supersaturadas, de modo que esta constante aparente indique o valor máximo do produto iônico $[\text{Ca}^{2+}][\text{CO}_3^{2-}]$ que não resulta numa taxa detectável de precipitação. A Tabela 4.7 mostra os resultados experimentais do produto iônico $[\text{Ca}^{2+}][\text{CO}_3^{2-}]$ (K'_{sp}) e, conseqüentemente, os valores de pK'_{sp} . Os valores experimentais calculados de pK'_{sp} , praticamente constantes para as diferentes dosagens, são bem menores do que o valor termodinâmico ($\text{pK}_{sp} = 8,33$). Alguns resultados experimentais descritos por VAN HAANDEL & LETTINGA (1994) revelam que o valor de K'_{sp} se afasta mais da constante termodinâmica à medida que aumenta a concentração de material orgânico. LOWENTHAL *et al.* (1986) comentam que a presença de material orgânico dissolvido causa uma diminuição nas taxas de precipitação.

As dosagens de sulfato de alumínio não afetaram os pHs das amostras (vide Tabelas 5.1, 5.2, 5.3, 5.4, 5.5 e 5.6), diferentemente do que era esperado de acordo com a Figura 2.3 (Diagrama de Deffeyes), a qual mostra que o pH deveria cair para um valor em torno de 6,5. No entanto, houve um decréscimo da alcalinidade com o aumento da dosagem do sal (Figura 5.1). A adição de 300 mg/L (2,7 meq) diminui a alcalinidade em 135 $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$, conforme ilustrado na Figura 2.3, o que não afeta significativamente o pH, tendo em vista que o efluente pré-tratado anaerobiamente tem uma capacidade de tamponação suficientemente grande (413 mgCaCO_3/L) para afastar a possibilidade de queda do pH.

A adição das dosagens da cal na faixa de 200 a 450 mg/L aumenta o pH do efluente tratado (vide Tabelas 4.1, 4.2, 4.3, 4.4, 4.5 e 4.6), para valores compreendidos entre 9,13 e 9,5. GAMBRILL (1990) comenta que dosagens elevadas de cal são requeridas para elevar o pH acima destes limites (para em torno de 11) quando são utilizadas substâncias com teores elevados de impurezas. Estes valores de pH, embora bem inferiores a 11, podem alterar as condições ambientais do corpo d'água e, portanto, devem ser reduzidos. Esta redução pode ser alcançada mediante recarbonatação, através da absorção do dióxido de carbono gerado pelo próprio biogás, após a combustão do metano.

Pode-se fazer uma estimativa da demanda de dióxido de carbono requerida pelo processo de recarbonatação, com base em algumas considerações. No período experimental, o esgoto bruto de Campina Grande tinha uma DQO média de 900 mg/L. Na digestão anaeróbia, uma fração de 80% do material orgânico, geralmente atingível na prática, é digerida no sistema de tratamento, remanescendo uma concentração residual de $0,20 \cdot 900 = 180$ mg/L. Supondo-se que 10% do material orgânico digerido se transforme em lodo biológico, enquanto que uma fração de 90% se transforme em biogás, tem-se que, da remoção de 80% (720 mg/L), 648 mg/L deverão se transformar em biogás, ao passo que 72 mg/L se transformam em lodo biológico. Supõe-se ainda que $\frac{2}{3}$ do biogás produzido (432 mg/L de DQO), poderão ser captados, o que representa 108 mgCH₄/L (1mgCH₄ é gerado a partir da digestão anaeróbia de 4 mg de DQO) (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994). Segundo as definições de LOEWENTHAL *et al.* (1986) para a alcalinidade e acidez, a absorção de dióxido de carbono aumenta a acidez e não afeta a alcalinidade. Pode-se usar o Diagrama de Deffeyes para descrever as variações da alcalinidade, do pH e, portanto, da acidez. Portanto, segundo este diagrama (Figura 2.3), para se reduzir o pH final de 9,5 para um valor em torno de 8,0, há uma demanda de, aproximadamente, 2 meq/L de CO₂ (ou

$2 \times 22/44 = 1$ mmol/L de CO_2). De acordo com a reação de combustão do metano, na combustão de 108 mg CH_4 /L (6,75 mmol de CH_4) há uma produção da mesma quantidade de CO_2 , superando a demanda exigida deste gás para a absorção.

A produção de lodo por ocasião do uso da cal foi de 450 mg por litro de água residuária tratada, o que demonstra a grande produção de lodo em sistemas deste tipo. Este aumento substancial na massa de lodo constitui uma desvantagem do tratamento físico-químico no qual se utiliza cal, quando comparado aos sais de metal. O lodo químico, composto essencialmente por CaCO_3 , poderá ser adicionado ao lodo biológico proveniente do reator UASB de modo a elevar o pH. O lodo gerado pelo reator UASB, por sua vez, é estável (possui baixo teor de matéria orgânica biodegradável, isto é, não entra em putrefação) (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994; CAVALCANTI, 2001b). Segundo QASIM (1999) citado por MIKI *et al.* (2001), a adição de CaCO_3 ao lodo biológico pode ocasionar uma redução de agentes patogênicos, além de diminuir a liberação de maus odores em meios com pH elevado.

Por outro lado, o lodo gerado pelo emprego de sulfato de alumínio como sal coagulante, por sua vez, redonda em aspectos negativos, pois além de poder provocar malefícios aos seres humanos, caso ocorra a ingestão do alumínio, é danoso ao solo. O alumínio (elemento químico caracterizado como metal pesado) não apenas exerce efeitos negativos sobre o crescimento de plantas, mas também afeta os processos bioquímicos que ocorrem nos solos. A decomposição do material orgânico adicionado ao solo, a mineralização do nitrogênio e a nitrificação podem ser inibidos em locais contaminados por metais pesados (TSUTIYA, 2001). Em consequência disto, o uso de sulfato de alumínio vem sendo gradualmente eliminado em estações de tratamento de água e esgoto em nível internacional.

O lodo proveniente das estações de tratamento de esgotos sanitários, processados de modo a permitir o seu manuseio de forma segura na utilização agrícola (biossólidos), contém matéria orgânica, macro e micronutrientes que exercem um papel fundamental na produção agrícola e na manutenção da fertilidade do solo (TSUTIYA, 2001). O lodo oriundo do tratamento com cal é um excelente fertilizante para o solo, uma vez que apresenta grandes quantidades de cálcio, fósforo, nitrogênio, etc (macronutrientes do solo indispensáveis ao desenvolvimento das plantas) (GAMBRILL, 1990).

7 ESTIMATIVA DE CUSTOS DAS OPÇÕES DE TRATAMENTO

Para se fazer uma comparação entre os custos demandados pelo pós-tratamento físico-químico e outras opções de tratamento de águas residuárias, foram analisados, inicialmente, dois sistemas de tratamento: sistema UCT (uma variante do sistema de lodo ativado, que permite a remoção de nutrientes) e; reator UASB seguido por uma lagoa de polimento. Foi considerado, inicialmente, que estes dois sistemas são tecnicamente viáveis, muito embora seja questionável a eficiência da lagoa de polimento quanto à remoção de nutrientes no período de inverno.

Para uma população de 10.000 habitantes beneficiada pelo serviço de tratamento, e supondo-se que haja uma produção per capita de 100 litros de esgoto por dia, ter-se-ia 1.000 m³/dia.

7.1 SISTEMA DE LODO ATIVADO (VARIANTE UCT)

O sistema de lodo ativado é altamente mecanizado e possui aeração da água residuária. A implantação deste sistema implica em custo elevado tanto na construção quanto ao monitoramento e manutenção. O custo de construção deste sistema (investimento anualizado mais os custos operacionais) é de US\$ 0,250 por m³ de água residuária tratada (VAN HAANDEL & MARAIS, 1999). Considerando-se que US\$ 1,00 ≈ R\$ 2,5 (1º trimestre/2002), tem-se que o custo é de R\$ 0,625.

7.2 UASB SEGUIDO POR LAGOA DE POLIMENTO

Foi adotado um tempo de permanência de 6 horas para o reator UASB. Sabendo-se que a vazão diária de esgotos é de 1.000 m³, o volume calculado é de 250 m³. A simplicidade e o pequeno volume do reator UASB são fatores que permitem a construção de um sistema de tratamento a um custo bem inferior àquele de sistemas de tratamento convencionais. A experiência da construção de duas grandes unidades de UASBs com volumes de 3.000 m³ cada, na cidade de Bucaramanga (Colômbia), mostrou um custo *per capita* de US\$ 6,00 (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994). Assim sendo, considerando que US\$ 1,00 = R\$ 2,50 e uma população beneficiada de 10.000 habitantes, o custo estimado por m³ de reator é de R\$ 600,00. Em outras palavras, o custo envolvido é de R\$ 150.000 para uma unidade com volume total de 250 m³.

Para transformar os custos de investimentos em custos financeiros correntes, aplica-se a seguinte equação (DE FARO, 1986 citado por VAN HAANDEL & MARAIS, 1999):

$$R = \frac{P}{a_{i,n}}, \quad \text{onde: } a_{i,n} = \frac{[(1+i)^n - 1]}{[i(1+i)^n]} \quad (7.1)$$

Onde:

R; termos ou pagamentos anuais durante a vida útil do sistema.

P; investimento necessário (em valor atual).

I; taxa de juros (anual).

n; vida útil do sistema.

A lagoa de polimento, com um tempo de permanência de 15 dias e profundidade de 1m, teria um volume de 1.000*15 = 15.000 m³, o que corresponde a uma

área de 15.000 m² ou 1,5ha. Para as condições da Paraíba, uma estimativa recente do custo de construção de uma lagoa de polimento, incluindo o preço do terreno, foi de R\$ 150.000 por ha (CAVANCANTI *et al.*, 2001b). Assim sendo, o custo gerado é de R\$ 375.000 (R\$ 150.000 + R\$ 225.000). Admitindo-se uma vida útil do sistema (UASB+lagoa de polimento) de 20 anos e uma taxa de juros anual de 8%, calcula-se que o custo financeiro anual é de R\$ 37.917 (10%, aproximadamente, do investimento total necessário). Paga-se, portanto, um total de R\$ 910.010 ou, aproximadamente, duas vezes o montante investido. O custo de operação do sistema é baixo. Estimando-se um custo de R\$ 3,75/hab/ano e sabendo que a população servida é de 10.000, ter-se-ia R\$37.500. O custo total anual seria de R\$ 75.417 (R\$ 37.917 + R\$ 37.500). O custo expresso por unidade de volume de água residuária tratada seria de R\$ 0,207.

7.3 ESTIMATIVA DE CUSTOS PARA UM SISTEMA COMPOSTO POR UASB SEGUIDO POR TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO

Sistemas de tratamento que utilizam processos físico-químicos apresentam vantagens com relação a processos biológicos tradicionais, tais como (PEREIRA, 1991): (a) vantagem de serem compactos, isto é, requerem pequena área para implantação; (b) diferentemente do que acontece em sistemas biológicos, apresentam total imunidade a componentes biologicamente tóxicos e; (c) a ausência de odor é uma grande vantagem, o que não influencia na escolha do local de implantação do sistema, principalmente quando em áreas urbanas.

Para se ter uma idéia dos custos envolvidos na construção e operação de um sistema de tratamento composto de UASB seguido por pós-tratamento físico-químico que atenda a uma população de 10.000 habitantes (com uma contribuição per capita de 100 litros de esgoto por dia, o que resulta numa vazão de 1.000 m³/dia), considera-se um sistema de fluxo contínuo, no qual utiliza-se cal virgem como agente coagulante, composto das seguintes unidades: (1) unidade de dosagem e mistura; (2) decantador; (3) tanque de recarbonatação e; (4) leito de secagem de lodo. A Tabela 7.1 apresenta uma estimativa dos custos envolvidos nesse sistema.

Assim como nos sistemas de lodo ativado e UASB+lagoa de polimento, neste tipo de tratamento tem-se a produção de um lodo que pode ser colocado em leitos de secagem (no emprego da cal) e, posteriormente, utilizado como fertilizante na agricultura. O lodo gerado pela utilização do sulfato de alumínio necessita ser depositado em aterro sanitário ou controlado. O custo de dar um destino final ao lodo pode variar bastante. Na possibilidade do lodo ser requerido por usuários, como agricultores, após ser disposto em leitos de secagem, não há qualquer custo demandado. Porém, há casos em que outros métodos, a exemplo do aterro, são necessários, os quais poderão ser custosos, dependendo da disponibilidade do terreno, da distância até o sistema de tratamento e das exigências que as autoridades impõem para a construção do aterro.

O leito de secagem deve processar uma mistura de 135 kg/dia de lodo biológico (para uma carga orgânica de, aproximadamente, 900 kgDQO/dia e $Y = 0,15$ kgSTS/kgDQO²) e 450 kg/dia de lodo químico. Estima-se uma produtividade³ do leito de

² Coeficiente de crescimento de lodo. Representa a massa bacteriana produzida por unidade de massa de material orgânico metabolizado ou, em outras palavras, a produção de lodo num reator UASB.

³ Esta variável representa a massa de sólidos processados por unidade de área do leito e por unidade de tempo, e se expressa como a razão entre a carga de sólidos aplicada e o tempo total de secagem.

1,5 kgSTS/m² · dia, o que demanda uma área mínima de $(135 + 450)/1,5 = 390$ m². Deve-se adotar um fator de segurança de 50% para chuvas e outras condições adversas, obtendo-se uma área total de 585 m², do qual dois terços estarão em uso sob condições favoráveis.

Tabela 7.1 Estimativa dos investimentos necessários para construir o sistema de tratamento de esgoto composto de um reator UASB e uma unidade de pós-tratamento físico-químico com cal visando o tratamento de 1.000 m³/dia de água residuária.

Item	Unidade	Tamanho	preço unit. (R\$)	Custo (1000 R\$)
Reator UASB	m ³	250	600	150
Tanque de dosagem	m ³	21	500	10,5
Decantador de lodo químico	m ³	83	400	33,2
Tanque de recarbonatação	m ³	5	1000	5
Unidade de dosagem (caleira)	t/d	0,4	20.000	8
Compressor de ar	HP	20	-	10
Leito de secagem de lodo	m ²	585	20	11,7
Total dos investimentos	-	-	-	228,4

O reator UASB deve ser projetado para um tempo de permanência de 6 h.

Foi considerado um tempo de permanência na unidade de mistura de 0,5 h.

Faz-se necessário um compressor (soprador) com um motor de 20HP para acelerar o desprendimento e a conseqüente remoção de amônia.

Para a sedimentação do lodo químico, utiliza-se um decantador com um tempo de permanência de 2 h.

O tempo considerado necessário para que ocorra a recarbonatação é de 6 min., o que redonda num tanque pequeno com 5 m³.

A absorção de CO₂, tão necessária para o abaixamento do pH, é efetuada mediante a pressurização do biogás, após a sua combustão. Para tanto, faz-se necessária uma bomba, cujo custo financeiro já se encontra inserido no preço do tanque de recarbonatação.

Os custos envolvidos dos produtos químicos variam diretamente com a qualidade desejada do efluente final. Como o objetivo da pesquisa foi a remoção de fósforo para limites abaixo de 1mg/L, tem-se que as dosagens requeridas da cal e de sulfato de alumínio iguais a 250 e 150 mg/L, respectivamente (Tabela 7.2). A demanda anual da cal representa um custo de R\$ 9.125 (R\$ 0,91/hab.ano).

A ETE com pós-tratamento físico-químico exige funcionários com melhor qualificação do que normalmente exigido em instalações com reator UASB. As habilidades deverão ser múltiplas, desde as tarefas rotineiras (descarte de lodo do reator UASB), até a condução adequada do tratamento físico-químico (técnico para preparar e dosar produtos químicos e manuseio dos mesmos), além do monitoramento dos leitos de secagem. Para tanto, estima-se um custo de R\$ 5,50/hab.ano (R\$ 55.000), incluindo custo operacional (energia elétrica para aeração e cal).

Tabela 7.2 Estimativa de custos dos produtos coagulantes.

Item	Consumo (g/m ³)	Custo (R\$/kg)	Custo (R\$/m ³)
Cal virgem comercial (CaO)	250	0,10	0,025
Sulfato de alumínio Al ₂ (SO ₄) ₃	150	0,50	0,075

Adotando-se uma taxa de juros de 8% e uma vida útil do sistema de 20 anos, calcula-se que o custo financeiro é de R\$ 23.094 (ou, aproximadamente, 10% do investimento). O custo total anual seria de R\$ 78.094 (R\$ 55.000 + R\$ 23.094). O custo expresso por unidade de volume de água residuária tratada seria de R\$ 0,214.

Nos cálculos, estima-se que o lodo gerado, apesar de não ter nenhum valor, também não representa custo quanto à disposição, tendo em vista a sua utilização como adubo na agricultura. O solo serve como um meio de recepção para o lodo, sendo aplicado e misturado muitas vezes no solo como fertilizador ou condicionador do solo (AISSE, 2000).

8 CONCLUSÕES

De acordo com os resultados obtidos durante a fase de ensaios em jar test, utilizando-se cal virgem e sulfato de alumínio como coagulantes para o pós-tratamento de efluentes pré-tratados anaerobiamente, conclui-se que:

O pós-tratamento de efluentes pré-tratados anaerobiamente, visando remoção de fósforo, DBO₅ e sólidos suspensos com o uso de cal virgem ou sulfato de alumínio é tecnicamente possível;

Elevadas taxas de remoção de fósforo, DBO₅ e sólidos suspensos ocorreram quando adicionados cal virgem e sulfato de alumínio ao efluente do reator UASB nas concentrações de 250 e 150 mg/L. Quando da utilização da referida dosagem da cal, o efluente tratado apresentou concentrações residuais de fósforo total, DBO₅ e sólidos suspensos iguais a 0,82, 25 e 15 mg/L, respectivamente. A utilização do segundo coagulante produziu um efluente tratado com concentrações residuais de fósforo, DBO₅ e sólidos suspensos iguais a 0,45, 26 e 12 mg/L, respectivamente;

Os custos estimados de cal virgem e sulfato de alumínio, por m³ tratado, foram de R\$ 0,025 e 0,075, respectivamente;

O processo estudado apresenta uma possibilidade para o aproveitamento na agricultura do lodo gerado a partir da utilização de cal virgem como agente coagulante, o que minimizaria o problema causado pela geração desses resíduos;

Os custos demandados por sistemas que utilizam processos físico-químicos para o pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios são praticamente equivalentes aos custos de implantação de lagoas de polimento com a mesma finalidade, de maneira que a área requerida para a implantação será um fator determinante para a escolha de um determinado sistema;

A utilização de processos físico-químicos para o pós-tratamento de efluentes de reatores UASB produz um efluente final com características equivalentes a de sistema biológico aeróbio (lodo ativado), com $DBO_5 < 20$ a 30 mg/L e $SST < 30$ mg/L. Além disso, um efluente com essas características pode ser conseguido com vantagens econômicas e operacionais, tendo em vista que os custos de tratamento do sistema UASB+tratamento físico-químico é muito menor do que os custos demandados por um sistema de tratamento composto por lodo ativado.

9 SUGESTÕES

Os processos físico-químicos empregados para o tratamento e/ou pós-tratamento de águas residuárias são bastante eficientes, pois promovem significantes remoções dos principais constituintes presentes nesses dejetos. A viabilidade de se usar esses processos foi comprovada tendo em vista alguns resultados preliminares obtidos nestes ensaios em sistema de bateladas. No entanto, algumas investigações ainda necessárias, tais como:

Ainda aproveitando-se dos dados obtidos dos experimentos em aparelho para *Jar Test*, estabelecer as condições operacionais que deverão dar bons resultados num sistema com reatores contínuos. Usando-se cal virgem como agente coagulante, sugere-se um sistema de fluxo contínuo composto de três unidades. Na primeira unidade realiza-se o processo de dosagem e mistura rápida, incluindo o controle de pH. Ainda nesta unidade, deve-se investigar o comportamento do íon NH_4^+ num ambiente com pH elevado. Nestas condições, este íon, o qual é a forma predominante de nitrogênio em efluentes de reatores UASB, se converte em NH_3 que, por ser um composto gasoso, tende a se desprender da fase líquida. Para acelerar este desprendimento, sugere-se a aplicação de aeração neste primeiro reator que, concomitantemente, poderá auxiliar na mistura do leite de cal com o efluente pré-tratado anaerobiamente;

Estabelecer a influência do tipo de cal (calcita ou dolomítica) e da pureza sobre a qualidade do efluente final, avaliando-se, principalmente se a presença de magnésio auxilia na clarificação do efluente do reator UASB;

Identificar, mediante investigação experimental, as condições ótimas de monitoramento, tais como intensidade e duração de mistura rápida e intensidade e duração de mistura lenta;

Avaliar a viabilidade de se combinar um sistema de tratamento de esgoto, em escala piloto, composto de tratamento anaeróbio com pós-tratamento biológico em lagoas de polimento, seguido do tratamento físico-químico adicional usando-se cal. Este último com a finalidade de reduzir a concentração de fósforo para limites que se enquadrem aos padrões de lançamento.

10 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AISSE, M. M. **Sistemas econômicos de tratamento de esgotos sanitários**. 1. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2000. 192p.

AISSE, M. M.; JÜRGENSEN, D.; REALI, M. A. P.; PENETRA, R. G.; FLORENCIO, L.; SOBRINHO, P. A. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por sistemas de flotação. In: Carlos Augusto Lemos Chernicharo (Coordenador), **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**, pp. 333 – 376. Projeto PROSAB/FINEP. Belo Horizonte, 2001.

APHA.AWWA.WPCF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 15 ed. Washington, DC: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, 1995, 1134p.

ARAÚJO, H. W. C. de. **Tratamento por filtro lento de esgotos sanitários pré-tratados para reuso na agricultura**. Campina Grande PB, 1998, 131p. Dissertação de Mestrado. PRODEMA UFPB/UEPB.

ARBOLEDA VALENCIA, J. **Teoría y práctica de la purificación del agua**, v. 1. 3. ed. Santa Fe de Bogotá: Mc Graw-Hill Interamericana S. A., 2000. 362p.

ARNT, R. Clara água, cara água. **Revista Super Interessante – 10 Anos de Revista em um CD – ROM**, São Paulo, CD – ROM, 1997.

ASANO, T., LEVINE, A. D. Wastewater reclamation, recycling and reuse: past, present, and future. **Wat. Sci. Tech.**, London, v. 33, n. 10-11, p. 1-14, 1996.

AZEVEDO NETTO J. M. Alcalinidade e dureza das águas: controle da corrosão. In: José M. de Azevedo Netto (Coordenador), **Técnica de Abastecimento e Tratamento de Água**, vol. 2, pp 303-308. CETESB/ASCETESB. São Paulo, 1987.

BRANCO, S. M.; ROCHA, A. A. **Elementos de Ciências do Ambiente**. 2. ed. São Paulo: CETESB/ASCETESB, 1987. 206p.

BRASIL. Leis, Decretos, etc. Resolução CONAMA n.º 20, de 18 de junho de 1986. In.: Diário Oficial da União. Distrito Federal, jul., 1986.

CABES (1999) - **XVIII Catálogo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Guia do Saneamento Ambiental no Brasil 1997/1998**. Ed. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES.

CAMPOS, J. R.; POVINELLI, J. Coagulação e Floculação. In: José M. de Azevedo Netto (Coordenador), **Técnica de Abastecimento e Tratamento de Água**, vol. 2, pp 91-130. CETESB/ASCETESB. São Paulo, 1987.

CAVALCANTI, P. F. F.; MAYER, M. G. R.; MOREIRA, E. A.; VAN HAANDEL, A. Lagoas de polimento para o pós-tratamento de esgoto digerido – Parte 2: remoção de patógenos. In: Carlos Augusto Lemos Chernicharo (Coordenador), **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios; coletânea de trabalhos técnicos**, vol. 1, pp. 79 – 86. Projeto PROSAB/FINEP. Belo Horizonte, 2001a.

CAVALCANTI, P. F. F.; VAN HAANDEL, A.; KATO, M. T.; VON SPERLING, M.; LUDUVICE, M. L.; MONTEGGIA, L. O. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por lagoas de polimento. In: Carlos Augusto Lemos Chernicharo (Coordenador), **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**, pp. 105 – 170. Projeto PROSAB/FINEP. Belo Horizonte, 2001b.

CAVALCANTI, P. F. F.; VAN HAANDEL, A. Comparação entre os métodos titrimétricos Kapp e Dilallo para a determinação da alcalinidade e AGV. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 5, n. 2, p. 47-52, abr./jun. 2000.

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Reatores anaeróbios, v. 5. 1. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 1997. 246p.

COURA, M. A.; VAN HAANDEL, A. C. Viabilidade técnica e econômica do digestor anaeróbio de fluxo ascendente (UASB) no sistema anaeróbio/aeróbio. In: 20^o CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 14-19 set. Rio de Janeiro, 1999, Rio de Janeiro, **ABES**, 1999, p 973-981.

ESTEVEVES, F. de A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Editora Interciência/Finep, 1998. 602p.

FERREIRA FILHO, S. S. Determinação dos mecanismos de coagulação para água com baixa turbidez: estudo experimental. In: 17º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 19 a 23 de setembro. Natal – RN, 1993, Rio de Janeiro, ABES, 1993, **Anais**. pp.588 - 612.

GAMBRILL, M. P. **Physicochemical Treatment of Tropical Wastewater**. Leeds: The University of Leeds, 1990. 207p. Tese de Doutorado.

GREGOR, J. E.; NOKES, C. J.; FENTON, E. Optimising natural organic matter removal from low turbidity waters by controlled pH adjustment of aluminium coagulation. **Wat. Res.**, Great Britain, v. 31, n. 12, p. 2949-2958, 1997.

HANS, Z. Uso sustentado de recursos hídricos – manejo e tecnologia. **Sanare – Revista Técnica da Sanepar**, Curitiba, v. 10, n. 10, p. 15-29, julho a dezembro 1998.

LEÓN, G.; CAVALLINI, J. M. **Curso de Tratamento y Uso de Águas Residuales**, CEPIS, OMS, Lima – Peru, 1996.

LOEWENTHAL, R. E.; WIECHERS, H. N. S.; MARAIS, G. v. R. **Softening and Stabilization of Municipal Waters**, Water Research Commission, Pretoria, Republic of South Africa, 1986.

MAIA NETO, R. F. Água para o desenvolvimento sustentável. **A água em revista – Revista Técnica e Informativa da CPRM**, ano V, n. 9, p. 21-32, novembro 1997.

MAYER, M. G. R.; MOREIRA, E. A.; CAVALCANTI, P. F. F.; VAN HAANDEL A. Lagoas de polimento para o pós-tratamento de esgoto digerido – Parte 1: remoção de matéria orgânica e sólidos em suspensão. In: Carlos Augusto Lemos Chernicharo (coordenador), **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios; coletânea de trabalhos técnicos**, vol 2, pp. 69 – 78. Projeto PROSAB/FINEP. Belo Horizonte, 2001.

MANFRINI, C. Produtos químicos: dosagem e aplicação. In: José M. de Azevedo Netto (Coordenador), **Técnica de Abastecimento e Tratamento de Água**, vol. 2, pp 41-89. CETESB/ASCETESB. São Paulo, 1987.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering treatment, disposal, reuse**. 3. ed. New York: McGraw-Hill Book Company, 1991. 1334p.

MIKI, M. K.; ANDRIGUETI, E. J.; SOBRINHO, P. A. Tratamento da fase sólida em estações de tratamento de esgotos. In: **Biossólidos na agricultura**, pp 41-87. SABESP. São Paulo, 2001.

ØDEGAARD, H. Optimization of flocculation/flotation in chemical wastewater treatment. **Wat. Sci. Tech.**, London, v. 31, n. 3-4, pp. 73 - 82, 1995.

OHLWEILER, O. A. **Química analítica quantitativa, v. 2.** 2 ed. Rio de Janeiro: Livros Técnicos e Científicos Editora S. A., 1974a.

OHLWEILER, O. A. **Química analítica quantitativa, v. 3.** 2 ed. Rio de Janeiro: Livros Técnicos e Científicos Editora S. A., 1974b.

PENETRA, R. G.; REALI, M. A. P.; FORESTI, E.; CAMPOS, J. R. Post-treatment of effluents from anaerobic reactor treating domestic sewage by dissolved-air flotation. In: V Taller y Seminario Latinoamericano TRATAMIENTO ANAERBIO DE AGUAS RESIDUALES, 27-30 october 1998. Viña del Mar, Chile.

PEREIRA, J. A. R. **Avaliação da eficiência do processo físico-químico com cal no tratamento de águas residuárias domésticas.** Campina Grande PB, 1991, 100p. Dissertação de Mestrado. UFPB.

SAWYER, C. N.; McCARTY, P. L.; PARKIN, G. F. **Chemistry for Environmental Engineering.** 4th ed. New York: Mc Graw-Hill Book Company, 1994. 658p.

SCHELLINKHOUT, A.; LETTINGA, G.; VAN VELSEN, L.; KOOIJMANS, J. L.; RODRIQUEZ, G. The application of the UASB-Reactor for the direct treatment of domestic waste water under tropical conditions. **Proceedings of the seminar/workshop: anaerobic treatment of sewage.** Michael S. Switzenbaum (editor and organizer), Massachusetts, 1985, p. 259-276.

SILVA, S. A.; MARA, D. D. **Tratamento biológico de águas residuárias: lagoas de estabilização**. 1. ed. Rio de Janeiro: ABES, 1979, 140p.

SOUSA, J. T. de. **Pós-reatamento de efluente de reator anaeróbio de fluxo ascendente em reator aeróbio seqüencial em bateladas e coluna de lodo anaeróbio para desnitrificação**. São Carlos: USP, 1996, 256p. Tese de Doutorado.

SOUSA, J. T.; VAN HAANDEL, A. C.; COSENTINO, P. R. S.; GUIMARÃES, A. V. A. Pós-tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas de "wetlands" construídos. **Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental**, Campina Grande, v. 4, n. 1, pp. 87 - 91, 2000.

SOUSA, J. T.; VAZOLLÉR, R. F.; FORESTI, E. Phosphate removal in an UASB reactor treating synthetic substrate simulating domestic sewage. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, Campinas, v. 14, nº 04, pp. 309 – 314, 1997.

STUMM, W.; MORGAN, J. J. **Aquatic chemistry**. Wiley Interscience, New York, EEUU. 1981.

TSUTIYA, M. T. Características de biossólidos gerados em estações de tratamento de esgotos. In: **Biossólidos na agricultura**, pp 89-131. SABESP. São Paulo, 2001.

VAN HAANDEL, A. C.; MARAIS, G. **O comportamento do sistema de lodo ativado**. Epgraf. Campina Grande, 1999.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Tratamento Anaeróbio de Esgotos: Um Manual para Regiões de Clima Quente**. Epgraf. Campina Grande, 1994.

VIANNA, M. R. **Hidráulica aplicada às estações de tratamento de água**. 3. ed. Belo Horizonte: Imprimatur, 1997. 576p.

VOGEL, A. I. **Química analítica qualitativa**. 5. ed. São Paulo: Mestre Jou, 1981. 665p.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos, v. 1. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 1996a. 140p.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos, v. 2. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 1996b. 211p.

WPCF. **Nutrient Control**. Manual of Practice No. FD-7, Alexandria, VA, Water Pollution Control Federation, 1983, 205p.

WPCF. **Hazardous Waste Treatment Processes Including Audits and Waste Reduction**. Manual of Practice No. FD-18, Alexandria, VA, Water Pollution Control Federation, 1990, 329p.

**WORLD HEALTH ORGANIZATION – Health Guidelines for the Use of Wastewater
in Agriculture and Aquaculture Technical Report series 778.** Geneva: World
Health and Organization, 1989.

11 ANEXO

SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CAMPUS II CAMPINA GRANDE
LABORATÓRIO DE ANÁLISES MINERAIS

ANÁLISES LAM CG – 7835
PROTOCOLO: 6375

Determinação de Pr, SiO₂, CaO e MgO em uma amostra de Cal.

OBS: A amostra veio acondicionada em vidro de plástico e pesava 300 gramas.

REMETENTE: PAULO ROGÉRIO COSENTINO
PROCEDÊNCIA: DOLOMIL
REFERÊNCIA: S/R

RESULTADOS:

Pr (Perda ao rubro).....	20,06%
SiO ₂ (Óxido de silício).....	1,07%
CaO (Óxido de cálcio).....	59,64%
MgO (Óxido de magnésio).....	18,88%

Laboratório de Análises Minerais
Av. Aprígio Veloso, 882 – Bodocongó
Tel: (83) 310 – 1171 – 310 1309
Fax (83) 310 1171
CEP: 58.109.979
CP: 10.072