



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA**

**CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA  
CURSO DE PÓS GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL  
CAMPUS II - CAMPINA GRANDE**

**PÓS-TRATAMENTO COM CAL DE EFLUENTES DE  
SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO**

**WELLINGTON REGIS SILVA**

**CAMPINA GRANDE**

**SETEMBRO/2003**

**PÓS-TRATAMENTO COM CAL DE EFLUENTES DE  
SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO**

WELLINGTON REGIS SILVA

CAMPINA GRANDE - PARAÍBA  
2003

---

**“PÓS-TRATAMENTO COM CAL DE EFLUENTES DE SISTEMAS DE  
TRATAMENTO DE ESGOTO”**

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado em  
Engenharia Civil da Universidade Federal de  
Campina Grande, em cumprimento às exigências  
para obtenção do Grau de Mestre.

**Área de Concentração: RECURSOS HÍDRICOS**  
**Sub-Área: ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**

**Orientadores: Professor Adrianus Van Haandel – M.Sc. Ph.D.**  
**Professora. Paula Frassinetti F. Cavalcanti – M.Sc. Doutora**

**CAMPINA GRANDE - PARAÍBA**  
**2003**



S586p

Silva, Wellington Regis.

"Pós-tratamento com cal de efluentes de sistemas de tratamento de esgoto / Wellington Regis Silva. - Campina Grande, 2003.

91 f. : il. color.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Ciências e Tecnologia, 2003.

"Orientação : Prof. Dr. Adrianus Van Haandel, Profa. Dra. Paula Franssinetti F. Cavalcanti".

Referências.

1. Tratamento de Esgotos Industriais. 2. Tratamento Biológico - Sistemas. 3. Cal - Tratamento - Efluentes. 4. Engenharia Civil - Dissertação. I. Haandel, Adrianus Van. II. Cavalcanti, Paula Franssinetti F. III. Universidade Federal de Campina Grande - Campina Grande (PB). IV. Título

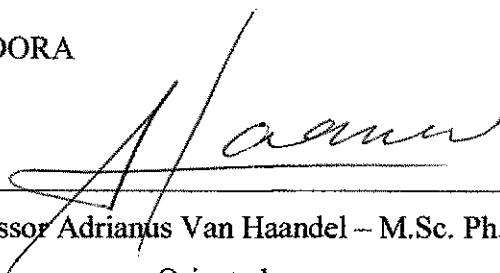
CDU 628.3.034.2(043)

WELLINGTON REGIS SILVA

“PÓS-TRATAMENTO COM CAL DE EFLUENTES DE SISTEMAS DE  
TRATAMENTO DE ESGOTO”

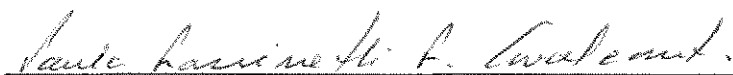
Dissertação aprovada em: \_\_\_ / \_\_\_ / \_\_\_

COMISSÃO EXAMINADORA




Professor Adrianus Van Haandel – M.Sc. Ph.D.

Orientador



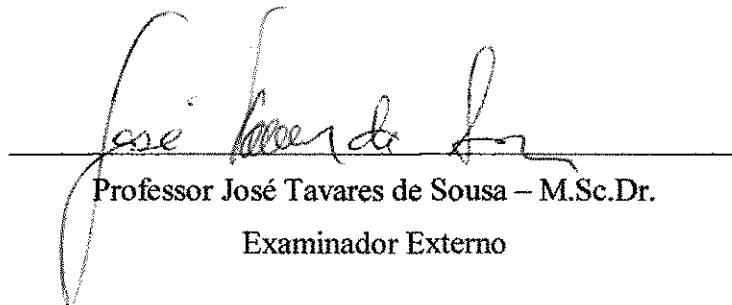
Professora. Paula Frassinetti F. Cavalcanti – M.Sc. Doutora

Orientadora



Professor Rui de Oliveira – M.Sc. Ph.D.

Examinador Interno



Professor José Tavares de Sousa – M.Sc.Dr.

Examinador Externo

Campina Grande – PB  
Setembro/2003

*Aos colegas de graduação em especial para Alexandra Roxa, Andréia Eloiza, Mércia, Tatiana Lima, Pablícia, Lucicléia, Adriano Santana, José Bruno e Josenildo pela amizade que fez com que superássemos os momentos mais difíceis e desfrutássemos dos momentos felizes da melhor maneira possível...*

*Ao colega Ramário de Sousa pela cooperação na operação do sistema experimental, paciência, amizade e entretenimento nos momentos de tensão...*

*Aos colegas de laboratório pelo carinho e amizade, em especial para Adriana Valéria, Eudes e Nélia Luna...*

*Aos colegas secundaristas: Alana, Cleber, Marcos Célio, Benerval, Glalco Cesar, Heretiono, Edigley Delgado, João Herberte... Pela amizade, companheirismo, carinho...*

*A todos os companheiros do PROSAB – (Programa de Saneamento Básico...)*

*Aos professores e colegas da EXTRABES – (Estação Experimental de Tratamento...) Em especial para Gilson Athayde pela boa vontade e companheirismo...*

*A Universidade Federal da Paraíba (UFPB / UFCG)*

*A CAPES e a ATECEL pelo apoio financeiro, sem o qual a realização deste trabalho não seria possível...*

*A todas as pessoas que acreditando em mim, me dão forças e continuam incentivando nesta longa e nova caminhada...*

*Dedico este trabalho:*

*A Deus, por ser a maior fonte de inspirações e o principal responsável por  
minhas vitórias.*

*A Frei Martinho, minha invisível e magnífica fonte de orientações e  
inspirações.*

*Ao meu inesquecível Tio ANTÔNIO (in memoriam).*

*Aos meus pais Francisco e Maria, pela contribuição e dedicação.*

*Aos meus irmãos (todos), pelo apoio e carinho.*

## AGRADECIMENTOS

*Agradeço, primeiramente, a Deus razão da minha existência e fonte de inspiração, por ter me dado ânimo e perseverança para não desistir do meu objetivo...*

*Aos meus pais Francisco de Paula e Maria Tereza Regis e meus irmãos: Eliane, José, Williams, Ediene, Eva, Íris e Weston pelo apoio e dedicação nos momentos mais decisivos da minha vida...*

*Ao meu inesquecível Tio Antônio Pereira pelo apoio e dedicação durante minha vida escolar e apoio na realização desse trabalho...*

*Aos professores Adriamus Van Haandel e Paula F. F. Cavalcanti, pelos ensinamentos, pela orientação e incentivo durante a execução deste trabalho...*

*A todos os meus professores pelo embasamento teórico, em especial ao Prof. Valderi Duarte pelo companheirismo e incentivo durante minha vida acadêmica..*

*Aos meus colegas de mestrado Ernesto, Olga, Ana e Roberta...*

*Ao amigo e companheiro Sunny Aiyuk, por ter me proporcionado incentivo, apoio e dedicação no decorrer deste trabalho.*

*Ao primo e companheiro Renato Arruda, pela fiel dedicação e companheirismo durante a realização deste trabalho...*

*Aos meus familiares que torcem pelo meu desempenho, sucesso...*



# SUMÁRIO

<b>AGRADECIMENTOS.....</b>	<b>I</b>
<b>RESUMO.....</b>	<b>XIII</b>
<b>ABSTRACT.....</b>	<b>XIV</b>
<b>CAPÍTULO 1 .....</b>	<b>1</b>
<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
<b>CAPÍTULO 2 .....</b>	<b>4</b>
<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>4</b>
<b>2.1 Introdução .....</b>	<b>4</b>
<b>2.2 Características dos Esgotos Domésticos.....</b>	<b>5</b>
<b>2.2.1 Propriedades Físicas .....</b>	<b>6</b>
<b>2.2.2 Características Químicas .....</b>	<b>7</b>
<b>2.2.3 Características Biológicas .....</b>	<b>7</b>
<b>2.3 Tratamento de Esgotos.....</b>	<b>7</b>
<b>2.4 Reatores biológicos .....</b>	<b>8</b>
<b>2.5 Tratamento Anaeróbio - Reator UASB.....</b>	<b>8</b>
<b>2.6 Tratamento Aeróbio - Sistema de Lodo Ativado.....</b>	<b>11</b>
<b>2.7 Carbonato de Cálcio.....</b>	<b>13</b>
<b>2.7.1 Cal.....</b>	<b>13</b>
<b>2.8 Equilíbrio das Fases Líquida e Sólida.....</b>	<b>14</b>
<b>2.8.1 Precipitação de Carbonato de Cálcio .....</b>	<b>14</b>
<b>2.8.2 Precipitação de Hidróxido de Magnésio.....</b>	<b>14</b>
<b>2.8.3 Precipitação de Fósforo.....</b>	<b>15</b>
<b>2.9 Pós-Tratamento Físico-Químico.....</b>	<b>16</b>
<b>2.9.1 Dureza e Abrandamento de Águas.....</b>	<b>17</b>
Dureza .....	17
Abrandamento .....	18

(a) Processo de abrandamento pela cal .....	18
(b) Processo de abrandamento pela soda .....	19
2.9.2 Remoção de Fósforo .....	20
2.9.3 Remoção de Amônia .....	20
2.9.4 Remoção de Matéria Orgânica e Sólidos Suspensos .....	21
2.9.5 Remoção de Coliformes Fecais .....	21
2.10 <i>Qualidade da Água para Fins Industriais</i> .....	22
<b>CAPÍTULO 3 .....</b>	<b>25</b>
MATERIAL E MÉTODOS .....	25
3.1 <i>Introdução</i> .....	25
3.2 <i>Descrição da Investigação Experimental</i> .....	25
3.2.1 <i>Fases da Investigação</i> .....	25
<i>Descrição das Etapas e Fases do Experimento</i> .....	26
1ª <i>Etapa</i> .....	26
1ª <i>Fase da 1ª Etapa</i> .....	26
2ª <i>Fase da 1ª Etapa</i> .....	28
3ª <i>Fase da 1ª Etapa</i> .....	30
2ª <i>Etapa</i> .....	32
<b>CAPÍTULO 4 .....</b>	<b>38</b>
APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS .....	38
4.1 - 1ª <i>Etapa</i> .....	38
4.1.1 - 1ª <i>Fase</i> .....	38
4.1.2 - 2ª <i>Fase</i> .....	44
4.1.3 - 3ª <i>Fase</i> .....	53
4.2 - 2ª <i>Etapa</i> .....	62
<b>CAPÍTULO 5 .....</b>	<b>68</b>
DISCUSSÃO DOS RESULTADOS .....	68
5.1 <i>Introdução</i> .....	68
5.2 <i>Como Agente Desinfetante</i> .....	68
5.3 <i>Como Agente Floculante</i> .....	69
5.4 <i>Como Agente Precipitante</i> .....	69

<b>5.4.1 Abrandamento</b> .....	69
<b>Remoção de Magnésio</b> .....	70
<b>Remoção de Cálcio</b> .....	72
<b>Precipitação de Fosfato</b> .....	73
<b>CAPÍTULO 6</b> .....	<b>86</b>
<b>CONCLUSÕES</b> .....	<b>86</b>
<b>CAPÍTULO 7</b> .....	<b>88</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	<b>88</b>

## Lista de Figuras

<b>Figura 2.1</b> – Representação esquemática de um reator de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB) .....	10
<b>Figura 2.2</b> - Representação esquemática das unidades da etapa biológica do sistema de lodo ativado.....	12
<b>Figura 3.1</b> – Representação esquemática das etapas e fases da investigação experimental.....	27
<b>Figura 3.2</b> - Sistema de lodo ativado convencional.....	29
<b>Figura 3.3</b> - Fluxograma do pós-tratamento físico-químico de efluente de esgoto digerido.....	33
<b>Figura 3.4</b> - Fluxograma do sistema de tratamento biológico e físico-químico com aproveitamento energético e recuperação de sub-produtos.....	34
<b>Figura 3.5</b> – Figura do sistema de pós-tratamento físico-químico, destacando-se o tanque de preparo da suspensão de cal (TP), tanque de reação (TR), tanque de decantação (TD), dispositivos de controle de pH e bomba dosadora.....	35
<b>Figura 4.1</b> – Valores referentes aos percentuais de remoção para os parâmetros: dureza total, cálcio e magnésio, para tratamentos com 50, 100 e 160 ppm como $\text{CaCO}_3$ de amostras de água de abastecimento com adição do agente de nucleação.....	43
<b>Figura 4.2</b> – Valores referentes aos percentuais de remoção de dureza total de cálcio e magnésio, para tratamentos com 50, 100 e 160 ppm como $\text{CaCO}_3$ de amostras de água de abastecimento sem adição do agente de nucleação.....	43
<b>Figura 4.3</b> – Valores referentes aos percentuais de remoção de DQO, $\text{DBO}_5$ e SSV após o tratamento do efluente de um sistema de lodo ativado com CaO com dosagens variando de 100 a 600 ppm como $\text{CaCO}_3$ e agente de nucleação.....	51

- Figura 4.4** – Valores referentes aos percentuais de remoção de dureza total, cálcio e magnésio após o tratamento do efluente de um sistema de lodo ativado com CaO com dosagens variando de 100 a 600 ppm como CaCO<sub>3</sub> e agente de nucleação..... 51
- Figura 4.5** – Valores referentes aos percentuais de remoção de fósforo total e ortofosfato solúvel após o tratamento do efluente de um sistema de lodo ativado com CaO com dosagens variando de 100 a 600 ppm como CaCO<sub>3</sub> e agente de nucleação. .... 52
- Figura 4.6** – Valores referentes aos percentuais de remoção de coliformes fecais, após o tratamento do efluente de um sistema de lodo ativado com CaO com dosagens variando de 100 a 600 ppm como CaCO<sub>3</sub> e agente de nucleação..... 52
- Figura 4.7** – Valores referentes aos percentuais de remoção de DQO, DBO<sub>5</sub> e SSV de amostras de efluente de reator UASB, e seus respectivos tratamentos com dosagens de CaO variando de 400 a 600 ppm como CaCO<sub>3</sub> e adição do agente de nucleação..... 60
- Figura 4.8** – Valores referentes aos percentuais de remoção de dureza total, cálcio e magnésio de amostras de efluente de reator UASB, e seus respectivos tratamentos com dosagens de CaO variando de 400 a 600 ppm como CaCO<sub>3</sub> e adição do agente de nucleação..... 60
- Figura 4.9** – Valores referentes aos percentuais de remoção de fósforo total e ortofosfato solúvel, de amostras de efluente de reator UASB, e seus respectivos tratamentos com dosagens de CaO variando de 400 a 600 ppm como CaCO<sub>3</sub> e adição do agente de nucleação. .... 61
- Figura 4.10** – Valores referentes aos percentuais de remoção da cor, de amostras de efluente de reator UASB, e seus respectivos tratamentos com dosagens de CaO variando de 400 a 600 ppm como CaCO<sub>3</sub> e adição do agente de nucleação..... 61
- Figura 4.11** – Valores referentes aos percentuais de remoção de coliformes fecais, de amostras de efluente de reator UASB, e seus respectivos tratamentos com dosagens de CaO variando de 400 a 600 ppm como CaCO<sub>3</sub> e adição do agente de nucleação..... 62

<b>Figura 4.12</b> – Percentual de remoção da demanda química e bioquímica de oxigênio no reator químico, tratando o efluente de um reator UASB em fluxo contínuo. ....	65
<b>Figura 4.13</b> – Percentual de remoção dos sólidos suspensos totais e voláteis no reator químico, tratando o efluente de um reator UASB em fluxo contínuo. ....	65
<b>Figura 4.14</b> – Comportamento do percentual de remoção da dureza total, cálcio e magnésio para o pós-tratamento físico-químico de amostra de efluente do reator UASB, em regime de fluxo contínuo. ....	66
<b>Figura 4.15</b> – Comportamento do percentual de remoção das formas de fósforo: fósforo total e ortofosfato solúvel, para o pós-tratamento físico-químico de amostra de efluente do reator UASB, em regime de fluxo contínuo. ....	66
<b>Figura 4.16</b> – Comportamento do percentual de remoção da Cor, para o pós-tratamento físico-químico de amostra de efluente do reator UASB, em regime de fluxo contínuo. ....	67
<b>Figura 4.17</b> – Valor referente ao percentual de remoção para o número de coliformes fecais, para o pós-tratamento físico-químico de amostra de efluente do reator UASB, em regime de fluxo contínuo. ....	67
<b>Figura 5.1</b> - Curva de solubilidade teórica do hidróxido de magnésio a 25°C e os pontos representando os dados experimentais do logaritmo negativo do produto iônico ( $-\log([Mg^{2+}][OH]^{-2})$ ). ....	71
<b>Figura 5.2</b> - Curva de solubilidade teórica para as espécies de fosfatos ( $PO_4^{3-}$ ), ( $HPO_4^{2-}$ ) e ( $H_2PO_4^{-}$ ). ....	75
<b>Figura 5.3</b> – Curva de solubilidade teórica de $PO_4^{3-}$ e os pontos representando o produto de solubilidade experimental de $PO_4^{3-}$ , para os diferentes tratamentos. ....	77
<b>Figura 5.4</b> - Representação esquemática da curva de solubilidade teórica de ortofosfato total e os pontos representando os dados experimentais de p(Orto. Total) para os diferentes tratamentos. ....	78

## Lista de Tabelas

<b>Quadro 2.1-</b> Classificação da dureza.....	17
<b>Tabela 2.1</b> – Tolerância de qualidade da água nas aplicações industriais .....	23
<b>Continuação Tabela 2.1</b> .....	24
<b>Tabela 3.1</b> - Características físicas e operacionais do sistema de lodo ativado. ....	29
<b>Tabela 3.2-</b> Tratamento dado às amostras da 2ª fase da 1ª Etapa.....	30
<b>Tabela 3.3</b> - Características físicas e operacionais do reator UASB.....	31
<b>Tabela 3.4</b> – Relação dos tratamentos e parâmetros analisados para amostras da 3ª fase. ....	31
<b>Tabela 3.5</b> – Características físicas do sistema de fluxo contínuo, utilizado nos experimentos da 2ª Etapa.....	36
<b>Tabela 4.1</b> –Valores máximo (Máx.), mínimo (Mín.), média, desvios médio (D. M), desvio padrão (D.P) e coeficiente de variação (C.V), da água de abastecimento de Campina Grande, antes e depois do tratamento com 50 ppm de CaO e com adição de carbonato de cálcio. A eficiência do tratamento e o número de determinações também estão indicados. ....	39
<b>Tabela 4.2</b> – Valores máximo (Máx.), mínimo (Mín.), média, desvios médio (D. M), desvio padrão (D.P) e coeficiente de variação (C.V), da água de abastecimento de Campina Grande, antes e depois do tratamento com 100 ppm de CaO e com adição de carbonato de cálcio. A eficiência do tratamento e o número de determinações também estão indicados. ....	40
<b>Tabela 4.3</b> – Valores máximo (Máx.),mínimo (Mín.), média, desvios médio (D.M), desvio padrão (D.P) e coeficiente de variação (C.V), da água de abastecimento de Campina Grande, antes e depois do tratamento com 160 ppm de CaO e com adição de carbonato de cálcio. A eficiência do tratamento e o número de determinações também estão indicados. ....	40

<b>Tabela 4.4</b> – Valores máximo (Máx.), mínimo (Mín.), média, desvios médio (D.M), desvio padrão (D.P) e coeficiente de variação (C.V), da água de abastecimento de Campina Grande, antes e depois do tratamento com 50 ppm de CaO e sem adição de carbonato de cálcio. A eficiência do tratamento e o número de determinações também estão indicados. ....	41
<b>Tabela 4.5</b> – Valores máximo (Máx.), mínimo (Mín.), média, desvios médio (D.M), desvio padrão (D.P) e coeficiente de variação (C.V), da água de abastecimento de Campina Grande, antes e depois do tratamento com 100 ppm de CaO e sem adição de carbonato de cálcio. A eficiência do tratamento e o número de determinações também estão indicados. ....	41
<b>Tabela 4.6</b> – Valores máximo (Máx.), mínimo (Mín.), média, desvios médio (D.M), desvio padrão (D.P) e coeficiente de variação (C.V), da água de abastecimento de Campina Grande, antes e depois do tratamento com 160 ppm de CaO e sem adição de carbonato de cálcio. A eficiência do tratamento e o número de determinações também estão indicados. ....	42
<b>Tabela 4.7</b> – Valores máximo (Máx.) e mínimo (Mín.), média, desvios médio (D.M) e padrão (D. P) e coeficiente de variação (C.V), para o tratamento com 100 ppm de CaO.....	45
<b>Tabela 4.8</b> – Valores máximo (Máx.) e mínimo (Mín.), média, desvios médio (D.M) e padrão (D. P) e coeficiente de variação (C.V), para o tratamento com 200 ppm de CaO.....	46
<b>Tabela 4.9</b> – Valores máximo (Máx.) e mínimo (Mín.), média, desvios médio (D.M) e padrão (D. P) e coeficiente de variação (C.V), para o tratamento com 300 ppm de CaO.....	47
<b>Tabela 4.10</b> – Valores máximo (Máx.) e mínimo (Mín.), média, desvios médio (D.M) e padrão (D. P) e coeficiente de variação (C.V), para o tratamento com 400 ppm de CaO.....	48
<b>Tabela 4.11</b> – Valores máximo (Máx.) e mínimo (Mín.), média, desvios médio (D.M) e padrão (D. P) e coeficiente de variação (C.V), para o tratamento com 500 ppm de CaO.....	49
<b>Tabela 4.12</b> – Valores máximo (Máx.) e mínimo (Mín.), média, desvios médio (D.M) e padrão (D. P) e coeficiente de variação (C.V), para o tratamento com 600 ppm de CaO.....	50



<b>Tabela 4.13</b> – Valores máximo (Máx.) e mínimo (Mín.) , média, desvios médio (D.M) e padrão (D. P) e coeficiente de variação (C.V) para o tratamento com 400 ppm de CaO, amostras aeradas.....	54
<b>Tabela 4.14</b> – Valores máximo (Máx.) e mínimo (Mín.) , média, desvios médio (D.M) e padrão (D. P) e coeficiente de variação (C.V) para o tratamento com 500 ppm de CaO, amostras aeradas.....	55
<b>Tabela 4.15</b> – Valores máximo (Máx.) e mínimo (Mín.) , média, desvios médio (D.M) e padrão (D. P) e coeficiente de variação (C.V) para o tratamento com 600 ppm de CaO, amostras aeradas.....	56
<b>Tabela 4.16</b> – Valores máximo (Máx.) e mínimo (Mín.) , média, desvios médio (D.M) e padrão (D. P) e coeficiente de variação (C.V) para o tratamento com 400 ppm de CaO, amostras não aeradas. ....	57
<b>Tabela 4.17</b> – Valores máximo (Máx.) e mínimo (Mín.) , média, desvios médio (D.M) e padrão (D. P) e coeficiente de variação (C.V) para o tratamento com 500 ppm de CaO, amostras não aeradas. ....	58
<b>Tabela 4.18</b> – Valores máximo (Máx.) e mínimo (Mín.) , média, desvios médio (D.M) e padrão (D. P) e coeficiente de variação (C.V) para o tratamento com 600 ppm de CaO, amostras não aeradas. ....	59
<b>Tabela 4.19</b> – Valores médios do afluente (efluente do reator UASB) e efluente do reator químico nas cinco fases caracterizadas pelo valor do pH de reação e da vazão de afluente (Qa) e recirculação de lodo (Qr). da 2ª Etapa. ....	64
<b>Tabela 5.1</b> – Valores referentes aos produtos iônicos para a precipitação de carbonato de cálcio e hidróxido de magnésio, no tratamento de água de abastecimento em diferentes dosagens de CaO, com e sem adição do CaCO <sub>3</sub> .....	81
<b>Tabela 5.2</b> – Valores referentes aos produtos iônicos para a precipitação de carbonato de cálcio, hidróxido de magnésio e hidroxiapatita, no tratamento de efluente de lodo ativado em diferentes dosagens de CaO, com adição do CaCO <sub>3</sub> .....	82
<b>Tabela 5.3</b> – Valores referentes aos produtos iônicos para a precipitação de carbonato de cálcio, hidróxido de magnésio e hidroxiapatita, no tratamento de efluente de reator UASB em diferentes dosagens de CaO, para amostras aeradas e não aeradas. ....	83

<b>Tabela 5.4</b> – Valores referentes aos produtos iônicos para a precipitação de carbonato de cálcio, hidróxido de magnésio e hidroxiapatita, no tratamento de efluente de reator UASB em diferentes dosagens de CaO, para amostras aeradas e não aeradas. ....	84
<b>Continuação Tabela 5.4</b> .....	85

## RESUMO

Em regiões de secas prolongadas uma maneira de garantir a disponibilidade de água para indústrias é o tratamento de esgoto visando o reuso do efluente. Dependendo do uso previsto na indústria, os efluentes de sistemas de tratamento biológico podem requerer remoção adicional de material orgânico e sólidos em suspensão, de nutrientes, de patógenos e, em muitos casos, também de dureza. Uma possibilidade é o tratamento com cal, que eleva o pH e causa a formação de um precipitado, resultando na clarificação do esgoto, podendo reduzir substancialmente a dureza e eliminar completamente microrganismos patogênicos.

Nesta dissertação se avalia a viabilidade técnica de se produzir água de boa qualidade para uso industrial, a partir da floculação do efluente de um sistema de lodo ativado e de um reator UASB, utilizando como agente coagulante a cal na forma de óxido de cálcio. Também se realizaram testes comparativos utilizando-se água de abastecimento. Quanto à qualidade do efluente final, ficou estabelecido que a adição de cal é um meio eficiente para remoção de nutrientes e patógenos. O fosfato é removido por precipitação de hidroxiapatita enquanto há dessorção de amônia a valores de pH elevados, induzidos pela adição de cal. Os coliformes fecais foram removidos ou inativados completamente a valores de pH elevados. A cor foi parcialmente removida, enquanto que a turbidez aumentava com o aumento da dosagem de cal. Quanto à dureza a remoção foi apenas parcial e abaixo da eficiência que poderia ser esperada a partir de equilíbrio termodinâmico. Em todos os casos a precipitação do  $\text{CaCO}_3$  foi menor que a esperada, deixando o efluente final supersaturado. O valor determinado da constante aparente de solubilidade foi  $pK_s' = 6,1$ ; enquanto que a constante termodinâmica é 8,33. Desse modo, o produto iônico de  $\text{CaCO}_3$  foi mais que 100 vezes superior a constante termodinâmica. A remoção de magnésio com cal, também foi difícil: somente foi possível obter uma remoção parcial quando o pH se encontrava em valores superiores a 11,0 de modo que a dosagem necessária de cal era muito elevada.

## ABSTRACT

In regions with long drought periods one way of guaranteeing the availability of water for industries is sewage treatment with the aim of effluent reuse. Depending on the kind of reuse in industry, it may be required to remove organic material and suspended solids in addition to biological treatment as well as nutrients and pathogens. In many cases also hardness removal may be necessary. One possibility is to treat biological effluent with lime, increasing pH and causing precipitation resulting in clarification of the pre treated effluent. At the same time the hardness and pathogenic bacteria may be removed.

In this dissertation the technical feasibility to produce high quality water for industrial use by lime addition to biological effluents from an activated sludge system and a UASB reactor as evaluated. Comparative tests with public supply water were also carried out. Concerning the final effluent quality it was established that lime was an effective agent for the removal of nutrients and pathogens. Phosphate was removed as hydroxyl apatite and ammonia by stripping at high pH values. Colour was partially removed, but turbidity increased with increasing lime additions.

Hardness removal was only partial and well below the efficiency that could be expected on the ground of thermodynamics. In all cases calcium carbonate precipitation was much smaller than expected, leaving a supersaturated effluent. The value determined for the apparent solubility constant was  $pK_s' = 6,1$ , whereas the thermodynamic constant is 8,33. Thus the ionic product of  $CaCO_3$  was more than 100 times superior to the thermodynamic value. Magnesium removal with lime was also difficult: it was only possible to obtain partial removal for pH values higher than 11, so that the required lime dose was very large.

# CAPÍTULO 1

## INTRODUÇÃO

A disponibilidade de água potável, principalmente em países subdesenvolvidos onde não há saneamento básico, é um fator de preocupação, sendo fundamental a implantação de projetos que tragam melhoria das condições de infraestrutura urbana que promova o desenvolvimento sustentável com melhoria da qualidade de vida da população. No Nordeste brasileiro, o manejo e gestão da água se mostram extremamente deficientes, principalmente quando são considerados o fenômeno cíclico da seca e os fatores socialmente condicionados, responsáveis por interesses políticos e econômicos que geram um enorme flagelo social e entrave para o desenvolvimento dessa região, com ameaças, inclusive, de colapso total no abastecimento d'água dos municípios de pequeno, médio e grande porte (Rodrigues, 1998).

Com o avanço tecnológico e com o crescimento populacional urbano houve uma sobrecarga no processo de autodepuração natural, devido à quantidade dos efluentes lançados nos corpos receptores ser superior a capacidade depuradora da natureza. O lançamento de esgotos sanitários em corpos d'água resulta na depleção de oxigênio dissolvido (OD) e contaminação desses corpos com bactérias, parasitas e vírus, organismos capazes de transmitir doenças e de trazer sérios problemas de saúde pública. Assim, com o objetivo de evitar a poluição e contaminação das águas disponíveis para consumo, o

homem foi em busca de alternativas para minimizar a carga poluidora dos efluentes antes de lançá-los nos corpos d'água. Nesse sentido, o tratamento de esgotos sanitários se tornou indispensável para a remoção de constituintes indesejáveis tais como, sólidos suspensos, matéria orgânica, nutrientes e organismos patogênicos, reduzindo conseqüentemente o impacto sobre os ambientes aquáticos.

A escassez de água na nossa região e em especial em Campina Grande já é um problema de grande porte, que resulta numa diminuição de atividades produtivas e conseqüentemente na qualidade de vida da população. Os esgotos produzidos pelo município, sendo adequadamente tratados, poderiam ser reutilizados em atividades produtivas como as industriais.

Os processos biológicos de tratamento de esgotos são os mais utilizados no mundo inteiro. Dentre eles destacam-se os processos de tratamento por via aeróbia, onde o oxidante utilizado para oxidação do material orgânico é o oxigênio e aqueles por via anaeróbia, que só pode se desenvolver quando no meio não há disponibilidade de um oxidante adequado para oxidação do material orgânico. Infelizmente, nem sempre os sistemas de tratamento biológicos têm a eficiência necessária para produzir um efluente de qualidade, sendo, na maioria das vezes, necessário um tratamento complementar dos seus efluentes.

Sistemas biológicos de alta taxa, tais quais lodo ativado convencional e reatores anaeróbios como o reator UASB, não são eficientes na remoção de microrganismos patogênicos e nutrientes. O pós-tratamento desses efluentes se faz necessário para reuso dessa água na indústria. Também, dependendo da água de abastecimento, o esgoto municipal pode apresentar alto teor de dureza sendo, na maioria dos casos, necessária a sua remoção antes do uso pela indústria. A utilização de cal, substância proveniente de rochas calcáreas, abundante na natureza e de preço acessível,

pode ser uma alternativa atraente para o pós-tratamento de efluentes biologicamente tratados. Dependendo da dosagem de cal e do pH estabelecido, poderá haver remoção de nutrientes como fósforo e amônia, morte ou inativação dos microrganismos patogênicos e, também, remoção de dureza. Adicionalmente, haverá remoção de material orgânico e de sólidos em suspensão residuais do sistema de tratamento biológico.

Esta dissertação de mestrado trata da utilização de óxido de cálcio (CaO) no tratamento dos efluentes de um sistema de lodo ativado e um reator UASB, ambos tratando esgoto do município de Campina Grande, em escala piloto. Objetivava-se com o tratamento químico a redução de sólidos suspensos, matéria orgânica, coliformes fecais e nutrientes (nitrogênio e fósforo). O esgoto de Campina Grande, assim como sua água de abastecimento tem um grau de dureza elevado, investigou-se também a eficiência do tratamento químico com óxido de cal na redução da dureza da água. Como a remoção de dureza dos efluentes foi bem menor que aquela prevista pela teoria, foram feitos experimentos comparativos e em bateladas com a água de abastecimento de Campina Grande e os efluentes de um sistema de lodo ativado.

Dos experimentos com o pós-tratamento dos efluentes do sistema de lodo ativado convencional e um reator UASB, onde se variou a dosagem de cal de 100 a 600 mg/L como  $\text{CaCO}_3$ , com e sem adição de carbonato de cálcio como agente de nucleação, ficou demonstrado que: para valores de pH superiores a 9,4 a remoção de coliformes fecais foi de 100%; fósforo e amônia foram drasticamente removidos quando o pH era superior a 10, o que ocorria quando a dosagem de óxido de cálcio era igual ou superior a 600 mg/L, como  $\text{CaCO}_3$ .

O tratamento com óxido de cálcio, mesmo usando um agente nucleador não se mostrou eficiente na remoção de dureza. O grau de dureza das águas tratadas ainda era elevado.

## **CAPÍTULO 2**

### **REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

#### **2.1 Introdução**

Para atender às práticas de reuso ou ao lançamento em corpos receptores se faz necessário um tratamento adequado das águas residuárias domésticas, a fim de reduzir suas impurezas, adequando-as à qualidade exigida pelas normas de legislação vigentes. Geralmente os processos de tratamento biológico convencionais não atendem integralmente às exigências de qualidade quanto à remoção de matéria orgânica, nutrientes, organismos patogênicos. Dessa forma, dependendo do destino final e da qualidade exigida para esse destino, pode ser necessário um pós-tratamento físico-químico de efluentes de sistemas biológicos de tratamento de esgoto sanitários.

A utilização de álcalis como a cal em processos físico-químicos de tratamento é bastante recomendável principalmente no que se refere à remoção de dureza, fósforo e organismos patogênicos. Sua utilização provoca elevação do pH e desestabilização das partículas coloidais, dando origem à formação de flocos e precipitação de carbonato de cálcio, hidróxido de magnésio, hidroxiapatita, etc.

Vários são os sistemas que utilizam diferentes processos de tratamento de esgotos. No Brasil, dentro do Programa de Saneamento Básico (PROSAB), com apoio



financeiro da Financiadora de Estudos e Projetos - FINEP e Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico – CNPq, um grande esforço conjunto foi desenvolvido para adequar o tratamento anaeróbio de alta taxa, utilizando reatores como o reator UASB (upflow anaerobic sludge blanke), às condições brasileiras, associando a este tratamento outros reatores, de maneira a obter um efluente com qualidade compatível com os padrões para lançamento ou reuso. Assim, foi estudado o pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios em lagoas de polimento, lagoas aeradas, wetlands e sistemas de lodo ativado.

Esta dissertação trata de uma investigação experimental sobre o pós-tratamento físico-químico do efluente de um reator UASB e de um sistema de lodo ativado, operados em escala piloto, tratando esgoto sanitário. O pós-tratamento teve como objetivo remover os remanescentes de sólidos suspensos e conseqüentemente DBO<sub>5</sub> e DQO, remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) e desinfecção dos efluentes tratados como também atuar no abrandamento, já que a água de abastecimento da cidade de Campina Grande apresenta teores elevados de cálcio e magnésio.

## **2.2 Características dos Esgotos Domésticos**

As propriedades de esgotos estão relacionadas com o teor de sólidos, matéria orgânica, nutrientes e organismos patogênicos. Esses quatro constituintes podem atuar de forma adversa no meio ambiente, principalmente em corpos d'água receptores, provocando a depleção de oxigênio dissolvido, o assoreamento, a eutrofização além de outros (Van Haandel e Lettinga, 1994). Segundo Metcalf & Eddy (1991), os esgotos são caracterizados de acordo com suas propriedades físicas, químicas e biológicas.

### 2.2.1 Propriedades Físicas

As propriedades físicas dos esgotos domésticos são: matéria sólida, temperatura, odor, cor e turbidez (Manual de Saneamento, 1999).

➤ **Matéria Sólida:** o esgoto doméstico é composto de 99,9% de água e apenas 0,1% de sólidos. Essa pequena percentagem de sólidos constitui o principal problema de poluição das águas, evidenciando a necessidade de tratamento dos esgotos.

➤ **Temperatura:** os esgotos domésticos apresentam um valor de temperatura pouco superior ao da água de abastecimento. Quando relacionada com o tratamento biológico, torna-se um fator de grande importância, pois, à medida que a temperatura aumenta, aumenta a velocidade de decomposição da matéria orgânica presente no esgoto.

➤ **Odor:** há produção de odores característicos durante o processo de decomposição do esgoto. Os esgotos apresentam dois odores característicos: o odor de mofo, para o esgoto fresco e o odor de ovo podre, característico de esgoto velho ou séptico, devido à formação de gás sulfídrico, proveniente da decomposição da matéria orgânica.

➤ **Cor e Turbidez:** a cor é um forte indicativo do estado de decomposição do esgoto. Esgoto fresco apresenta uma coloração acinzentada, enquanto que o esgoto velho apresenta uma coloração preta, designando uma decomposição parcial. A turbidez não é um parâmetro utilizado como controle de esgoto bruto, ela é utilizada para identificar a eficiência nos processos de tratamentos secundários e está relacionada com o teor de sólidos suspensos.

Observa-se que a produção de esgoto, a exemplo do consumo de água, não é regular, variando ao longo do dia. Tanto para o dimensionamento do sistema de coleta, transporte e tratamento quanto para controle dos processos de tratamento é necessário que as variações diárias da vazão sejam conhecidas.

### **2.2.2 Características Químicas**

As substâncias químicas presentes nos esgotos domésticos podem ser de origem orgânica ou inorgânica (Metcalf & Eddy, 1991):

➤ **Matéria Orgânica:** estima-se que cerca de 70% dos sólidos presentes nos esgotos são de origem orgânica, constituída de proteínas (representando de 40 a 60%), carboidrato (representando de 25 a 50%), gorduras e óleos (10%), além de uréia, fenóis, pesticidas agrícolas e outros.

➤ **Matéria Inorgânica:** a presença de material inerte (areia, substâncias minerais dissolvidas e outros) constitui a matéria inorgânica dos esgotos.

### **2.2.3 Características Biológicas**

As características biológicas dos esgotos estão relacionadas à presença de microrganismos. Os principais organismos representantes são bactérias, fungos, protozoários, vírus e algas. Alguns microrganismos são utilizados como indicadores de qualidade higiênica, a exemplo dos coliformes fecais e estreptococos fecais. Para uso de esgoto tratado na agricultura a Organização Mundial de Saúde recomenda além do controle de coliformes fecais o de ovos de helmintos.

## **2.3 Tratamento de Esgotos**

O tratamento de esgoto visa remover as impurezas classificadas como sólidos suspensos, matéria orgânica, patogênicos e nutrientes, a fim de conferir uma qualidade adequada à dos padrões para lançamento em corpos d'água ou exigida para outros fins. O tratamento de águas residuárias pode envolver processos biológicos, físicos e químicos ou a combinação destes.

Em sistemas biológicos de tratamento, a remoção do material orgânico pode ser feita por mecanismo aeróbio ou anaeróbio, conforme haja disponibilidade ou não de um oxidante adequado para o material orgânico. O tratamento secundário é aplicado para remover o excesso de nutrientes, evitando, assim, a sua descarga em corpos aquáticos receptores, deteriorando a qualidade destes, no fenômeno denominado de eutrofização.

Outros constituintes importantes do esgoto são os microrganismos patogênicos, que dependendo das características operacionais geralmente não são removidos de maneira significativa nos sistemas de tratamentos biológicos. Para se obter um efluente de boa qualidade higiênica, outros métodos podem ser aplicados, como por exemplo, a implantação do pós-tratamento físico-químico.

## **2.4 Reatores biológicos**

Reatores biológicos são dispositivos racionalmente projetados para reproduzirem, sob condições controladas, os processos biológicos que ocorrem em um corpo d'água após o recebimento de esgotos (Von Sperling, 1996). No corpo d'água a matéria orgânica é convertida em produtos mineralizados, caracterizando, assim, o processo de autodepuração. A diferença é que em reatores biológicos existe o emprego da tecnologia com o objetivo de realizar o processo de depuração com taxas mais elevadas.

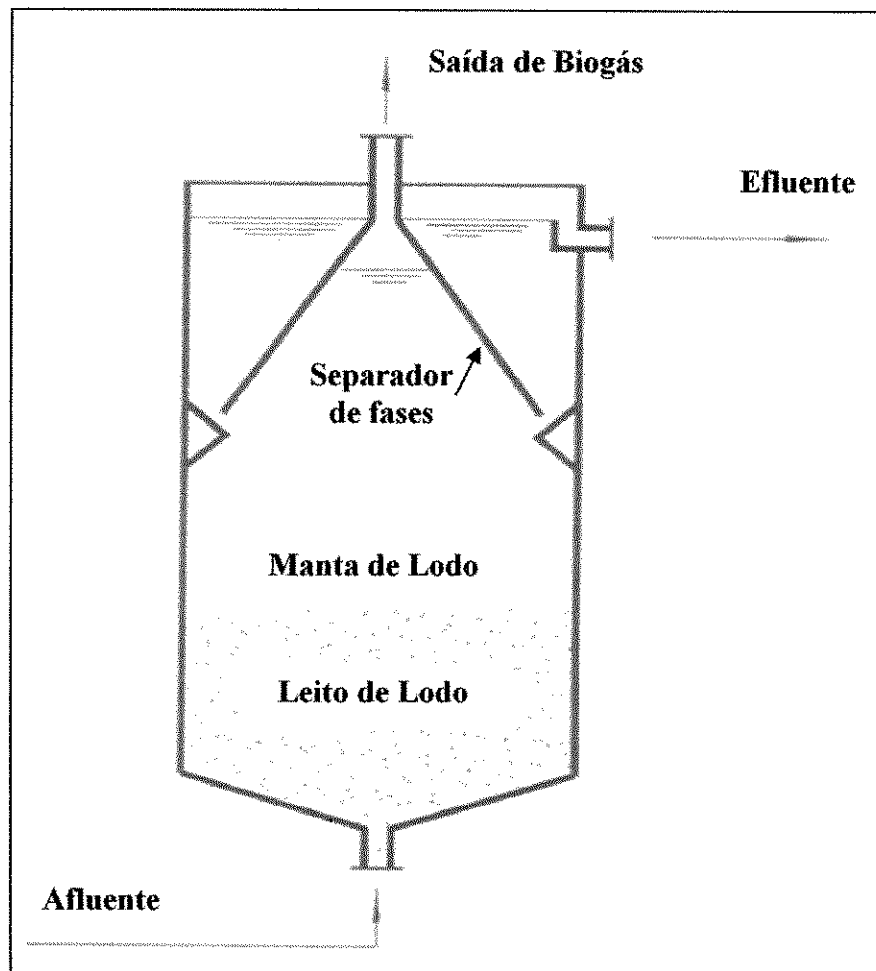
## **2.5 Tratamento Anaeróbio - Reator UASB**

A digestão anaeróbia tem se mostrada bastante efetiva na remoção do material orgânico e dos sólidos em suspensão, a custos de construção e de operação muito mais baixos do que os por via aeróbia. Há vários sistemas de tratamento anaeróbio de esgotos já instalados e que têm sido aplicados com bastante eficiência nas regiões tropical

e sub-tropical, com destaque para os digestores anaeróbios de fluxo ascendente (UASB) com manta de lodo. Nesses reatores, com a retenção da biomassa, o fator negativo de processos anaeróbios, relativos à baixa velocidade de crescimento dos microrganismos envolvidos no processo, desaparece.

O reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo, reator UASB, foi desenvolvido e aplicado em larga escala na Holanda para o tratamento de águas residuárias de atividades da agroindústria. Neste reator (como mostra a Figura 2.1) o fluxo de esgoto é ascendente, atravessando uma manta de lodo biológico densa e com elevada atividade metabólica. O perfil de sólidos no interior do reator é bastante variável, variando desde um lodo adensado, podendo ser granuloso, no fundo do reator, até um lodo menos denso e mais leve nas proximidades do topo do reator (Chernicharo, 1997). O reator UASB se caracteriza como um reator de alta taxa por manter uma biomassa de lodo de grande atividade metanogênica. A biomassa pode se apresentar na forma de flocos ou grânulos com dimensões variando de 1 a 5mm de tamanho (Manual de Saneamento, 1999).

No reator UASB o maior contato entre o substrato afluyente e o leito ou manta de lodo, onde se encontra a maior parte da população bacteriana, torna favorável o desenvolvimento tanto do processo de mistura quanto o da estabilização da matéria orgânica. Na parte superior do reator se encontra o separador de fases que funciona como um decantador interno de onde é descartado o efluente. Abaixo do decantador se encontra a câmara de gás que capta os gases que se desprendem das fases líquida e sólida. Desta forma, as partículas que se desgarram da manta de lodo não serão descartadas conjuntamente com o efluente, retornando para a câmara de digestão, com exceção para aquelas que são pequenas e leves.



**Figura 2.1** – Representação esquemática de um reator de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB)

Fonte: Adaptado de CHERNICHARO (1997).

Com relação à remoção de matéria orgânica, o reator UASB pode apresentar eficiência na faixa de 70 a 80% em termos de  $DBO_5$ . Embora muito eficiente na remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos, seu efluente deve passar por um pós-tratamento com a finalidade de remover o residual não desejado de matéria orgânica e sólidos suspensos como também reduzir coliformes fecais e nutrientes. Várias são as possibilidades de pós-tratamento, tendo sido extensivamente estudados sistemas de lagoas de polimento (Cavalcanti *et al* 2000), wetlands (Sousa *et al* 2000) e lodo ativado (Guimarães *et al* 1999 e Coura & Van Haandel, 1999). Outra possibilidade que se

apresenta é o tratamento físico-químico, principalmente quando se pretende remover dureza para reutilização de efluentes na indústria.

## 2.6 Tratamento Aeróbio - Sistema de Lodo Ativado

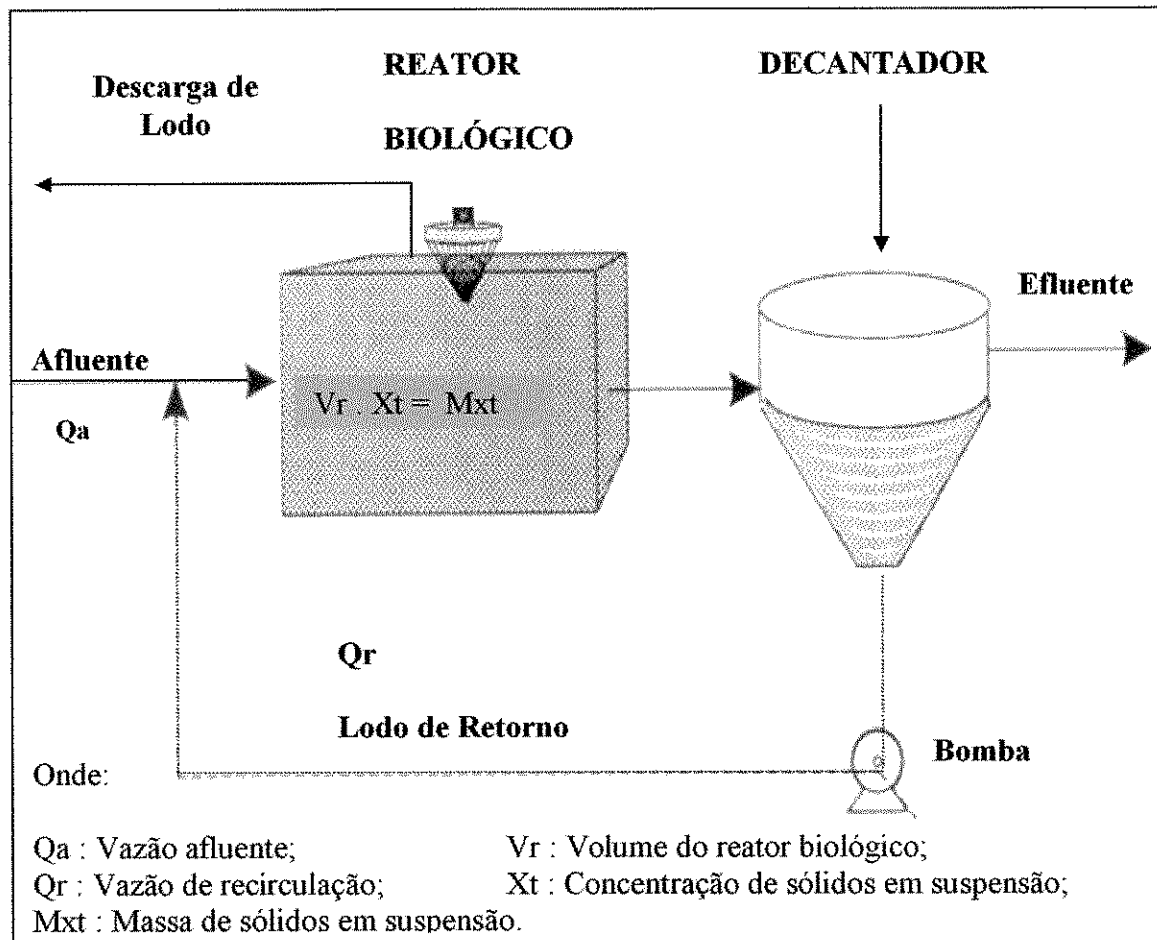
Os sistemas de lodo ativado são amplamente utilizados para o tratamento de despejos domésticos e industriais, embora apresentem inconvenientes como: necessidade de se utilizar um grau de mecanização diferente do de outros tipos de sistemas de tratamentos, manutenção mais sofisticada e consumo de energia elétrica. São caracterizados por apresentarem reatores biológicos aerados seguidos de decantadores e por haver descarte do lodo de excesso. Como os reatores biológicos (tanques de aeração) são mantidos sob aeração, a massa de microrganismos - o lodo ativado - juntamente com o lodo inativo dos reatores são mantidos em suspensão e agitação, garantindo, assim, o contato constante entre a população microbiana, a massa de lodo e o afluente.

A Figura 2.2 é uma representação esquemática de um sistema de lodo ativado. Nesta Figura distinguem-se:

(1) o reator biológico ou tanque de aeração onde ocorrem as reações bioquímicas de degradação da matéria orgânica e, sob determinadas condições, de compostos nitrogenados. Para tal, a alimentação de ar deve ser suficiente para garantir em qualquer ponto do reator uma concentração de oxigênio dissolvido entre 1 e 2 mg/L (Van Haandel, 1992);

(2) decantador secundário, onde ocorre a sedimentação dos sólidos em suspensão, resultando em um efluente clarificado. Com a recirculação, sólidos sedimentados no decantador retornam para o tanque de aeração, permitindo assim um aumento na concentração de lodo ( $X_t$ ) ou biomassa microbiana e na eficiência do sistema.

O volume do reator ( $V$ ) dividido pela vazão de recirculação do reator ( $Q_r$ ), estabelece a idade de lodo ( $R_h$ ). Uma massa de lodo correspondente ao lodo produzido é descarregada do reator como lodo de excesso.



**Figura 2.2** - Representação esquemática das unidades da etapa biológica do sistema de lodo ativado.

Fonte: Adaptado de VON SPERLING (1997).



## 2.7 Carbonato de Cálcio

O carbonato de cálcio é conhecido como calcita  $\text{CaCO}_3$ , existindo também a dolomita  $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ , a magnesita  $\text{Mg}(\text{CO}_3)$ , a siderita  $\text{FeCO}_3$ , rodocrisita  $\text{MnCO}_3$  e a smithsonita  $\text{ZnCO}_3$ , pertencem ao grupo isoestrutural de carbonatos anidros que cristalizam no sistema romboédrico ou trigonal. Os calcários dolomíticos ou magnesianos contém quantidades consideráveis de carbonatos de magnésio, de modo que a cal virgem preparada contém maiores quantidades de óxido de magnésio (Ohlweiler, 1974b).

A calcita é um dos minerais mais comuns e disseminados na crosta da terra. Ocorre como massas rochosas sedimentares denominadas calcários. Às vezes, ela é o único mineral presente nessas rochas. A calcita é um mineral importante das rochas denominadas margas e arenitos calcários. Algumas rochas (os calcários) formam-se, às vezes, diretamente da precipitação do carbonato de cálcio; outras vezes, sua origem liga-se à deposição, sobre fundo dos mares, de espessas camadas de material carbonatado, representado por carapaças e esqueletos de animais marinhos.

A calcita seja na forma de cristais, seja na forma de rochas (calcárias ou mármore) é a principal matéria prima para fabricação do cimento e da cal.

### 2.7.1 Cal

A cal é o resíduo da calcinação do calcário (formado essencialmente de carbonato de cálcio) e é obtida a temperaturas entre 700 e 1000 °C. É formada pelo óxido de cálcio ( $\text{CaO}$ ) misturado às impurezas do calcário, como sílica, silicatos, óxidos de ferro e outras. O óxido de cálcio anidro (sem água) é conhecido por cal virgem, à hidratação, ou seja, a combinação da cal virgem com a água denomina-se extinção (formando cal extinta)

hidróxido de cálcio  $[\text{Ca}(\text{OH})_2]$  e se desenvolve com liberação de grande quantidade de calor (Arboleda Valencia, 2000).

## 2.8 Equilíbrio das Fases Líquida e Sólida

### 2.8.1 Precipitação de Carbonato de Cálcio

A precipitação de carbonato de cálcio nos esgotos é fortemente influenciada pela alcalinidade e o pH. A solubilidade termodinâmica do carbonato de cálcio a 25 °C é dada pela constante de solubilidade (Truesdale e Jones, 1973):

$$pK_{Ca} = 8,33 \therefore K_{Ca} = [\text{Ca}^{2+}] * [\text{CO}_3^{2-}] = 4,72 * 10^{-9} \quad (2.1)$$

onde:

$K_{Ca}$  = Constante de solubilidade;

$$pK_{Ca} = 8,03 + 0,01183 * T \quad (\text{Truesdale e Jones, 1973}); \quad (2.2)$$

(T em °C)

Quando o produto iônico  $[\text{Ca}^{2+}] * [\text{CO}_3^{2-}]$  excede o valor da constante de solubilidade, a uma determinada temperatura, a solução é supersaturada e há tendência de precipitação de carbonato de cálcio ( $\text{CaCO}_3$ ). A precipitação continuará até que o produto iônico atinja o valor da constante de solubilidade para essa temperatura. Ocorrendo o caso inverso, ou seja, quando o produto iônico for menor que a constante de solubilidade, a solução é dita sub-saturada com relação a esse mineral, tal fato ocasionará em um efeito agressivo nas matrizes de concreto em reatores de tratamento de esgoto.

### 2.8.2 Precipitação de Hidróxido de Magnésio

A precipitação de magnésio em águas residuárias, na forma de hidróxido de magnésio auxilia na remoção de partículas coloidais desestabilizadas, partículas orgânicas,

sólidos suspensos e na precipitação de carbonatos de cálcio e apatitas, (Gambrill, 1990). Como a precipitação de carbonato de cálcio, a precipitação de hidróxido de magnésio também é fortemente dependente do pH, sendo que a precipitação total só é possível para pHs na faixa de 11,0 a 12,0.

A solubilidade termodinâmica pode ser determinada a partir da constante de solubilidade (Hamer, 1961):

$$K_{spMg} = [Mg^{2+}] * [OH^-]^2 \quad (2.3)$$

Onde:

$K_{spMg}$  = Constante de solubilidade;

$$pK_{spMg} = 9,97 + 0,0175 * T \quad (\text{Hamer, 1961}) \quad (2.4)$$

(T em °C)

Para uma temperatura de 25 °C :

$$pK_{spMg} = 10,41 \quad \therefore \quad K_{spMg} = [Mg^{2+}] * [OH^-]^2 = 3,91 * 10^{-11} \quad (2.5)$$

### 2.8.3 Precipitação de Fósforo

A precipitação de fósforo acontece com a formação simultânea de numerosos complexos, como: íons fosfato, hidroxila e cálcio. Tais complexos precipitam, removendo o fósforo solúvel presente na água residuária. Segundo Gambrill (1990) o complexo em maior abundância em águas residuárias é a hidroxiapatita,  $Ca_{10}(PO_4)_6(OH)_2$ . A constante de solubilidade termodinâmica ( $K_{sp}$ ) deste mineral a 25 °C é dada pela seguinte equação, (Stumm & Morgan, 1981):

$$pK_{sp} = 114 \quad \therefore \quad K_{sp} = [Ca^{2+}]^{10} * [PO_4^{3-}]^6 * [OH^-]^2 = 10^{-114} \quad (2.6)$$

## 2.9 Pós-Tratamento Físico-Químico

Na maioria das vezes apenas o tratamento biológico não é suficiente para garantir a qualidade de um efluente que possa ser rapidamente utilizado, por exemplo, na indústria, tornando-se conveniente se empregar um pós-tratamento físico-químico. Segundo Brouzes (1976), a implantação de instalações de tratamentos físico-químicos é bastante aceitável, principalmente em áreas urbanas, pelo fato da ausência de odores desagradáveis e ocupação de pequenas áreas.

O tratamento físico-químico é principalmente baseado nos processos de coagulação, floculação e precipitação, após mistura de reagentes químicos adicionados à água residuária. Com a adição dos agentes químicos, partículas coloidais de matéria orgânica, matéria inorgânica e microrganismos, presentes no efluente, são desestabilizados, possibilitando a formação de flocos. A agitação da massa líquida auxilia a formação de flocos sedimentáveis que ao se depositarem no fundo do reator forma um lodo misto de matéria orgânica e produtos químicos. Sendo possível a remoção de dureza da água, essa remoção denominada de abrandamento, pode ser associada ao processo de clarificação (coagulação, floculação e decantação).

Os principais produtos químicos utilizados para tratamentos físico-químicos são: óxido de cálcio ou carbonato de sódio, hidróxido de cálcio, sais de ferro (sulfato férrico e o cloreto férrico) e os sais de alumínio (sulfato de alumínio, sulfato de alumínio e potássio).

O produto químico a ser utilizado depende da qualidade requerida para o efluente, da disponibilidade no mercado, do custo de aquisição, dos riscos que o mesmo pode oferecer a quem o manuseia, das características finais do efluente tratado, do impacto

que esse efluente pode causar ao ser lançado em um corpo receptor, da capacidade de armazenamento, etc.

## 2.9.1 Dureza e Abrandamento de Águas

### DUREZA

A dureza de uma água se deve principalmente a presença de íons metálicos de  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$ , produtos da dissociação dos bicarbonatos, carbonatos, sulfatos, cloretos e nitratos. Outros íons metálicos como ferro e alumínio também causam dureza à água, sendo que, por se apresentarem em quantidades insignificantes, não afetam o uso da água (Powell, 1954). Na prática a dureza total é definida como a somatória das concentrações de cálcio e magnésio.

A dureza é dita temporária, quando pode ser removida com o calor, sendo permanente em caso contrário. Segundo o grau de dureza, as águas podem ser classificadas em branda, moderadamente dura, dura e muito dura (Sawyer & McCarty, 1985). O Quadro 2.1 mostra a classificação da dureza em termos de  $\text{CaCO}_3$ .

**Quadro 2.1-** Classificação da dureza.

ÁGUA	Em mg $\text{CaCO}_3/\text{L}$
Branda	0 - 75
Moderadamente dura	75 - 150
Dura	150 - 300
Muito dura	> 300

Fonte: adaptado de Sawyer & McCarty (1967)

A água dura apresenta uma série de inconvenientes:

- É desagradável ao paladar;
- Gasta muito sabão para formar espuma;

- Causa incrustações, o que pode danificar caldeiras e aquecedores, além de oferecer riscos de explosões, etc;

### ABRANDAMENTO

O abrandamento de águas consiste na remoção total ou parcial de sua dureza, ou seja, na remoção de cálcio e magnésio, que se encontram sob a forma de cloretos, sulfatos, carbonatos e bicarbonatos. Esse processo é utilizado no tratamento de águas para caldeiras.

No abrandamento de águas residuárias com cal, o consumo de cal irá depender da concentração das espécies carbônicas (carbonato, bicarbonato, ácidos e gás carbônico) existentes na água.

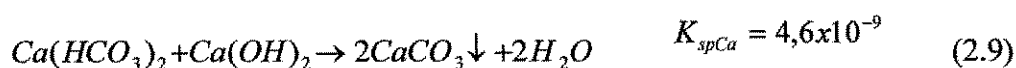
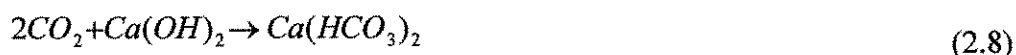
Os processos de abrandamento de água geralmente aplicados para fins industriais são: processo cal-soda e cal-soda a quente com fosfatos trissódicos, dissódico ou monossódico e abrandamento por troca de cátions.

### (A) PROCESSO DE ABRANDAMENTO PELA CAL

O óxido de cálcio quando em contato com a água forma o hidróxido de cálcio, segundo a reação:



Havendo acidez de gás carbônico na água, o hidróxido cálcio então reage com esta acidez, produzindo bicarbonato de cálcio, que por sua vez reage com o hidróxido de cálcio (Equação (2.9)) para formar o precipitado carbonato de cálcio. A precipitação de carbonato de cálcio depende de seu produto de solubilidade ( $K_{sp}$ ).



onde:

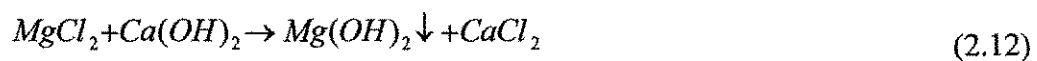
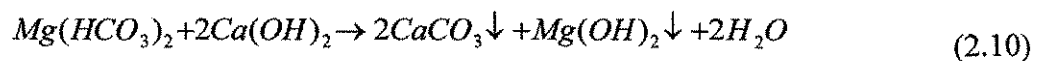
→ Indica sentido da reação;

“o” Indica carga neutra;

↓ Indica precipitação;

$K_{spCa}$  é o produto de solubilidade de  $CaCO_3$ , levando-se em consideração o efeito de atividade ou produto “aparente” de solubilidade de carbonato de cálcio.

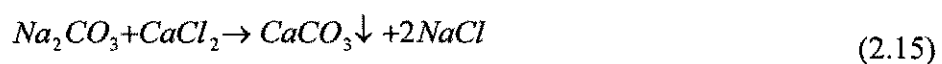
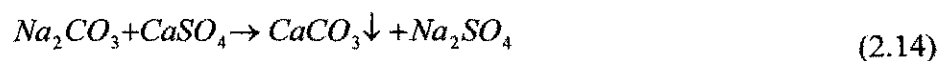
O hidróxido de cálcio ainda reage com os bicarbonatos, carbonatos, cloretos e sulfatos de magnésio, formando precipitados insolúveis de carbonato de cálcio e hidróxido de magnésio, Equações (2.10) a (2.13):

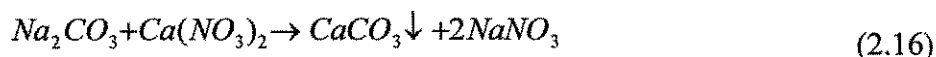


Normalmente no tratamento (abrandamento) com adição de cal as reações acima ocorrem quase que simultaneamente.

### **(B) PROCESSO DE ABRANDAMENTO PELA SODA**

Neste processo de tratamento é utilizado o carbonato de sódio (barrilha), como é comercialmente conhecido, o carbonato de sódio ( $Na_2CO_3$ ) reage com os sulfatos, cloretos e nitratos de cálcio presentes na água a ser tratada, formando um precipitado de carbonato de cálcio e favorecendo a produção de sulfato, cloreto, nitrato de sódio, conforme Equações (2.14) a (2.16).

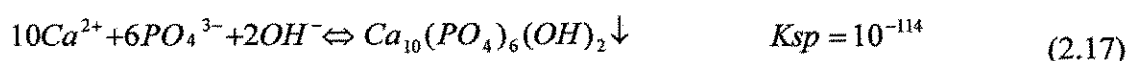




### 2.9.2 Remoção de Fósforo

A solubilidade de fósforo em águas residuárias é fortemente dependente da concentração de cátions e do pH, que é o fator determinante da concentração relativa das espécies de fosfato, tais como:  $H_2PO_4^-$ ,  $HPO_4^{2-}$  e  $PO_4^{3-}$  (Stumm & Morgan, 1981). Para que ocorra a formação de sais de fósforo insolúveis tais como hidroxiapatita e estruvita é necessário que haja a presença de íons  $PO_4^{3-}$ , cálcio e para estruvita ainda a presença de íons magnésio.

A remoção das formas de fósforo pela adição de cal em águas residuárias é fortemente dependente da alcalinidade da água. Sendo adicionado óxido de cálcio à água a alcalinidade aumenta, levando à formação de hidróxido de cálcio (Equação (2.7)), que reage com a alcalinidade natural da água para formar carbonato de cálcio (Equação (2.9)), sendo que os remanescentes de cálcio reagem com o fósforo para precipitar como hidroxiapatita (Equação (2.17)), (Metcalf & Eddy, 1979). Outros sais também poderão ser formados e removidos, desde que seus produtos de solubilidades sejam excedidos.



Segundo Brouzes, (1976) a reação do cálcio e da hidroxila com o ortofosfato solúvel para formar a hidroxiapatita ocorre simultaneamente com a remoção de bicarbonato.

### 2.9.3 Remoção de Amônia

No caso de efluentes anaeróbios, a elevação do pH com, por exemplo, adição de óxido de cálcio, transforma os íons amônio ( $NH_4^+$ ) em amônia gasosa  $NH_3$  (gás amoníaco), que pode se desprender para a atmosfera. A aeração do conteúdo do reator



químico aumentará a taxa de transferência. A demanda de ar para efetuar o desprendimento depende parcialmente do pH. Acima de pH 10 quase toda a amônia está na forma gasosa como  $\text{NH}_3$  e, sob essas condições, pode se desprender da fase líquida e escapar para a atmosfera.

#### **2.9.4 Remoção de Matéria Orgânica e Sólidos Suspensos**

O eletrólito cálcio pode ser usado no processo de clarificação de águas como coagulante, embora não seja tão efetivo como eletrólitos trivalentes de alumínio e ferro. Quando cálcio é usado na forma de óxido ou hidróxido, o mecanismo predominante de remoção de partículas em suspensão (e conseqüentemente da matéria orgânica suspensa) é através do arraste para o fundo do tanque devido o efeito de varredura de  $\text{CaCO}_3$ , abundantemente presente em valores de pH elevados. A associação de coagulantes ou auxiliares à coagulação pode melhorar a eficiência de clarificação, quando resulta na formação de flocos com melhores características de sedimentação.

#### **2.9.5 Remoção de Coliformes Fecais**

Os principais mecanismos de inativação de patógenos são a destruição da organização estrutural da célula, interferência no metabolismo energia-crescimento através do substrato enzimático, interferência na bio-síntese e crescimento impedindo a síntese de proteínas, ácidos nucléicos e coenzimas (EPA, 1999).

No abrandamento de águas dois mecanismos podem ser responsáveis pela eliminação e inativação de microrganismos: adsorção ao precipitado formado de  $\text{CaCO}_3$  e o aumento do pH, provocando destruição da capa de proteína do microrganismo. O pH parece ser o mecanismo mais importante de inativação de microrganismos. Segundo Bitton, (1980), no processo de abrandamento com soda e cal, a eficiência de remoção de

poliovirus foi de 99,993% para um valor de pH de 11,2 caindo para 99,90 a um pH de 10,8.

## 2.10 Qualidade da Água para Fins Industriais

A qualidade da água de um sistema se fundamenta na satisfação das necessidades gerais do público, caracterizando a potabilidade. As indústrias querem água especial para atender às suas necessidades, às quais nem sempre podem atender ao abastecimento normal (Filho & Branco, 1964).

Cada indústria tem suas exigências especiais de tratamento da água a ser utilizada. Por exemplo, as lavanderias precisam de água com dureza nula, para impedir que sejam precipitados sabões de cálcio ou de magnésio sobre as roupas. Os sais de cálcio, de magnésio ou de ferro provocam precipitados indesejáveis com certos corantes nas indústrias de tecido e na manufatura de papel. O suprimento às caldeiras de baixa pressão e fábricas de gelo exigem que a água tenha pouco ou nenhum ferro e manganês e apresente baixo teor mineral, sem que seja corrosiva. Idênticamente, a indústria de bebidas carbonatadas requer água de baixo teor orgânico, livre de material sedimentável e de compostos produtores de gosto e odor.

As necessidades especiais do suprimento de água das indústrias são muito variáveis. Algumas indicações da qualidade, nos sistemas industriais, em termos dos limites superiores desejáveis, são apresentados na Tabela 2.1. Como esses valores não estão relacionados, um tipo de água adequada a uma indústria pode não satisfazer a outra.

Tabela 2.1 – Tolerância de qualidade da água nas aplicações industriais

Indústria	Turbidez	Cor	Cor + O <sub>2</sub> consumido	O.D	Odor	Dureza	Alcalinidade	pH	Sólidos totais	Ca	Fe	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	SiO <sub>2</sub>	CO <sub>3</sub>	HCO <sub>3</sub>	OH	CaSO <sub>4</sub>	Razão Entre Na <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> e Na <sub>2</sub> SO <sub>3</sub>	Geral <sup>1</sup>
	ppm	ppm	ppm	ppm		ppm	ppm		ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	ppm	-	
Ar condicionado <sup>2</sup>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5	-	-	-	-	-	-	-	A, B
Fábrica de massas <sup>3</sup>	10	10	-	-	-	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	-	-	-	-	C
Alimentação de caldeiras:																			
0 - 150 psi*	20	80	100	2	-	75	-	8,0 +	3000-1000	-	-	5	40	200	50	50	-	1 : 1	-
150 - 250 psi	10	40	50	0,2	-	40	-	8,5 +	2500-500	-	-	0,5	20	100	30	40	-	2 : 1	-
Acima de 250psi	5	5	10	0	-	8	-	9,0 +	1500-100	-	-	0,05	5	40	5	30	-	3 : 1	-
Cervejaria: <sup>4</sup>																			
Clara	10	-	-	-	Baixo	-	75	6,5 - 7,0	500	100-200	0,1	-	-	-	-	-	100-200	-	C, D
Escura	10	-	-	-	Baixo	-	150	7,0 →	1000	200-500	0,1	-	-	-	-	-	200-500	-	C, D
Enlatamento:																			
Legumes	10	-	-	-	Baixo	25 - 75	-	-	-	-	0,2	-	-	-	-	-	-	-	C
Geral	10	-	-	-	Baixo	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	-	-	-	-	C
Bebidas carbonatadas <sup>5</sup>	2	10	10	-	0	250	50	-	850	-	0,2	-	-	-	-	-	-	-	C
Confeitaria <sup>6</sup>	-	-	-	-	Baixo	-	-	-	100	-	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-
Resfriamento <sup>7</sup>	50	-	-	-	-	50	-	-	-	-	0,5	-	-	-	-	-	-	-	A, B
Alimentos em geral	10	-	-	-	Baixo	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	-	-	-	-	C
Gelo (água bruta) <sup>8</sup>	1-5	5	-	-	-	-	30-50	-	300	-	0,2	-	10	-	-	-	-	-	C
Lavandaria	-	-	-	-	-	50	-	-	-	-	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-
Plásticos, límpidos, descorados	2	2	-	-	-	-	-	-	200	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-

Continuação Tabela 2.1

Indústria	Turbidez	Cor	Cor + O <sub>2</sub> consumido	O.D	Odor	Dureza	Alcalinidade	pH	Sólidos totais	Ca	Fe	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	SiO <sub>2</sub>	CO <sub>3</sub>	HCO <sub>3</sub>	OH	CaSO <sub>4</sub>	Razão Entre Na <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> e Na <sub>2</sub> SO <sub>3</sub>	Geral <sup>1</sup>	
Papel e polpa:																				
Pasta mecânica	50	20	-	-	-	180	-	-	-	-	1,0	-	-	-	-	-	-	-	-	A
Celulose para Kraft	25	15	-	-	-	100	-	-	300	-	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Solda e Sulfito	15	10	-	-	-	100	-	-	200	-	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Papel leve, tipo HL	5	5	-	-	-	50	-	-	200	-	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	B
Celulose Rayon (viscoso):																				
Produção	5	5	-	-	-	8	50	-	100	-	0,05	< 8,0	< 25	-	-	-	-	-	-	-
Manufatura	0,3	-	-	-	-	55	-	7,8 - 8,3	-	-	0,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tecelagem:																				
Geral	5	20	-	-	-	20	-	-	-	-	0,25	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tinturaria <sup>10</sup>	5	5-20	-	-	-	20	-	-	-	-	0,25	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lípeza de lã <sup>11</sup>	-	70	-	-	-	20	-	-	-	-	1,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ataduras de algodão <sup>11</sup>	5	5	-	-	Baixo	20	-	-	-	-	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-

\* Libra por polegada quadrada

<sup>1</sup>A - Não corrosiva; B- Não forma lodo; C - Necessário corresponder ao padrão federal para água potável; D - NaCl, 275 ppm.

<sup>2</sup>Águas com odores de algas e sulfeto de hidrogênio não servem para ar condicionado.

<sup>3</sup>Alguma dureza desejável.

<sup>4</sup>A água para destilação deve preencher os mesmos requisitos que as destinadas às cervejarias.

<sup>5</sup>Água limpa, inodora, estéril, para xarope e carbonatação. Água de qualidade consistente. A maioria das água municipais de alta qualidade, filtrada, não satisfaz às bebidas.

<sup>6</sup>Bombons duros requerem pH = 7,0 ou mais elevado; valores baixos favorecem a inversão da sacarose, resultando num produto quebradiço.

<sup>7</sup>É necessário controle da corrosão e dos microrganismos, tais como as bactérias sulfuradas e ferruginosas que tendem a formar lodo.

<sup>8</sup>Ca(HCO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>, particularmente incômodo. Mg(HCO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> tende a enverdecimento. CO<sub>2</sub> previne quebras. Sulfatos e cloretos de Ca, Mg e Na devem todos ter menos de 300 ppm.

<sup>9</sup>É desejável uniformidade na composição e na temperatura. O ferro é rejeitável, uma vez que a celulose o absorve das soluções diluídas. O manganês é altamente recusável; entope as canalizações e é oxidado produzindo cor avermelhada.

<sup>10</sup>Composição estável; alumina residual < 0,5 ppm.

<sup>11</sup>Cálcio, magnésio, ferro, manganês, em suspensão e matéria orgânica solúvel podem ser recusados.

Fonte: Adaptado de (Filho & Branco, 1964).

# **CAPÍTULO 3**

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **3.1 Introdução**

Para o desenvolvimento dos experimentos que compõem essa dissertação de mestrado foi montado um sistema experimental na extensão do Laboratório da Área de Engenharia Sanitária e Ambiental do Departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal de Campina Grande (AES/DEC/UFCG), que atende ao programa PROSAB (Programa de Pesquisas em Saneamento Básico) e está localizado no Bairro do Tambor, numa área pertencente à Companhia de Água e Esgotos da Paraíba (CAGEPA) cedida à Universidade Federal da Paraíba. Os experimentos foram iniciados no dia 01 de abril do ano de 2002 e foram concluídos em 10 de outubro de 2002.

### **3.2 Descrição da Investigação Experimental**

#### **3.2.1 Fases da Investigação**

A parte experimental foi dividida em duas etapas: a primeira com reatores alimentados em regime de batelada e a segunda em regime de fluxo contínuo. No decorrer de todo o trabalho, se procurou avaliar a eficiência do óxido de cálcio (CaO) no

tratamento físico-químico de águas residuárias domésticas. A primeira etapa do trabalho foi dividida em três fases, sendo tratado, em cada fase, um tipo particular de água. Na 1ª fase foram feitos testes de abrandamento da água do sistema de abastecimento da cidade de Campina Grande-PB. Nas 2ª e 3ª fases foram realizados ensaios com o efluente de um sistema de lodo ativado convencional e de um reator UASB, respectivamente. A 2ª etapa do trabalho foi dividida em cinco fases e consistiu no pós-tratamento químico do efluente de um reator UASB num sistema de fluxo contínuo. A Figura 3.1 mostra os diversos experimentos realizados durante as etapas 1 e 2 da investigação experimental.

### **DESCRIÇÃO DAS ETAPAS E FASES DO EXPERIMENTO**

#### ***1ª Etapa***

Para todas as 3 fases da primeira etapa foi utilizado um aparelho do tipo teste de jarras ou “*Jar Test*” modelo JT – de marca Milan, com seis provas ou jarras. Nessa etapa todas as amostras foram tratadas com óxido de cálcio p.a e parte delas tratadas com carbonato de cálcio também p.a atuando como agente de nucleação.

#### **1ª FASE DA 1ª ETAPA**

A primeira fase teve um total de três repetições, nessa fase foram tratadas amostras de água tratada do sistema de abastecimento da cidade de Campina Grande com e sem adição do agente de nucleação. As concentrações de CaO variaram de 50 a 160 ppm como CaCO<sub>3</sub>. O óxido de cálcio era adicionado na forma de leite de cal.

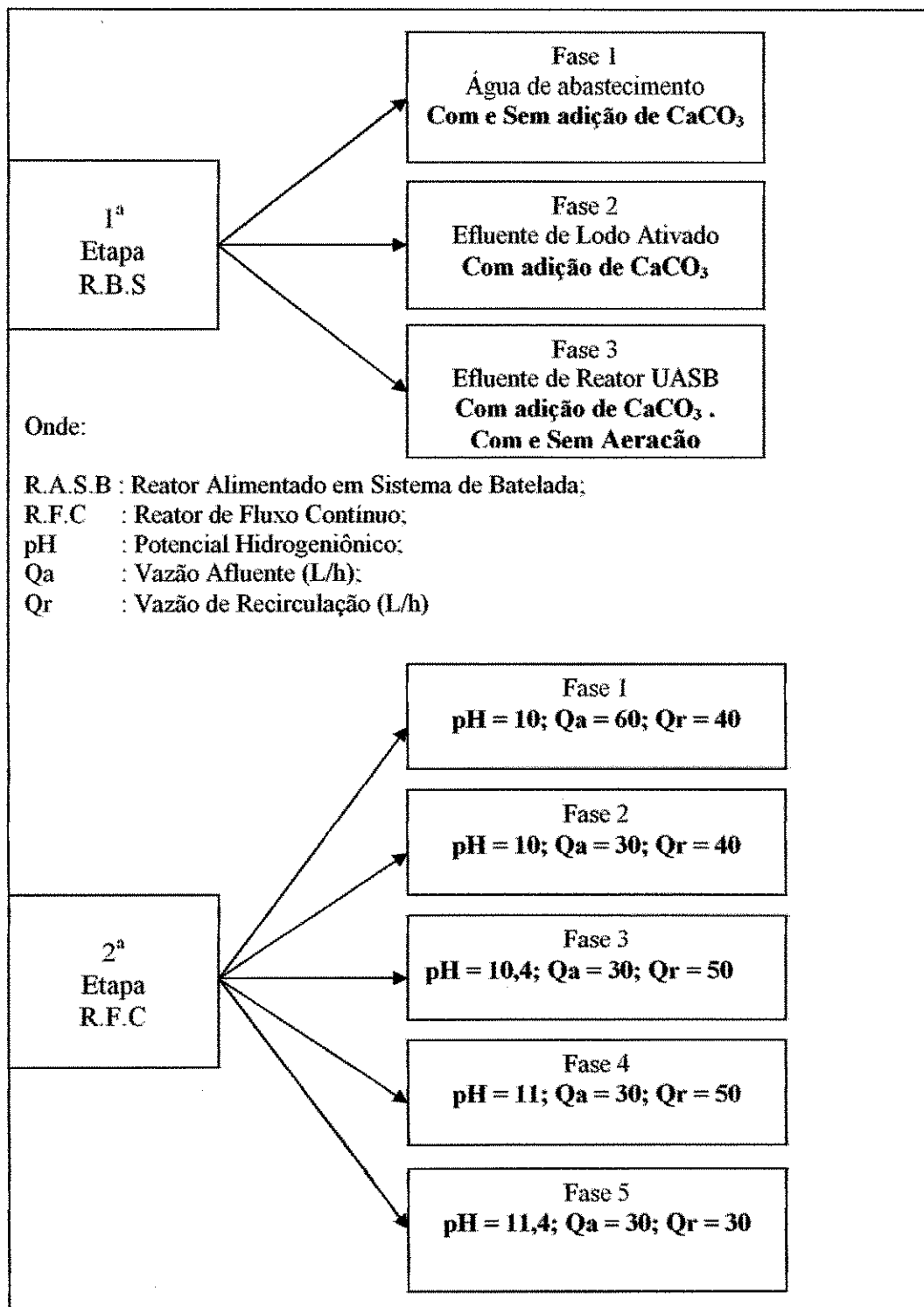


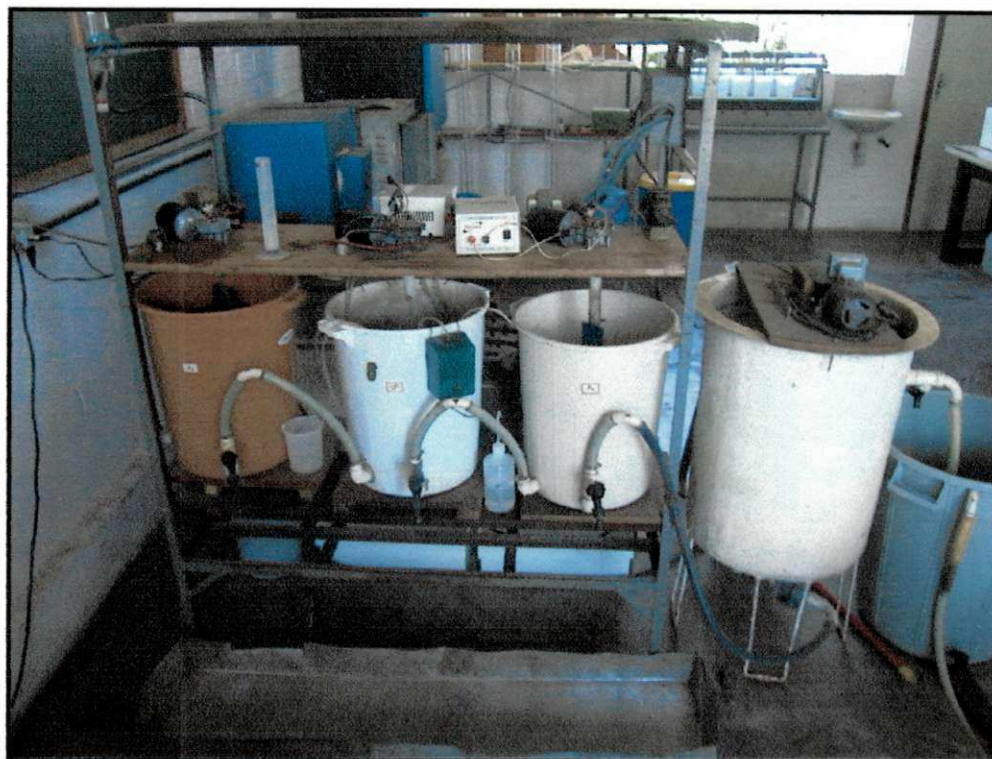
Figura 3.1 – Representação esquemática das etapas e fases da investigação experimental

A rotina de trabalho consistia em: diariamente, pela manhã, coletar da torneira uma amostra de aproximadamente 7 L de água de abastecimento. Deste volume eram retiradas seis (6) volumes de 1 L para os testes de jarras, o restante da amostra era utilizado para caracterização dos parâmetros relacionados com a dureza, alcalinidade, concentração de cálcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ), de magnésio ( $\text{Mg}^{2+}$ ) e dureza total [ $(\text{Ca}^{2+}) + (\text{Mg}^{2+})$ ]. As amostras eram distribuídas no aparelho *Jar Test* em duas séries de três jarras. Na primeira série eram adicionadas dosagens de CaO de 50, 100 e 160 ppm como  $\text{CaCO}_3$ , conjuntamente com uma massa de 10 g de  $\text{CaCO}_3$  (agente de nucleação). Na segunda série era adicionado apenas o CaO em dosagens idênticas às da 1ª série. Durante a adição dos reagentes as amostras ficavam submetidas a uma agitação de 50 rpm que continuava por um período de 30 minutos, sendo então deixadas em repouso por um período de uma hora. O sobrenadante das amostras decantadas era retirado, filtrado em papel de filtro de microfibra de vidro tipo GF/C Whatman e analisado.

### **2ª FASE DA 1ª ETAPA**

Para a segunda fase dos experimentos foi utilizado o efluente de um sistema de lodo ativado (LA) convencional tratando esgoto doméstico. O sistema era formado por três reatores aerados, dispostos em série, cada um com volume útil de 20 litros, seguidos de um decantador, conforme a Figura 3.1. O efluente do sistema de LA era acumulado num recipiente plástico de 80 litros. Na Tabela 3.1 podem ser vistas as características físicas e operacionais do sistema de lodo ativado. A recirculação de lodo do decantador para o primeiro reator era feita a uma vazão de 216 L/dia.





**Figura 3.2-** Sistema de lodo ativado convencional.

**Tabela 3.1** - Características físicas e operacionais do sistema de lodo ativado.

Característica Física	Volume total (L)
Reatores aerados	60
Decantador	80
Tanque de armazenamento	80
Características Operacionais	
Idade de lodo (dias)	4
Vazão de alimentação (L/dia)	120
TDH nos reatores (horas)	12
Recirculação de lodo (L/dia)	216

Diariamente pela manhã era coletada uma amostra equivalente a um volume de 7 L do efluente do sistema de lodo ativado. Amostras de 1 L eram então distribuídas nas

seis jarras do aparelho *Jar Test*. Às jarras eram adicionadas dosagens de CaO variando de 100 a 600 ppm como CaCO<sub>3</sub> e 10 g do agente de nucleação, conforme o descrito na Tabela 3.2.

**Tabela 3.2-** Tratamento dado às amostras da 2ª fase da 1ª Etapa.

Jarras	Concentração de CaO como CaCO <sub>3</sub>	Adição do agente de nucleação CaCO <sub>3</sub>
1	100	Sim
2	200	Sim
3	300	Sim
4	400	Sim
5	500	Sim
6	600	Sim

A adição dos agentes químicos era feita com as amostras submetidas à agitação por um período de 20 min a uma rotação de 50rpm, sendo então deixadas em repouso por um período de uma hora. O sobrenadante das amostras decantadas era retirado e analisado. As amostras para determinação da alcalinidade, concentração de cálcio, de magnésio e dureza total eram previamente filtradas e submetidas às análises.

### **3ª FASE DA 1ª ETAPA**

Na terceira fase dos experimentos foram utilizadas amostras do efluente do reator UASB, tratando esgoto doméstico bruto. As características físicas e operacionais do sistema de tratamento anaeróbio estão apresentadas na Tabela 3.3.

**Tabela 3.3** - Características físicas e operacionais do reator UASB.

Característica Física		Dimensões
Altura (m)		1,60
Volume (m <sup>3</sup> )		5
Características Operacionais		
TDH (horas)		5
Carga orgânica específica (kg DQO/m <sup>3</sup> .dia)		4,32

**Tabela 3.4** – Relação dos tratamentos e parâmetros analisados para amostras da 3<sup>a</sup> fase.

Jarras	Aeradas	Não aeradas	Concentração de CaO como CaCO <sub>3</sub>	Adição de CaCO <sub>3</sub>
1	X		400	Sim
2	X		500	Sim
3	X		600	Sim
4		X	400	Sim
5		X	500	Sim
6		X	600	Sim

Diariamente pela manhã era coletada uma amostra de aproximadamente 10L. Desta amostra, 5 L eram submetidos à aeração por um período de 20 min, a fim de reduzir o teor de acidez relacionado com dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>). Após a aeração o tratamento químico era dado às amostras aeradas e não aeradas, ou seja, das amostras aeradas e não aeradas eram retiradas três alíquotas de 1 L. As alíquotas eram submetidas a ensaios no *Jar Test*, recebendo dosagens de CaO de 400mg/L, 500mg/L e 600mg/L como

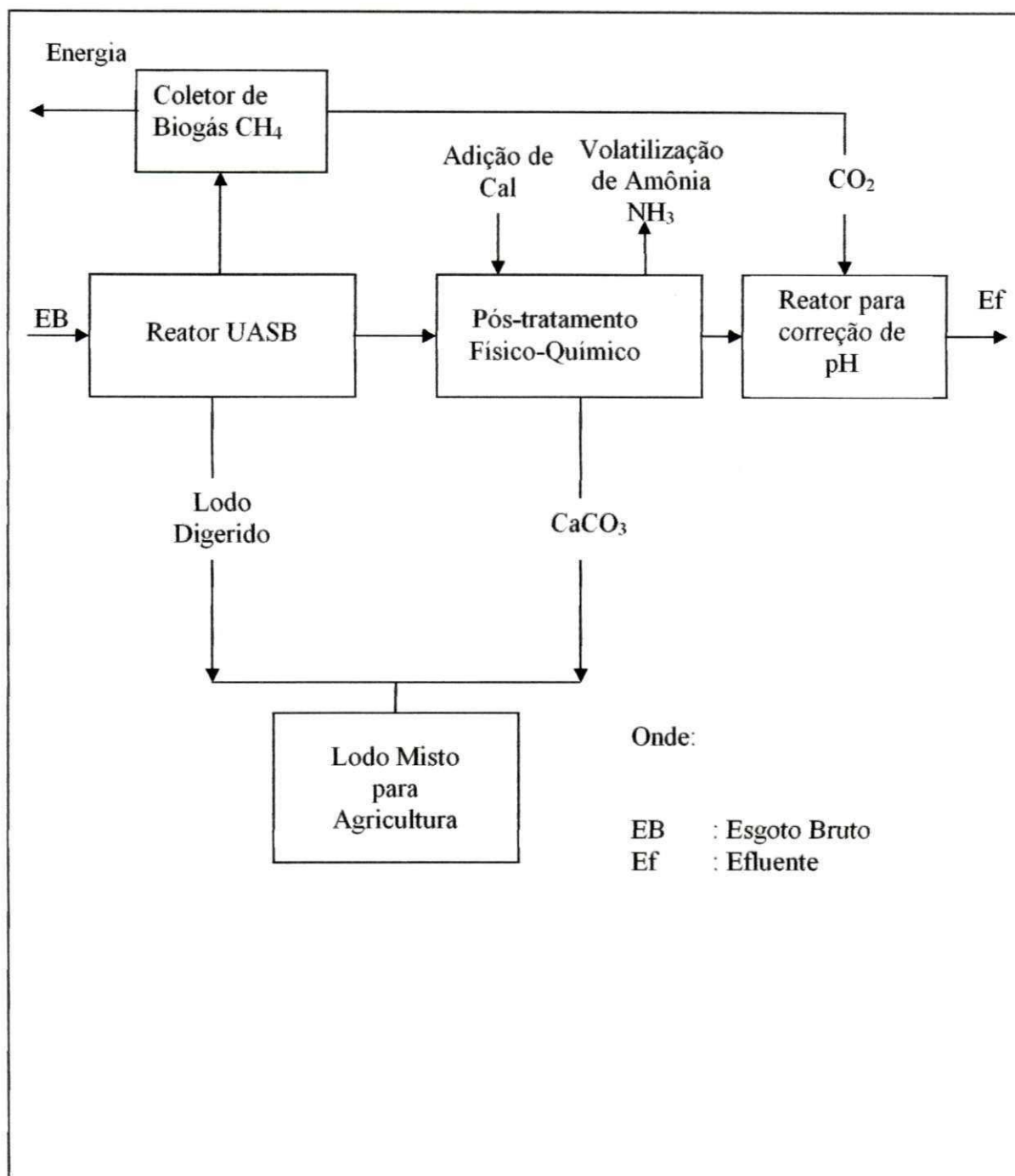
CaCO<sub>3</sub> e 10g de CaCO<sub>3</sub>. A Tabela 3.4 apresenta o tratamento dado às amostras de cada jarra.

A adição dos agentes químicos era feita com as amostras sendo agitadas, a uma rotação de 50rpm, continuando essa agitação por um período de 20 min, sendo então deixadas em repouso por um período de uma hora. O sobrenadante das amostras decantadas era retirado e analisado. Apenas para análises de alcalinidade e dureza total, cálcio e magnésio as amostras eram previamente filtradas.

### *2ª Etapa*

A 2ª Etapa trata do pós-tratamento físico-químico do efluente de um reator-UASB tratando esgoto sanitário. Para um sistema de fluxo contínuo, três diferentes configurações podem ser possíveis de serem aplicadas:

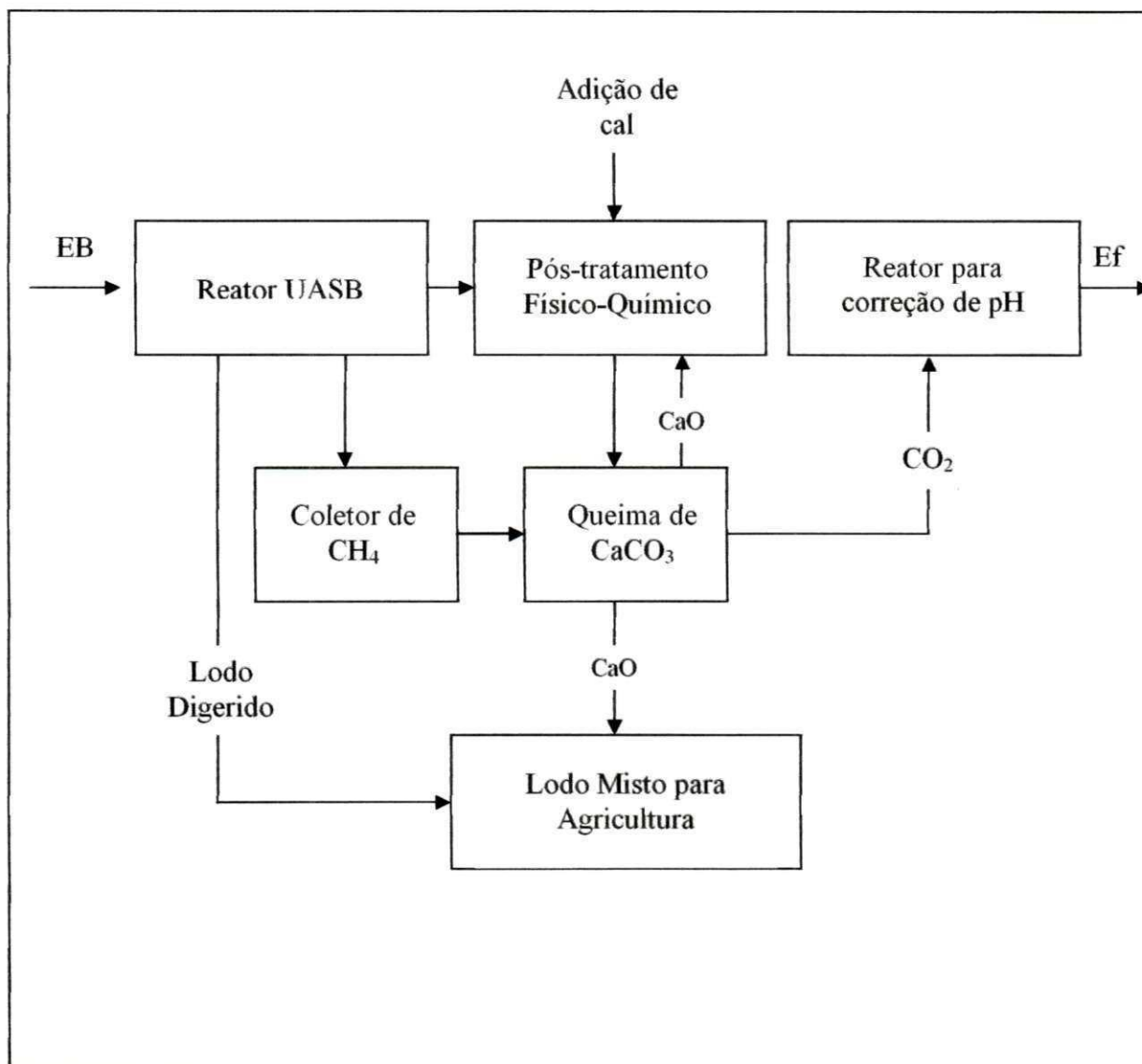
Configuração 1: pós-tratamento físico-químico de efluente digerido com recarbonação do efluente final (correção do pH), utilizando o biogás gerado no reator anaeróbico. A Figura 3.3 é uma representação dessa configuração. Nesse sistema, o efluente produzido por um reator UASB, alimentado continuamente com esgoto bruto sanitário, recebe um pós-tratamento físico-químico, utilizando cal como agente coagulante e floculante, gerando um lodo misto e um decantador para separação deste lodo da fase líquida. O biogás produzido no reator biológico (reator UASB) é utilizado para a recarbonação do efluente clarificado (efluente final), com redução subsequente do pH para valores estabelecidos. O lodo misto juntamente com o lodo biológico pode ser aplicado na agricultura.



**Figura 3.3** - Fluxograma do pós-tratamento físico-químico de efluente de esgoto digerido.

Configuração 2: a Figura 3.4 apresenta um sistema de tratamento biológico e físico-químico semelhante ao da Configuração 1, exceto quanto à regeneração de óxido de cálcio, a partir da queima do carbonato de cálcio e utilização do  $\text{CO}_2$  produzido na combustão para recarbonação do efluente final. Nesse sistema, pelo menos teoricamente, a

demanda de cal seria só no início da operação, resultando num sistema auto-suficiente quanto à utilização de produtos químicos.



**Figura 3.4** - Fluxograma do sistema de tratamento biológico e físico-químico com aproveitamento energético e recuperação de sub-produtos.

A Configuração 3, representada na Figura 3.5 foi a utilizada na investigação experimental, por ser mais simples e prática e principalmente porque atendia aos objetivos do trabalho. O sistema de tratamento (Figura 3.5), era formado por um tanque de preparo da suspensão de óxido de cálcio (TP), mantido sob agitação, um tanque de reação (TR),

provido de aeração e agitação mecânica, um tanque de decantação (TD), um dispositivo controlador de pH, uma bomba dosadora, conforme se pode observar na Figura 3.5.



**Figura 3.5** – Figura do sistema de pós-tratamento físico-químico, destacando-se o tanque de preparo da suspensão de cal (TP), tanque de reação (TR), tanque de decantação (TD), dispositivos de controle de pH e bomba dosadora.

Como pode ser observado, na Figura 3.5, a escala do sistema de pós-tratamento era de bancada, diferentemente do reator UASB, em escala piloto. As

dimensões das unidades do sistema de tratamento estão apresentadas na Tabela 3.5, que também apresenta os parâmetros operacionais que definiram a 5ª fase da 2ª Etapa.

**Tabela 3.5** – Características físicas do sistema de fluxo contínuo, utilizado nos experimentos da 2ª Etapa.

Característica Física		Volume líquido (L)				
Tanque de preparo da suspensão de óxido de cálcio.		20				
Tanque de reação.		50				
Decantador.		50				
Características Operacionais						
Fases	Fase 1	Fase 2	Fase 3	Fase 4	Fase 5	
pH	10	10	10,4	11	11,4	
Qa (L/h)	60	30	30	30	30	
Qr (L/h)	40	40	50	50	30	
TDH (horas)	0,83	1,67	1,67	1,67	1,67	

A operação do sistema consistia na alimentação contínua do TR com o efluente digerido proveniente do reator UASB, descrito na Tabela 3.3 . Antes de dar início à operação, ao tanque de reação (TR) foi adicionado o efluente do reator UASB e 2 kg do agente nucleador ( $\text{CaCO}_3$ ). O sistema permitia que parte do lodo decantado fosse recirculado para o tanque de reação. As vazões de alimentação e de recirculação do sistema de pós-tratamento estão indicadas na Tabela 3.5. O controle do pH do conteúdo do tanque de reação era feito eletronicamente, através do dispositivo controlador de pH. Sempre que o pH do conteúdo do tanque de reação era menor que o pH operacional, a bomba dosadora



era acionada, permitindo a adição, ao TR, da suspensão de CaO. Tão logo o pH atingia o pH operacional, a bomba era desligada pelo dispositivo. O tratamento em regime de fluxo contínuo foi dividido em cinco (5) fases, como descrito na Tabela 3.5, caracterizadas pelo pH operacional, vazões de alimentação e recirculação de lodo e pelo tempo de detenção hidráulica. Após um período de 12 horas de funcionamento do sistema, sob as condições estabelecidas nas 5 fases, amostras eram coletadas do tanque de decantação para serem analisadas. Para todas as etapas da investigação experimental, as determinações dos parâmetros seguiram as recomendações de (APHA *et al*, 1995), com exceção da alcalinidade total, que foi determinada através do método titrimétrico (KAPP, 1984).

# CAPÍTULO 4

## APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS

No Capítulo 3, Material e Métodos, foram caracterizadas duas etapas na investigação experimental. A primeira etapa formada por 3 fases e a segunda por 5. Neste capítulo os resultados obtidos durante a investigação serão apresentados por etapas e pelas diferentes fases de cada etapa.

### 4.1 1ª Etapa

Na 1ª etapa os resultados obtidos se referem ao tratamento físico-químico de três diferentes águas: água de abastecimento de Campina Grande (1ª fase); efluente de um sistema de lodo ativado (2ª fase) e efluente de um reator UASB (3ª fase), ambos tratando esgoto sanitário bruto.

#### 4.1.1 1ª Fase

Nas Tabelas 4.1, 4.2 e 4.3 estão apresentados os parâmetros relacionados com a dureza: pH, alcalinidade total, dureza total ( $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ ), Cálcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ) e Magnésio ( $\text{Mg}^{2+}$ ) da água de abastecimento de Campina Grande antes e após os três tratamentos aplicados. As Tabelas 4.1, 4.2 e 4.3 apresentam os resultados obtidos após o tratamento

com CaO com concentrações de 50, 100 e 160 ppm como CaCO<sub>3</sub> e adição do agente de nucleação (CaCO<sub>3</sub>). O mesmo estudo foi realizado sem adição do agente de nucleação, estando os resultados apresentados nas Tabelas 4.4, 4.5 e 4.6. Todas as tabelas apresentam para o afluente e efluente os valores máximo (Máx.), mínimo (Mín.), e médio bem como desvio médio (D.M), desvio padrão (D.P) e coeficiente de variação (C.V). A eficiência de remoção, em porcentagem, da dureza total, de cálcio e magnésio também está apresentada.

A Figura 4.1 representa graficamente a eficiência de remoção de dureza, quando foi utilizado o agente de nucleação. Enquanto que a Figura 4.2 apresenta o percentual de remoção quando não foi utilizado o agente de nucleação.

**Tabela 4.1** –Valores máximo (Máx.), mínimo (Mín.), média, desvios médio (D. M), desvio padrão (D.P) e coeficiente de variação (C.V), da água de abastecimento de Campina Grande, antes e depois do tratamento com 50 ppm de CaO e com adição de carbonato de cálcio. A eficiência do tratamento e o número de determinações também estão indicados.

PARÂMETROS	n	Afluente: H <sub>2</sub> O de Abastecimento						Tratamento com adição de CaCO <sub>3</sub> 50 ppm de CaO						Rem. (%)
		Máx.	Mín.	Média	D.M	D.P	C.V	Máx.	Mín.	Média	D.M	D.P	C.V	
pH	3	7,5	7,4	7,4	0,04	0,05	0,63	8,4	8,2	8,3	0,07	0,08	0,98	-
(Alc. Total mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	82	79	81	1,11	1,25	1,54	46	46	46	0,00	0,00	0,00	-
Dureza Total (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	155	150	152	1,78	2,05	1,35	116	105	110	3,78	4,50	4,09	27,6
Cálcio (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	87	84	85	1,11	1,25	1,47	47	42	45	1,78	2,05	4,57	47,1
Magnésio (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	71	63	67	2,67	3,27	4,87	68	63	66	1,78	2,05	3,11	1,5

**Tabela 4.2** – Valores máximo (Máx.), mínimo (Mín.), média, desvios médio (D. M), desvio padrão (D.P) e coeficiente de variação (C.V), da água de abastecimento de Campina Grande, antes e depois do tratamento com 100 ppm de CaO e com adição de carbonato de cálcio. A eficiência do tratamento e o número de determinações também estão indicados.

PARÂMETROS	n	Afluente: H <sub>2</sub> O de Abastecimento						Tratamento com adição de CaCO <sub>3</sub> 100 ppm de CaO						
		Máx.	Mín.	Média	D.M	D.P	C.V	Máx.	Mín.	Média	D.M	D.P	C.V	Rem. (%)
pH	3	7,5	7,4	7,4	0,04	0,05	0,63	9,2	8,9	9,1	0,11	0,12	1,38	-
(Alc. Total mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	82	79	81	1,11	1,25	1,54	24	23	24	0,44	0,47	1,96	-
Dureza Total (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	155	150	152	1,78	2,05	1,35	87	84	85	1,11	1,25	1,47	44,1
Cálcio (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	87	84	85	1,11	1,25	1,47	34	26	30	2,67	3,27	10,89	64,7
Magnésio (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	71	63	67	2,67	3,27	4,87	60	50	55	3,33	4,08	7,42	17,9

**Tabela 4.3** – Valores máximo (Máx.),mínimo (Mín.), média, desvios médio (D.M), desvio padrão (D.P) e coeficiente de variação (C.V), da água de abastecimento de Campina Grande, antes e depois do tratamento com 160 ppm de CaO e com adição de carbonato de cálcio. A eficiência do tratamento e o número de determinações também estão indicados.

PARÂMETROS	n	Afluente: H <sub>2</sub> O de Abastecimento						Tratamento com adição de CaCO <sub>3</sub> 160 ppm de CaO						
		Máx.	Mín.	Média	D.M	D.P	C.V	Máx.	Mín.	Média	D.M	D.P	C.V	Rem. (%)
pH	3	7,5	7,4	7,4	0,04	0,05	0,63	9,9	9,5	9,7	0,13	0,16	1,68	-
(Alc. Total mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	82	79	81	1,11	1,25	1,54	28	23	26	1,78	2,05	7,90	-
Dureza Total (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	155	150	152	1,78	2,05	1,35	88	74	81	4,67	5,72	7,06	46,7
Cálcio (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	87	84	85	1,11	1,25	1,47	53	26	39	9,11	11,03	28,27	54,1
Magnésio (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	71	63	67	2,67	3,27	4,87	47	35	41	4,00	4,90	11,95	38,8

**Tabela 4.4** – Valores máximo (Máx.), mínimo (Mín.), média, desvios médio (D.M), desvio padrão (D.P) e coeficiente de variação (C.V), da água de abastecimento de Campina Grande, antes e depois do tratamento com 50 ppm de CaO e sem adição de carbonato de cálcio. A eficiência do tratamento e o número de determinações também estão indicados.

PARÂMETROS	n	Afluente: H <sub>2</sub> O de Abastecimento						Tratamento sem adição de CaCO <sub>3</sub> 50 ppm de CaO						Rem. (%)
		Máx.	Mín.	Média	D.M	D.P	C.V	Máx.	Mín.	Média	D.M	D.P	C.V	
pH	3	7,5	7,4	7,4	0,04	0,05	0,63	9,0	8,9	8,9	0,04	0,05	0,53	-
(Alc. Total mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	82	79	81	1,11	1,25	1,54	66	63	65	1,11	1,25	1,92	-
Dureza Total (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	155	150	152	1,78	2,05	1,35	137	131	134	2,00	2,45	1,83	11,8
Cálcio (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	87	84	85	1,11	1,25	1,47	74	68	71	2,00	2,45	3,45	16,5
Magnésio (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	71	63	67	2,67	3,27	4,87	63	63	63	0,00	0,00	0,00	6,0

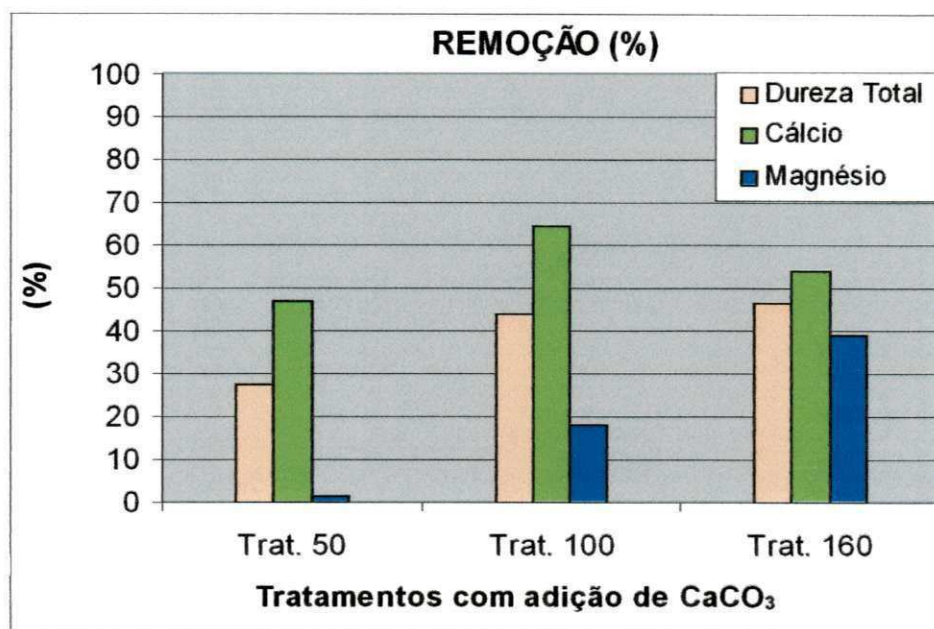
**Tabela 4.5** – Valores máximo (Máx.), mínimo (Mín.), média, desvios médio (D.M), desvio padrão (D.P) e coeficiente de variação (C.V), da água de abastecimento de Campina Grande, antes e depois do tratamento com 100 ppm de CaO e sem adição de carbonato de cálcio. A eficiência do tratamento e o número de determinações também estão indicados.

PARÂMETROS	n	Afluente: H <sub>2</sub> O de Abastecimento						Tratamento sem adição de CaCO <sub>3</sub> 100 ppm de CaO						Rem. (%)
		Máx.	Mín.	Média	D.M	D.P	C.V	Máx.	Mín.	Média	D.M	D.P	C.V	
pH	3	7,5	7,4	7,4	0,04	0,05	0,63	9,5	9,5	9,5	0,00	0,00	0,00	-
(Alc. Total mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	82	79	81	1,11	1,25	1,54	44	24	34	6,67	8,16	24,01	-
Dureza Total (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	155	150	152	1,78	2,05	1,35	110	105	108	1,78	2,05	1,90	28,9
Cálcio (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	87	84	85	1,11	1,25	1,47	60	53	56	2,44	2,87	5,12	34,1
Magnésio (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	71	63	67	2,67	3,27	4,87	53	50	51	1,11	1,25	2,45	23,9

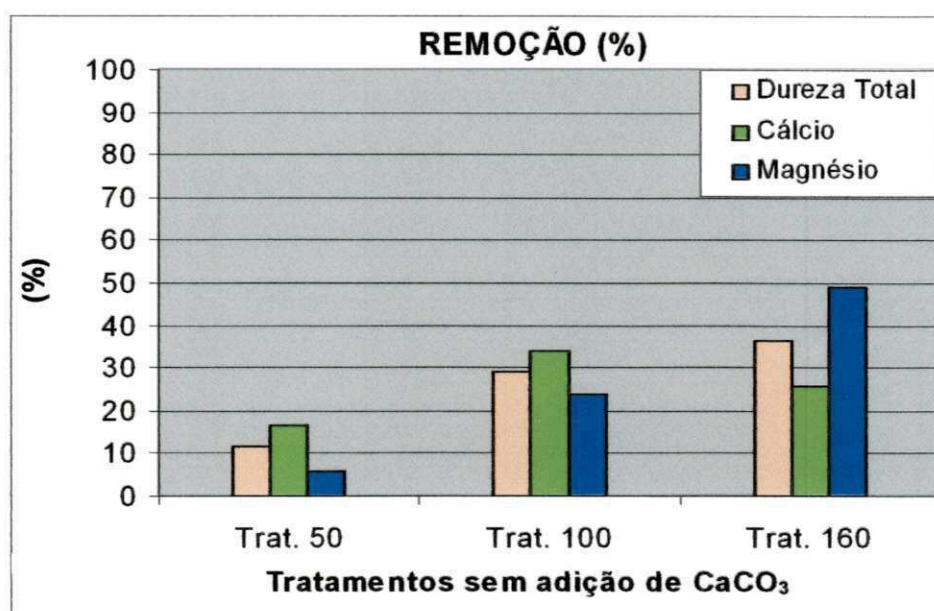
**Tabela 4.6** – Valores máximo (Máx.), mínimo (Mín.), média, desvios médio (D.M), desvio padrão (D.P) e coeficiente de variação (C.V), da água de abastecimento de Campina Grande, antes e depois do tratamento com 160 ppm de CaO e sem adição de carbonato de cálcio. A eficiência do tratamento e o número de determinações também estão indicados.

PARÂMETROS	n	Afluente: H <sub>2</sub> O de Abastecimento						Tratamento sem adição de CaCO <sub>3</sub> 160 ppm de CaO						
		Máx.	Mín.	Média	D.M	D.P	C.V	Máx.	Mín.	Média	D.M	D.P	C.V	Rem. (%)
pH	3	7,5	7,4	7,4	0,04	0,05	0,63	9,8	9,6	9,7	0,07	0,08	0,84	-
(Alc. Total mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	82	79	81	1,11	1,25	1,54	41	24	33	5,78	6,94	21,04	-
Dureza Total (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	155	150	152	1,78	2,05	1,35	105	89	97	5,33	6,53	6,73	36,2
Cálcio (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	87	84	85	1,11	1,25	1,47	74	53	63	7,11	8,58	13,61	25,9
Magnésio (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	71	63	67	2,67	3,27	4,87	37	32	34	1,78	2,05	6,04	49,3

A partir da apresentação das tabelas acima, pode-se verificar para o afluente a partir do D.M, D.P e C.V a homogeneidade dos dados em torno de sua média. Como também para os tratamentos com adição de CaCO<sub>3</sub>, onde se pode verificar que os valores que apresentaram maior homogeneidade são os relacionados com pH e alcalinidade. Tal fato pode ser verificado também para os tratamentos sem adição de carbonato de cálcio. A partir de tais fatos pode-se concluir que os dados apesar de algumas dispersões apresentaram baixas variabilidades de valores.



**Figura 4.1** – Valores referentes aos percentuais de remoção para os parâmetros: dureza total, cálcio e magnésio, para tratamentos com 50, 100 e 160 ppm como  $\text{CaCO}_3$  de amostras de água de abastecimento com adição do agente de nucleação.



**Figura 4.2** – Valores referentes aos percentuais de remoção de dureza total de cálcio e magnésio, para tratamentos com 50, 100 e 160 ppm como  $\text{CaCO}_3$  e amostras de água de abastecimento sem adição do agente de nucleação.

Para ambos os casos conforme Figuras 4.1 e 4.2 a eficiência de remoção da dureza total aumenta com o aumento da dosagem de CaO, aumentando também a eficiência da remoção da dureza devida ao magnésio contido, a remoção da dureza devida ao cálcio aumenta com o aumento da dosagem de 50 para 100 diminuindo com a dosagem de 160 ppm, pelo fato do próprio cálcio adicionado como óxido de cálcio contribuir para tal fato.

#### **4.1.2 2ª Fase**

Os resultados a seguir apresentados são referentes ao tratamento físico-químico, em regime de batelada, do efluente do sistema de lodo ativado tratando esgoto sanitário, utilizando-se CaO com dosagens variando entre 100 e 600 ppm como CaCO<sub>3</sub> e carbonato de cálcio agindo como agente de nucleação. As Tabelas 4.7, 4.8, 4.9, 4.10, 4.11 e 4.12 contêm os valores máximo, médio, mínimo, desvio médio, desvio padrão e coeficiente de variação dos parâmetros avaliados relativos à cor, dureza (total, de cálcio e magnésio), matéria orgânica (DBO<sub>5</sub> e DQO), sólidos suspensos (totais e fixos) nutrientes (N-NH<sub>3</sub>, P-total e P-orto) e biológicas (coliformes fecais - CF). A eficiência do tratamento e o número de determinações também estão indicados. As Figuras 4.3, 4.4, 4.5 e 4.6 permitem a visualização gráfica dos valores médios da eficiência de remoção dos diversos tratamentos na redução da matéria orgânica, sólidos suspensos, coliformes fecais, dureza e fósforo.



**Tabela 4.7** – Valores máximo (Máx.) e mínimo (Mín.), média, desvios médio (D.M) e padrão (D. P) e coeficiente de variação (C.V), para o tratamento com 100 ppm de CaO.

Parâmetros	N	Efluente de Lodo Ativado						Tratamento							
								100 ppm de CaO							
		Máx.	Mín.	Média	D.M	D.P	C.V	Máx.	Mín.	Média	D.M	D.P	C.V	Rem. (%)	
pH	3	8,0	7,8	7,9	0,09	0,09	1,20	8,4	8,1	8,3	0,13	0,14	1,70	-	
Alc. Total. (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	236	171	211	26,67	28,58	13,54	187	104	143	29,33	34,07	23,82	-	
DQO (mg /L)	3	75	31	46	19,11	20,29	44,10	57	37	44	8,44	8,99	20,44	4,3	
DBO <sub>5</sub> (mg /L)	3	18	3	9	6,30	6,74	74,88	6	2	4	1,41	1,55	38,66	55,6	
SST (mg /L)	3	8	1	4	2,44	2,87	71,69	26	8	18	6,89	7,59	42,15	-	
SSF (mg /L)	3	1	0	1	0,44	2,87	-	25	4	15	7,56	7,59	50,58	-	
SSV (mg /L)	3	6	1	3	1,78	2,05	68,49	4	2	3	0,89	0,94	31,43	0,0	
Dureza Total (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	231	205	221	10,44	11,26	5,10	158	139	148	6,67	7,79	5,26	33,0	
Cálcio (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	131	108	123	10,22	10,84	8,81	63	53	58	3,33	4,08	7,04	52,8	
Magnésio (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	100	95	97	1,78	2,05	2,12	95	81	90	6,22	6,60	7,33	7,2	
P.Total (mg /L)	3	5,30	3,98	4,55	0,50	0,55	12,11	1,03	0,51	0,70	0,22	0,24	33,75	84,6	
P-Orto. (mg /L)	3	4,56	3,87	4,16	0,27	0,29	7,05	0,76	0,38	0,60	0,15	0,16	27,02	85,6	
NH <sub>3</sub> (mg/L)	3	20	15	17	2,00	2,16	12,71	17	13	15	1,56	1,70	11,33	11,8	
Cor (Pt - Co)	3	65	60	63	2,22	2,36	3,74	60	40	50	6,67	8,16	16,33	20,6	
CF (UFC/100 ml)	3	7,50E+03	4,15E+03	5,83E+03	-	-	28,73	7,00E+02	5,00E+02	6,00E+02	-	-	-	89,708	

\* Alc Total. = Alcalinidade Total.

\* P.Total = Fósforo total

\*P-Orto- = Ortofosfato solúvel

\* (-) = Não determinado.

**Tabela 4.8** – Valores máximo (Máx.) e mínimo (Mín.), média, desvios médio (D.M) e padrão (D. P) e coeficiente de variação (C.V), para o tratamento com 200 ppm de CaO.

Parâmetros.	n	Efluente de Lodo Ativado						Tratamento							
		200 ppm de CaO								Rem. (%)					
		Máx.	Mín.	Média	D.M	D.P	C.V	Máx.	Mín.		Média	D.M	D.P	C.V	
pH	3	8,0	7,8	7,9	0,09	0,09	1,20	9,3	8,7	9,0	0,22	0,25	2,78	-	
Alc. Total. (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	236	171	211	26,67	28,58	13,54	151	63	107	29,56	35,93	33,68	-	
DQO (mg /L)	3	75	31	46	19,11	20,29	44,10	41	29	34	4,89	5,25	15,44	26,1	
DBO <sub>5</sub> (mg /L)	3	18	3	9	6,30	6,74	74,88	4	1	3	1,39	1,48	49,38	66,7	
SST (mg /L)	3	8	1	4	2,44	2,87	71,69	22	10	16	4,22	4,92	30,76	-	
SSF (mg /L)	3	1	0	1	0,44	2,87	-	20	6	12	5,11	4,92	41,01	-	
SSV (mg /L)	3	6	1	3	1,78	2,05	68,49	4	1	3	1,33	1,41	47,14	0,0	
Dureza Total (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	231	205	221	10,44	11,26	5,10	131	100	110	13,78	14,61	13,29	50,2	
Cálcio (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	131	108	123	10,22	10,84	8,81	42	26	31	7,11	7,54	24,33	74,8	
Magnésio (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	100	95	97	1,78	2,05	2,12	89	74	79	6,67	7,07	8,95	18,6	
P.Total (mg /L)	3	5,30	3,98	4,55	0,50	0,55	12,11	0,70	0,37	0,49	0,14	0,15	30,41	89,2	
P-Orto. (mg /L)	3	4,56	3,87	4,16	0,27	0,29	7,05	0,68	0,15	0,44	0,20	0,22	50,01	89,4	
NH <sub>3</sub> (mg/L)	3	20	15	17	2,00	2,16	12,71	15	11	13	1,56	1,70	13,07	23,5	
Cor (Pt – Co)	3	65	60	63	2,22	2,36	3,74	55	40	47	5,56	6,24	13,27	25,4	
CF (UFC/100 ml)	3	7,50E+03	4,15E+03	5,83E+03	-	-	28,73	5,00E+01	0	2,50E+01	-	-	-	99,571	

**Tabela 4.9** – Valores máximo (Máx.) e mínimo (Mín.), média, desvios médio (D.M) e padrão (D. P) e coeficiente de variação (C.V), para o tratamento com 300 ppm de CaO.

Parâmetros	n	Efluente de Lodo Ativado						Tratamento						
								300 ppm de CaO						
		Máx.	Mín.	Média	D.M	D.P	C.V	Máx.	Mín.	Média	D.M	D.P	C.V	Rem. (%)
pH	3	8,0	7,8	7,9	0,09	0,09	1,20	10,0	9,3	9,5	0,31	0,33	3,46	-
Alc. Total. (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	236	171	211	26,67	28,58	13,54	125	59	87	25,56	27,98	32,28	-
DQO (mg /L)	3	75	31	46	19,11	20,29	44,10	46	18	31	10,00	11,52	37,16	32,6
DBO <sub>5</sub> (mg /L)	3	18	3	9	6,30	6,74	74,88	4	1	3	1,07	1,20	39,96	66,7
SST (mg /L)	3	8	1	4	2,44	2,87	71,69	20	10	15	3,33	4,08	27,22	-
SSF (mg /L)	3	1	0	1	0,44	2,87	-	18	8	12	4,00	4,08	34,02	-
SSV (mg /L)	3	6	1	3	1,78	2,05	68,49	7	0	3	2,67	2,94	98,13	0,0
Dureza Total (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	231	205	221	10,44	11,26	5,10	100	84	93	6,00	6,68	7,19	57,9
Cálcio (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	131	108	123	10,22	10,84	8,81	53	21	33	13,11	14,06	42,59	73,2
Magnésio (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	100	95	97	1,78	2,05	2,12	74	42	60	11,78	13,27	22,12	38,1
P.Total (mg /L)	3	5,30	3,98	4,55	0,50	0,55	12,11	0,54	0,13	0,32	0,15	0,17	52,73	93,0
P-Orto. (mg /L)	3	4,56	3,87	4,16	0,27	0,29	7,05	0,43	0,06	0,22	0,14	0,16	70,52	94,7
NH <sub>3</sub> (mg/L)	3	20	15	17	2,00	2,16	12,71	11	9	10	0,67	0,82	8,16	41,2
Cor (Pt – Co)	3	65	60	63	2,22	2,36	3,74	55	35	42	8,89	9,43	22,45	33,3
CF (UFC/100 ml)	3	7,50E+03	4,15E+03	5,83E+03	-	-	28,73	0	0	0	-	-	-	100

**Tabela 4.10** – Valores máximo (Máx.) e mínimo (Mín.), média, desvios médio (D.M) e padrão (D. P) e coeficiente de variação (C.V), para o tratamento com 400 ppm de CaO.

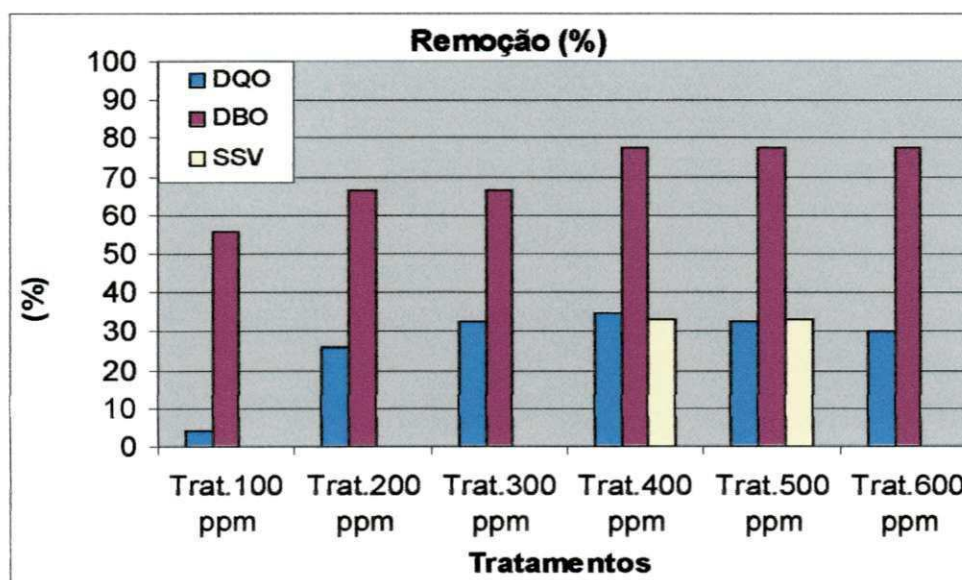
Parâmetros	n	Efluente de Lodo Ativado						Tratamento						
								400 ppm de CaO						
		Máx.	Mín.	Média	D.M	D.P	C.V	Máx.	Mín.	Média	D.M	D.P	C.V	Rem. (%)
pH	3	8,0	7,8	7,9	0,09	0,09	1,20	10,4	9,8	10,0	0,24	0,26	2,62	-
Alc. Total. (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	236	171	211	26,67	28,58	13,54	120	67	92	18,89	21,79	23,77	-
DQO (mg /L)	3	75	31	46	19,11	20,29	44,10	41	9	30	13,78	14,64	48,79	34,8
DBO <sub>5</sub> (mg /L)	3	18	3	9	6,30	6,74	74,88	4	1	2	0,92	1,03	51,28	77,8
SST (mg /L)	3	8	1	4	2,44	2,87	71,69	31	11	21	6,89	8,18	38,95	-
SSF (mg /L)	3	1	0	1	0,44	2,87	-	27	9	19	6,89	8,18	43,05	-
SSV (mg /L)	3	6	1	3	1,78	2,05	68,49	4	0	2	1,56	1,70	84,98	33,3
Dureza Total (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	231	205	221	10,44	11,26	5,10	84	63	72	8,22	8,96	12,44	67,4
Cálcio (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	131	108	123	10,22	10,84	8,81	58	16	33	16,89	18,21	55,18	73,2
Magnésio (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	100	95	97	1,78	2,05	2,12	60	5	39	22,89	24,44	62,68	59,8
P.Total (mg /L)	3	5,30	3,98	4,55	0,50	0,55	12,11	0,29	0,05	0,18	0,09	0,10	55,00	96,0
P-Orto. (mg /L)	3	4,56	3,87	4,16	0,27	0,29	7,05	0,10	0,01	0,04	0,04	0,04	99,12	99,0
NH <sub>3</sub> (mg/L)	3	20	15	17	2,00	2,16	12,71	9	6	7	1,11	1,25	17,82	58,8
Cor (Pt – Co)	3	65	60	63	2,22	2,36	3,74	40	25	33	5,56	6,24	18,90	47,6
CF (UFC/100 ml)	3	7,50E+03	4,15E+03	5,83E+03	-	-	28,73	0	0	0	-	-	-	100

**Tabela 4.11** – Valores máximo (Máx.) e mínimo (Mín.), média, desvios médio (D.M) e padrão (D. P) e coeficiente de variação (C.V), para o tratamento com 500 ppm de CaO.

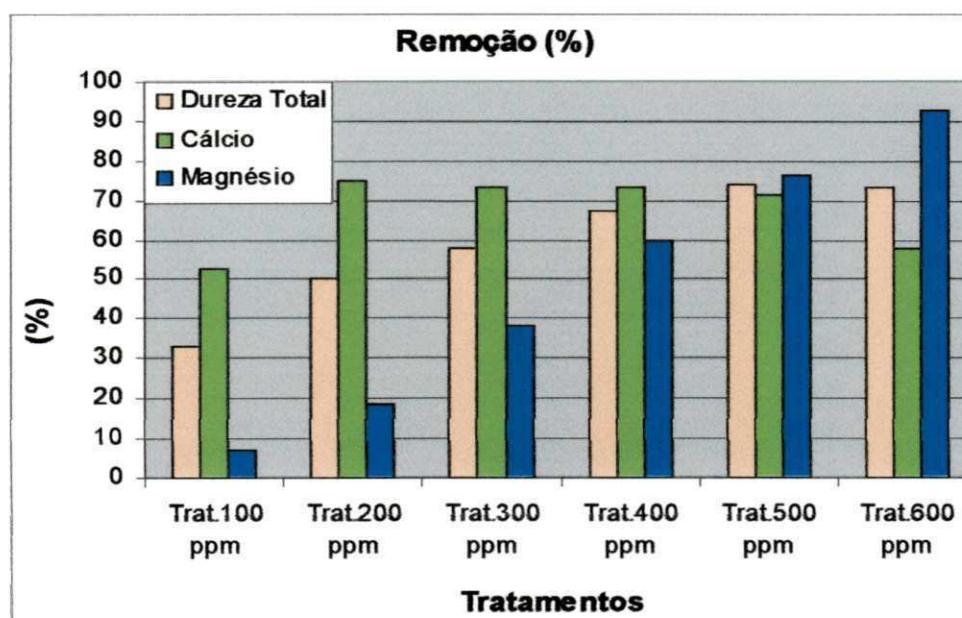
Parâmetros	n	Efluente de Lodo Ativado						Tratamento						
								500 ppm de CaO						
		Máx.	Mín.	Média	D.M	D.P	C.V	Máx.	Mín.	Média	D.M	D.P	C.V	Rem. (%)
pH	3	8,0	7,8	7,9	0,09	0,09	1,20	10,6	10,0	10,3	0,22	0,25	2,43	-
Alc. Total. (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	236	171	211	26,67	28,58	13,54	109	71	92	13,78	15,69	17,12	-
DQO (mg /L)	3	75	31	46	19,11	20,29	44,10	68	12	31	24,67	26,17	84,41	32,6
DBO <sub>5</sub> (mg /L)	3	18	3	9	6,30	6,74	74,88	5	1	2	1,72	1,82	91,09	77,8
SST (mg /L)	3	8	1	4	2,44	2,87	71,69	38	20	29	6,22	7,36	25,39	-
SSF (mg /L)	3	1	0	1	0,44	2,87	-	37	17	27	6,89	7,36	27,27	-
SSV (mg /L)	3	6	1	3	1,78	2,05	68,49	3	1	2	0,67	0,82	40,82	33,3
Dureza Total (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	231	205	221	10,44	11,26	5,10	63	53	58	3,33	4,08	7,04	73,8
Cálcio (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	131	108	123	10,22	10,84	8,81	58	21	35	15,33	16,39	46,83	71,5
Magnésio (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	100	95	97	1,78	2,05	2,12	32	5	23	12,00	12,73	55,34	76,3
P.Total (mg /L)	3	5,30	3,98	4,55	0,50	0,55	12,11	0,21	0,02	0,09	0,08	0,08	92,67	98,0
P-Orto. (mg /L)	3	4,56	3,87	4,16	0,27	0,29	7,05	0,10	0,01	0,04	0,04	0,04	99,12	99,0
NH <sub>3</sub> (mg/L)	3	20	15	17	2,00	2,16	12,71	9	6	7	1,11	1,25	17,82	58,8
Cor (Pt – Co)	3	65	60	63	2,22	2,36	3,74	30	15	25	6,67	7,07	28,28	60,3
CF (UFC/100 ml)	3	7,50E+03	4,15E+03	5,83E+03	-	-	28,73	0	0	0	-	-	-	100

**Tabela 4.12** – Valores máximo (Máx.) e mínimo (Mín.), média, desvios médio (D.M) e padrão (D. P) e coeficiente de variação (C.V), para o tratamento com 600 ppm de CaO.

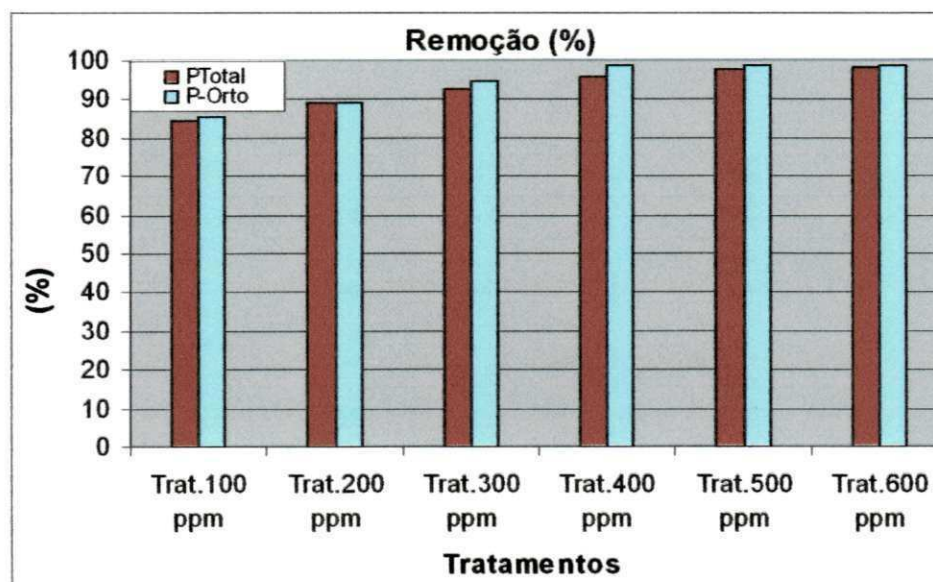
Parâmetros.	n	Efluente de Lodo Ativado						Tratamento						
								600 ppm de CaO						
		Máx.	Mín.	Média	D.M	D.P	C.V	Máx.	Mín.	Média	D.M	D.P	C.V	Rem. (%)
pH	3	8,0	7,8	7,9	0,09	0,09	1,20	10,8	10,4	10,6	0,13	0,16	1,54	-
Alc. Total. (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	236	171	211	26,67	28,58	13,54	145	93	121	18,44	21,36	17,70	-
DQO (mg /L)	3	75	31	46	19,11	20,29	44,10	43	11	32	13,78	14,64	45,74	30
DBO <sub>5</sub> (mg /L)	3	18	3	9	6,30	6,74	74,88	5	1	2	1,62	1,72	86,17	78
SST (mg /L)	3	8	1	4	2,44	2,87	71,69	44	23	33	7,33	8,60	26,07	-
SSF (mg /L)	3	1	0	1	0,44	2,87	-	41	20	30	7,11	8,60	28,67	-
SSV (mg /L)	3	6	1	3	1,78	2,05	68,49	3	2	3	0,44	0,47	15,71	0
Dureza Total (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	231	205	221	10,44	11,26	5,10	71	42	59	11,11	12,23	20,73	73
Cálcio (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	131	108	123	10,22	10,84	8,81	63	32	52	13,11	13,96	26,85	58
Magnésio (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	100	95	97	1,78	2,05	2,12	11	3	7	2,89	3,30	47,14	93
P.Total (mg /L)	3	5,30	3,98	4,55	0,50	0,55	12,11	0,13	0,02	0,06	0,05	0,05	86,42	98,7
P-Orto. (mg /L)	3	4,56	3,87	4,16	0,27	0,29	7,05	0,10	0,01	0,04	0,04	0,04	99,07	99,04
NH <sub>3</sub> (mg/L)	3	20	15	17	2,00	2,16	12,71	8	5	6	1,11	1,25	20,79	65
Cor (Pt – Co)	3	65	60	63	2,22	2,36	3,74	25	10	18	5,56	6,24	34,64	71
CF (UFC/100 ml)	3	7,50E+03	4,15E+03	5,83E+03	-	-	28,73	0	0	0,00E+00	-	-	-	100



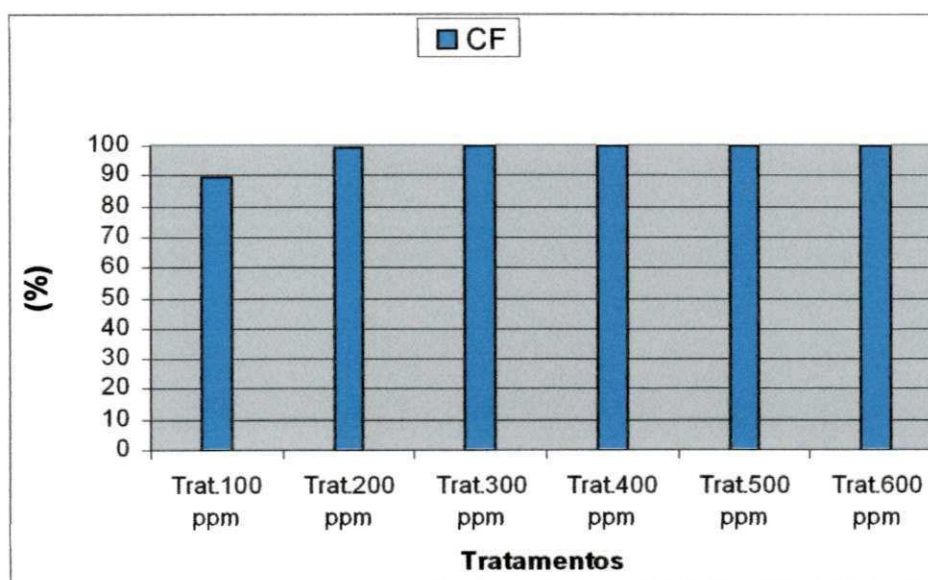
**Figura 4.3** – Valores referentes aos percentuais de remoção de DQO, DBO<sub>5</sub> e SSV após o tratamento do efluente de um sistema de lodo ativado com CaO com dosagens variando de 100 a 600 ppm como CaCO<sub>3</sub> e agente de nucleação.



**Figura 4.4** – Valores referentes aos percentuais de remoção de dureza total, cálcio e magnésio após o tratamento do efluente de um sistema de lodo ativado com CaO com dosagens variando de 100 a 600 ppm como CaCO<sub>3</sub> e agente de nucleação.



**Figura 4.5** – Valores referentes aos percentuais de remoção de fósforo total e ortofosfato solúvel após o tratamento do efluente de um sistema de lodo ativado com CaO com dosagens variando de 100 a 600 ppm como  $\text{CaCO}_3$  e agente de nucleação.



**Figura 4.6** – Valores referentes aos percentuais de remoção de coliformes fecais, após o tratamento do efluente de um sistema de lodo ativado com CaO com dosagens variando de 100 a 600 ppm como  $\text{CaCO}_3$  e agente de nucleação.



### 4.1.3 3ª Fase

Por fim, os resultados da 3ª fase da 1ª Etapa obtidos de amostras de efluente de um reator UASB, tratadas com dosagens de CaO variando de 400 a 600ppm como CaCO<sub>3</sub> e CaCO<sub>3</sub> atuando como agente de nucleação, estão apresentados nas Tabelas 4.13 a 4.18. As Tabelas 4.13 a 4.15 apresentam os valores obtidos de amostras previamente aeradas enquanto as Tabelas 4.16 a 4.18 apresentam aquelas obtidas de amostras não aeradas. As Tabelas: 4.13, 4.14, 4.15, 4.16, 4.17 e 4.18 apresentam os valores máximo, mínimo, e médio bem como os desvios médio, padrão e coeficiente de variação desses valores dos parâmetros relacionados com a dureza: pH, alcalinidade total, dureza total (Ca<sup>2+</sup> + Mg<sup>2+</sup>), Cálcio (Ca<sup>2+</sup>) e Magnésio (Mg<sup>2+</sup>); matéria orgânica: DBO<sub>5</sub>, DQO; formas de sólidos suspensos: (SST), (SSF) e (SSV); nutrientes: fósforo total, ortofosfato solúvel e nitrogênio amoniacal, coliformes fecais e cor. As Tabelas 4.13 a 4.18 também apresentam a eficiência alcançada pelo tratamento e o número de determinações.

Nas Figuras 4.7 a 4.11, podem ser observadas a eficiência dos tratamentos aplicadas na remoção de dureza, matéria orgânica, nutrientes, coliformes fecais e cor, dos diversos parâmetros avaliados antes e depois do tratamento de amostras aeradas e não aeradas de efluente de reator UASB com concentrações de CaO variando de 400 a 600ppm como CaCO<sub>3</sub>.

**Tabela 4.13** – Valores máximo (Máx.) e mínimo (Mín.) , média, desvios médio (D.M) e padrão (D. P) e coeficiente de variação (C.V) para o tratamento com 400 ppm de CaO, amostras aeradas.

Parâmetros.	n	Efluente do reator UASB						Tratamento com Aeração							
		400 ppm de CaO													
		Máx.	Mín.	Média	D.M	D.P	C.V	Máx.	Mín.	Média	D.M	D.P	C.V	Rem.(%)	
pH	3	7,2	7,1	7,2	0,04	0,06	0,80	9,5	9,2	9,4	0,11	0,15	1,63	-	
Alc. Total. (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	393	326	355	25,56	34,53	9,73	254	163	196	38,89	50,64	25,84	-	
DQO (mg /L)	3	154	122	134	13,56	17,67	13,19	64	45	53	7,11	9,71	18,33	60,4	
DBO <sub>5</sub> (mg /L)	3	55	32	41	9,56	12,50	30,50	13	8	10	2,00	2,65	26,46	75,6	
SST (mg /L)	3	26	17	22	3,11	4,51	20,50	28	14	19	6,00	7,81	41,11	13,6	
SSF (mg /L)	3	4	2	3	0,67	1,00	33,33	25	11	18	4,67	7,00	38,89	-	
SSV (mg /L)	3	22	15	19	2,67	3,61	18,98	3	2	3	0,44	0,58	19,25	84,2	
Dureza Total (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	252	244	249	3,11	4,16	1,67	113	100	106	4,89	6,66	6,28	57,4	
Cálcio (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	142	139	140	1,11	1,53	1,09	37	21	28	6,00	8,19	29,23	80,0	
Magnésio (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	113	102	109	4,44	5,86	5,38	79	70	75	3,33	4,58	6,11	31,2	
P.Total (mg /L)	3	5,04	3,63	4,29	0,50	0,71	16,53	0,46	0,33	0,40	0,04	0,07	16,27	90,7	
P-Orto. (mg /L)	3	4,41	2,95	3,50	0,60	0,79	22,62	0,39	0,12	0,24	0,10	0,14	57,28	93,1	
NH <sub>3</sub> (mg/L)	3	35	28	31	2,89	3,79	12,33	26	15	19	4,89	6,35	33,96	39,1	
Cor (Pt – Co)	3	65	60	63	2,22	2,89	4,58	40	35	37	2,22	2,89	7,80	41,3	
CF (UFC/100 ml)	3	7,25E+06	4,60E+06	5,93E+06	-	-	57,73	-	-	-	-	-	-	-	

\* CF : não determinado, para Tabelas 4.13 a 4.15.

**Tabela 4.14** – Valores máximo (Máx.) e mínimo (Mín.) , média, desvios médio (D.M) e padrão (D. P) e coeficiente de variação (C.V) para o tratamento com 500 ppm de CaO, amostras aeradas.

Parâmetros.	n	Efluente do reator UASB						Tratamento com Aeração						
								500 ppm de CaO						
		Máx.	Mín.	Média	D.M	D.P	C.V	Máx.	Mín.	Média	D.M	D.P	C.V	Rem.(%)
pH	3	7,2	7,1	7,2	0,04	0,06	0,80	9,9	9,6	9,8	0,13	0,17	1,77	-
Alc. Total. (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	393	326	355	25,56	34,53	9,73	230	153	181	32,67	42,58	23,52	-
DQO (mg /L)	3	154	122	134	13,56	17,67	13,19	75	41	58	11,33	17,00	29,31	56,7
DBO <sub>5</sub> (mg /L)	3	55	32	41	9,56	12,50	30,50	12	8	9	1,78	2,31	24,74	77,2
SST (mg /L)	3	26	17	22	3,11	4,51	20,50	28	14	19	5,78	7,57	39,16	12,1
SSF (mg /L)	3	4	2	3	0,67	1,00	33,33	25	13	19	4,00	6,00	31,58	-
SSV (mg /L)	3	22	15	19	2,67	3,61	18,98	3	2	2	0,44	0,58	24,74	87,7
Dureza Total (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	252	244	249	3,11	4,16	1,67	102	91	95	4,44	5,86	6,15	61,7
Cálcio (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	142	139	140	1,11	1,53	1,09	32	21	26	4,00	5,57	21,41	81,4
Magnésio (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	113	102	109	4,44	5,86	5,38	72	71	72	0,44	0,58	0,81	34,3
P.Total (mg /L)	3	5,04	3,63	4,29	0,50	0,71	16,53	0,24	0,17	0,20	0,02	0,04	17,27	95,3
P-Orto. (mg /L)	3	4,41	2,95	3,50	0,60	0,79	22,62	0,17	0,11	0,14	0,02	0,03	21,31	95,9
NH <sub>3</sub> (mg/L)	3	35	28	31	2,89	3,79	12,33	24	13	17	4,44	5,86	33,80	43,5
Cor (Pt – Co)	3	65	60	63	2,22	2,89	4,58	35	30	33	2,22	2,89	8,66	47,1
CF (UFC/100 ml)	3	7,25E+06	4,60E+06	5,93E+06	-	-	57,73	-	-	-	-	-	-	-

**Tabela 4.15** – Valores máximo (Máx.) e mínimo (Mín.) , média, desvios médio (D.M) e padrão (D. P) e coeficiente de variação (C.V) para o tratamento com 600 ppm de CaO, amostras aeradas.

Parâmetros.	n	Efluente do reator UASB						Tratamento com Aeração							
		600 ppm de CaO													
		Máx.	Mín.	Média	D.M	D.P	C.V	Máx.	Mín.	Média	D.M	D.P	C.V	Rem.(%)	
pH	3	7,2	7,1	7,2	0,04	0,06	0,80	10,6	10,0	10,4	0,24	0,32	3,09	-	
Alc. Total. (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	393	326	355	25,56	34,53	9,73	199	134	158	27,56	35,92	22,73	-	
DQO (mg /L)	3	154	122	134	13,56	17,67	13,19	67	51	59	5,33	8,00	13,56	56,0	
DBO <sub>5</sub> (mg /L)	3	55	32	41	9,56	12,50	30,50	12	7	9	2,00	2,65	29,40	78,0	
SST (mg /L)	3	26	17	22	3,11	4,51	20,50	35	23	29	4,00	6,00	20,69	-	
SSF (mg /L)	3	4	2	3	0,67	1,00	33,33	31	21	26	3,33	5,00	19,23	-	
SSV (mg /L)	3	22	15	19	2,67	3,61	18,98	4	2	3	0,67	1,00	33,33	84,2	
Dureza Total (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	252	244	249	3,11	4,16	1,67	91	70	78	8,89	11,59	14,86	68,7	
Cálcio (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	142	139	140	1,11	1,53	1,09	47	29	38	6,00	9,00	23,68	72,9	
Magnésio (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	113	102	109	4,44	5,86	5,38	62	25	38	16,00	20,81	54,76	65,1	
P.Total (mg /L)	3	5,04	3,63	4,29	0,50	0,71	16,53	0,21	0,10	0,16	0,04	0,06	34,42	96,3	
P-Orto. (mg /L)	3	4,41	2,95	3,50	0,60	0,79	22,62	0,10	0,05	0,07	0,02	0,03	35,95	98,0	
NH <sub>3</sub> (mg/L)	3	35	28	31	2,89	3,79	12,33	20	12	15	3,33	4,36	29,06	51,1	
Cor (Pt – Co)	3	65	60	63	2,22	2,89	4,58	35	30	33	2,22	2,89	8,75	47,6	
CF (UFC/100 ml)	3	7,25E+06	4,60E+06	5,93E+06	-	-	57,73	-	-	-	-	-	-	-	

**Tabela 4.16** – Valores máximo (Máx.) e mínimo (Mín.) , média, desvios médio (D.M) e padrão (D. P) e coeficiente de variação (C.V) para o tratamento com 400 ppm de CaO, amostras não aeradas.

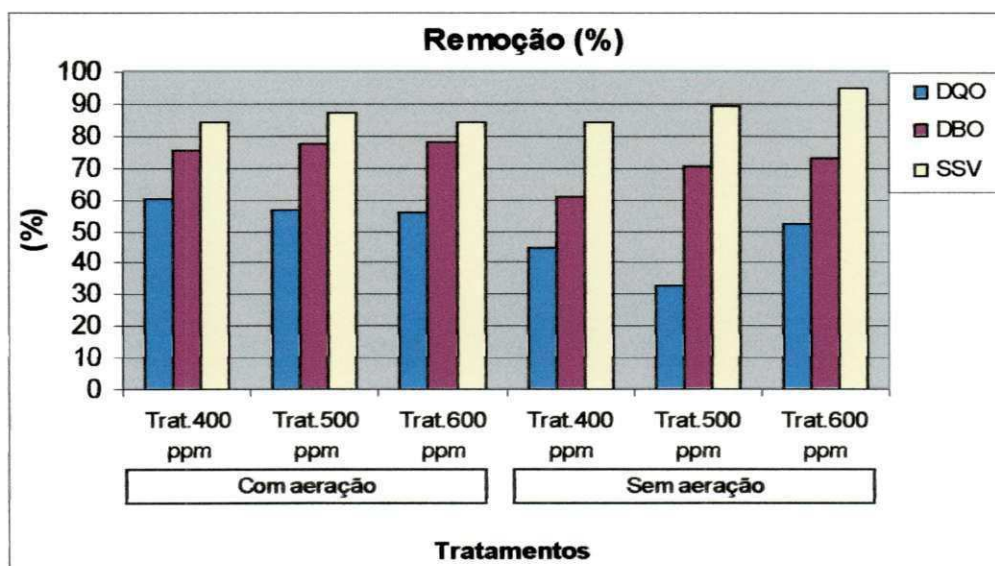
Parâmetros.	n	Efluente do reator UASB						Tratamento sem Aeração							
								400 ppm de CaO							
		Máx.	Mín.	Média	D.M	D.P	C.V	Máx.	Mín.	Média	D.M	D.P	C.V	Rem.(%)	
pH	3	7,2	7,1	7,2	0,04	0,06	0,80	8,8	8,3	8,6	0,22	0,29	3,36	-	
Alc. Total. (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	393	326	355	25,56	34,53	9,73	285	189	225	40,22	52,54	23,35	-	
DQO (mg /L)	3	154	122	134	13,56	17,67	13,19	116	45	74	27,78	37,07	50,10	44,8	
DBO <sub>5</sub> (mg /L)	3	55	32	41	9,56	12,50	30,50	18	13	16	1,78	2,52	15,73	61,0	
SST (mg /L)	3	26	17	22	3,11	4,51	20,50	27	18	23	3,11	4,51	19,61	-	
SSF (mg /L)	3	4	2	3	0,67	1,00	33,33	25	15	20	3,56	5,03	25,17	-	
SSV (mg /L)	3	22	15	19	2,67	3,61	18,98	3	2	3	0,44	0,58	19,25	84,2	
Dureza Total (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	252	244	249	3,11	4,16	1,67	147	121	132	9,78	13,32	10,09	47,0	
Cálcio (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	142	139	140	1,11	1,53	1,09	54	29	40	9,56	12,90	32,24	71,4	
Magnésio (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	113	102	109	4,44	5,86	5,38	93	92	93	0,44	0,58	0,62	14,7	
P.Total (mg /L)	3	5,04	3,63	4,29	0,50	0,71	16,53	0,72	0,34	0,51	0,14	0,19	37,87	88,1	
P-Orto. (mg /L)	3	4,41	2,95	3,50	0,60	0,79	22,62	0,60	0,21	0,38	0,15	0,20	52,92	89,1	
NH <sub>3</sub> (mg/L)	3	35	28	31	2,89	3,79	12,33	31	20	24	4,44	5,86	24,11	20,8	
Cor (Pt – Co)	3	65	60	63	2,22	2,89	4,58	45	30	38	5,56	7,64	20,10	39,7	
CF (UFC/100 ml)	3	7,25E+06	4,60E+06	5,93E+06	-	-	57,73	4,70E+05	2,18E+05	3,24E+05	-	-	50,78	94,536	

**Tabela 4.17** – Valores máximo (Máx.) e mínimo (Mín.) , média, desvios médio (D.M) e padrão (D. P) e coeficiente de variação (C.V) para o tratamento com 500 ppm de CaO, amostras não aeradas.

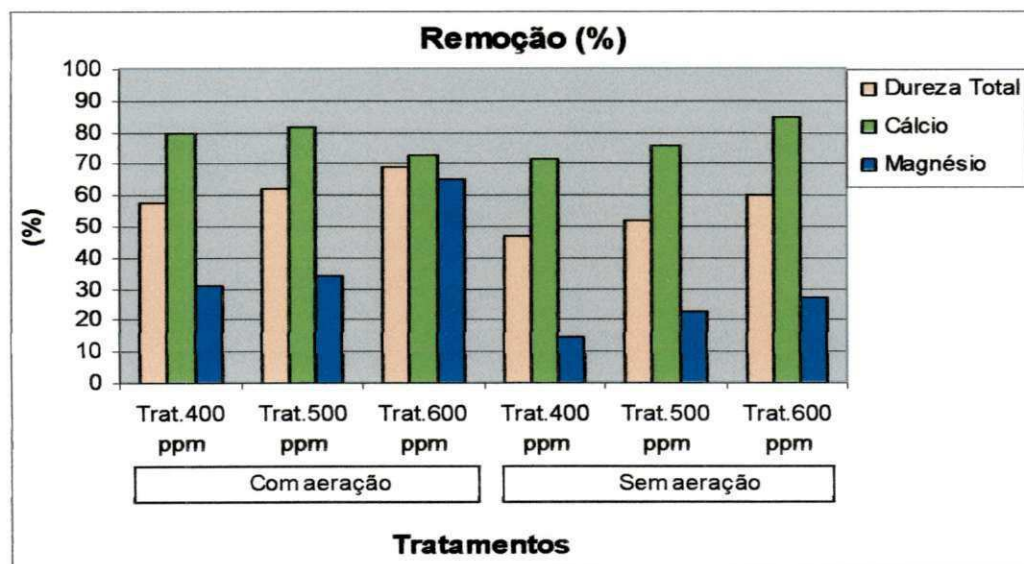
Parâmetros.	n	Efluente do reator UASB						Tratamento sem Aeração						
								500 ppm de CaO						
		Máx.	Mín.	Média	D.M	D.P	C.V	Máx.	Mín.	Média	D.M	D.P	C.V	Rem.(%)
pH	3	7,2	7,1	7,2	0,04	0,06	0,80	9,2	8,9	9,1	0,13	0,17	1,90	-
Alc. Total. (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	393	326	355	25,56	34,53	9,73	273	163	217	37,33	55,03	25,36	-
DQO (mg /L)	3	154	122	134	13,56	17,67	13,19	157	49	90	44,44	58,29	64,76	32,8
DBO <sub>5</sub> (mg /L)	3	55	32	41	9,56	12,50	30,50	14	9	12	1,78	2,52	20,97	70,7
SST (mg /L)	3	26	17	22	3,11	4,51	20,50	35	18	24	7,33	9,54	39,75	-
SSF (mg /L)	3	4	2	3	0,67	1,00	33,33	34	15	22	8,22	10,69	48,60	-
SSV (mg /L)	3	22	15	19	2,67	3,61	18,98	3	1	2	0,67	1,00	50,00	89,5
Dureza Total (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	252	244	249	3,11	4,16	1,67	139	100	119	13,11	19,50	16,39	52,2
Cálcio (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	142	139	140	1,11	1,53	1,09	53	18	34	12,89	17,79	52,31	75,7
Magnésio (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	113	102	109	4,44	5,86	5,38	87	81	84	2,22	3,06	3,64	22,9
P.Total (mg /L)	3	5,04	3,63	4,29	0,50	0,71	16,53	0,69	0,23	0,42	0,18	0,24	56,81	90,2
P-Orto. (mg /L)	3	4,41	2,95	3,50	0,60	0,79	22,62	0,50	0,24	0,34	0,11	0,14	41,18	90,3
NH <sub>3</sub> (mg/L)	3	35	28	31	2,89	3,79	12,33	28	16	21	4,67	6,24	29,74	31,6
Cor (Pt – Co)	3	65	60	63	2,22	2,89	4,58	40	30	36	4,00	5,29	14,70	42,9
CF (UFC/100 ml)	3	7,25E+06	4,60E+06	5,93E+06	-	-	57,73	4,43E+05	1,55E+05	2,99E+05	-	-	57,73	94,958

**Tabela 4.18** – Valores máximo (Máx.) e mínimo (Mín.) , média, desvios médio (D.M) e padrão (D. P) e coeficiente de variação (C.V) para o tratamento com 600 ppm de CaO, amostras não aeradas.

Parâmetros.	n	Efluente do reator UASB						Tratamento sem Aeração							
								600 ppm de CaO							
		Máx.	Mín.	Média	D.M	D.P	C.V	Máx.	Mín.	Média	D.M	D.P	C.V	Rem.(%)	
pH	3	7,2	7,1	7,2	0,04	0,06	0,80	9,6	8,9	9,4	0,31	0,40	4,30	-	
Alc. Total. (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	393	326	355	25,56	34,53	9,73	222	144	174	31,78	41,79	24,02	-	
DQO (mg /L)	3	154	122	134	13,56	17,67	13,19	67	57	64	4,44	5,77	9,02	52,2	
DBO <sub>5</sub> (mg /L)	3	55	32	41	9,56	12,50	30,50	15	9	11	2,44	3,21	29,22	73,2	
SST (mg /L)	3	26	17	22	3,11	4,51	20,50	24	13	18	4,22	5,69	31,59	18,2	
SSF (mg /L)	3	4	2	3	0,67	1,00	33,33	22	12	17	3,33	5,00	29,41	-	
SSV (mg /L)	3	22	15	19	2,67	3,61	18,98	2	1	1	0,44	0,58	57,74	94,7	
Dureza Total (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	252	244	249	3,11	4,16	1,67	108	95	100	5,56	7,23	7,23	59,8	
Cálcio (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	142	139	140	1,11	1,53	1,09	26	16	21	3,56	5,03	23,97	85,0	
Magnésio (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	3	113	102	109	4,44	5,86	5,38	81	76	79	1,78	2,52	3,19	27,5	
P.Total (mg /L)	3	5,04	3,63	4,29	0,50	0,71	16,53	0,40	0,20	0,30	0,07	0,10	33,33	93,0	
P-Orto. (mg /L)	3	4,41	2,95	3,50	0,60	0,79	22,62	0,30	0,15	0,21	0,06	0,08	37,80	94,0	
NH <sub>3</sub> (mg/L)	3	35	28	31	2,89	3,79	12,33	26	14	20	4,22	6,03	30,60	35,8	
Cor (Pt – Co)	3	65	60	63	2,22	2,89	4,58	40	30	33	4,44	5,77	17,50	47,6	
CF (UFC/100 ml)	3	7,25E+06	4,60E+06	5,93E+06	-	-	57,73	0,00E+00	0,00E+00	0	-	-	-	100,0	

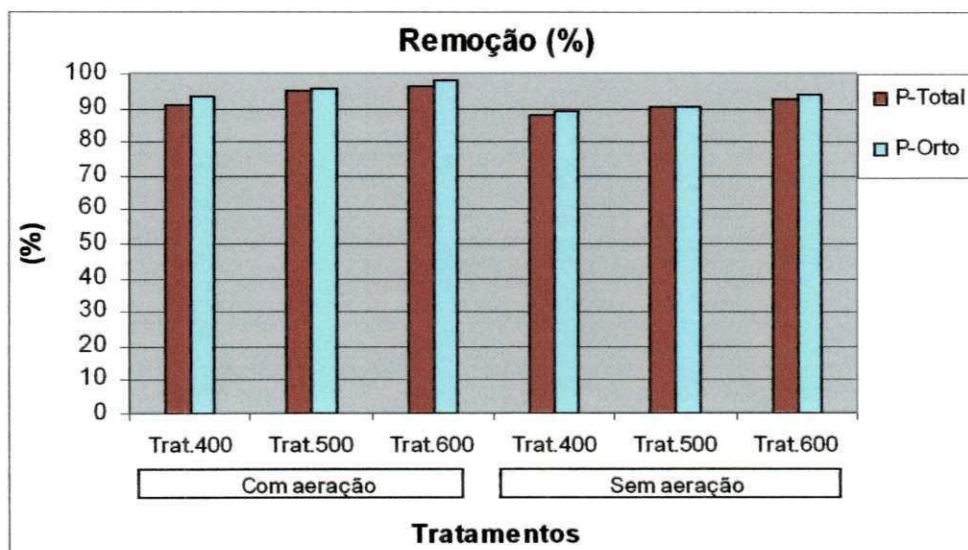


**Figura 4.7** – Valores referentes aos percentuais de remoção de DQO, DBO<sub>5</sub> e SSV de amostras de efluente de reator UASB, e seus respectivos tratamentos com dosagens de CaO variando de 400 a 600 ppm como CaCO<sub>3</sub> e adição do agente de nucleação.

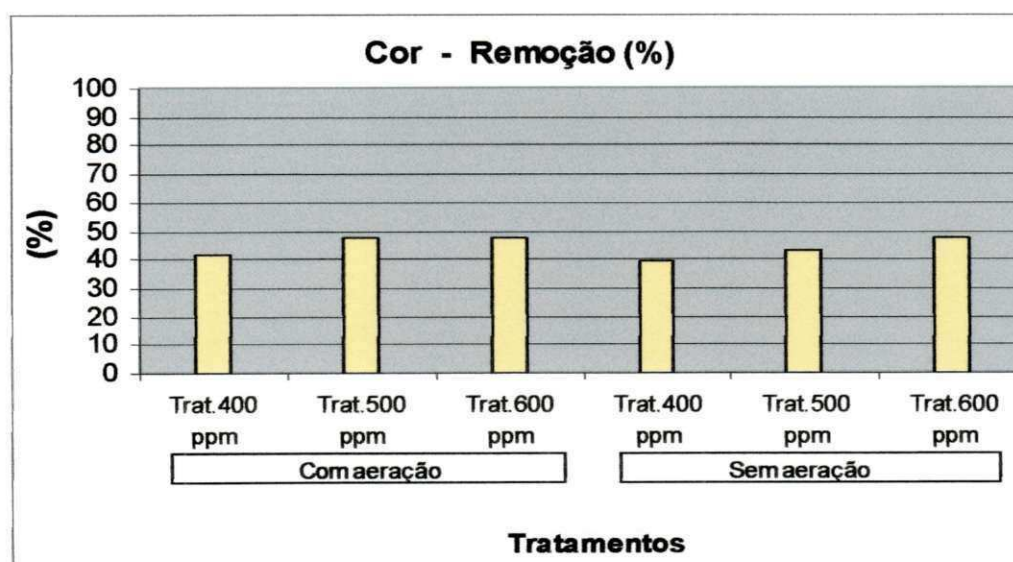


**Figura 4.8** – Valores referentes aos percentuais de remoção de dureza total, cálcio e magnésio de amostras de efluente de reator UASB, e seus respectivos tratamentos com dosagens de CaO variando de 400 a 600 ppm como CaCO<sub>3</sub> e adição do agente de nucleação.

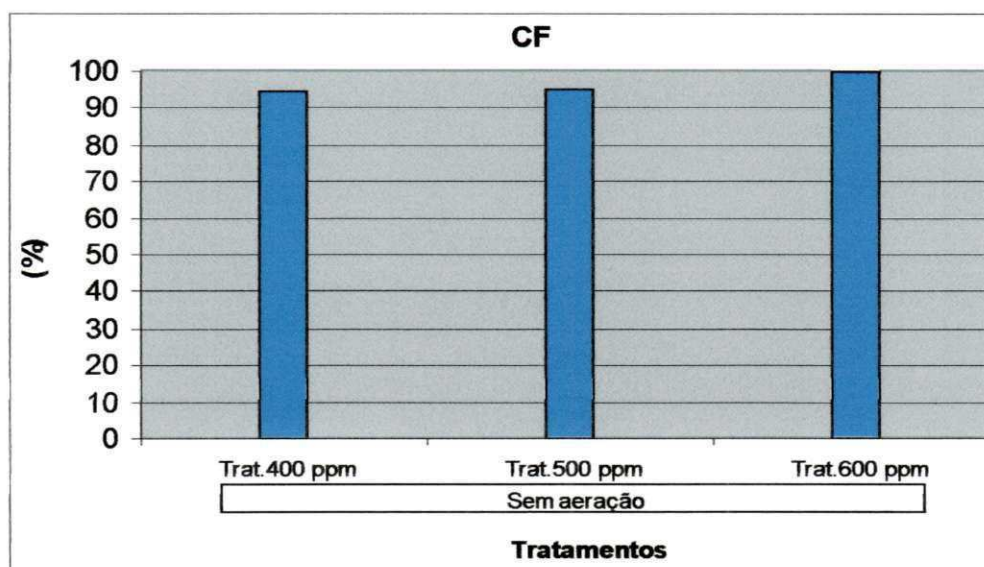




**Figura 4.9** – Valores referentes aos percentuais de remoção de fósforo total e ortofosfato solúvel, de amostras de efluente de reator UASB, e seus respectivos tratamentos com dosagens de CaO variando de 400 a 600 ppm como  $\text{CaCO}_3$  e adição do agente de nucleação.



**Figura 4.10** – Valores referentes aos percentuais de remoção da cor, de amostras de efluente de reator UASB, e seus respectivos tratamentos com dosagens de CaO variando de 400 a 600 ppm como  $\text{CaCO}_3$  e adição do agente de nucleação.



**Figura 4.11** – Valores referentes aos percentuais de remoção de coliformes fecais, de amostras de efluente de reator UASB, e seus respectivos tratamentos com dosagens de CaO variando de 400 a 600 ppm como  $\text{CaCO}_3$  e adição do agente de nucleação.

## 4.2 - 2ª Etapa

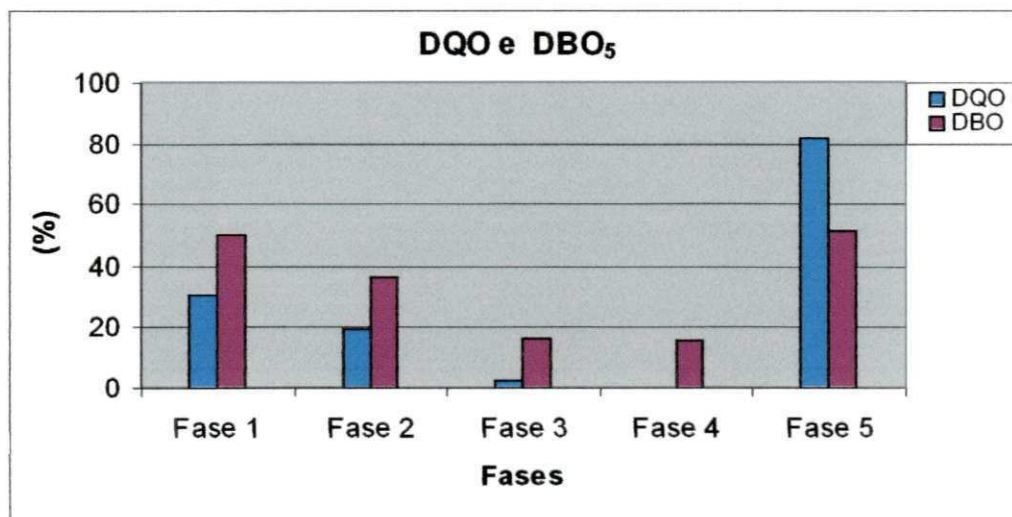
Os resultados a seguir apresentados são referentes ao tratamento físico-químico num reator químico contendo  $\text{CaCO}_3$  como agente de nucleação, alimentado continuamente com o efluente de um reator UASB, onde continuamente era dosada uma solução de CaO. Foram realizados cinco experimentos diferenciados pelas vazões aplicadas (afluente e lodo de retorno) e pelos valores de pH, mantidos no reator químico. Os valores de pH de 10,0; 10,4; 11,0 e 11,4 foram mantidos ao longo de cada experimento.

Os resultados das análises das amostras coletadas do afluente (efluente do reator UASB) e efluente do reator químico, bem como a eficiência de remoção da dureza total ( $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ ) de Cálcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ) e Magnésio ( $\text{Mg}^{2+}$ ); matéria orgânica:  $\text{DBO}_5$ , DQO;

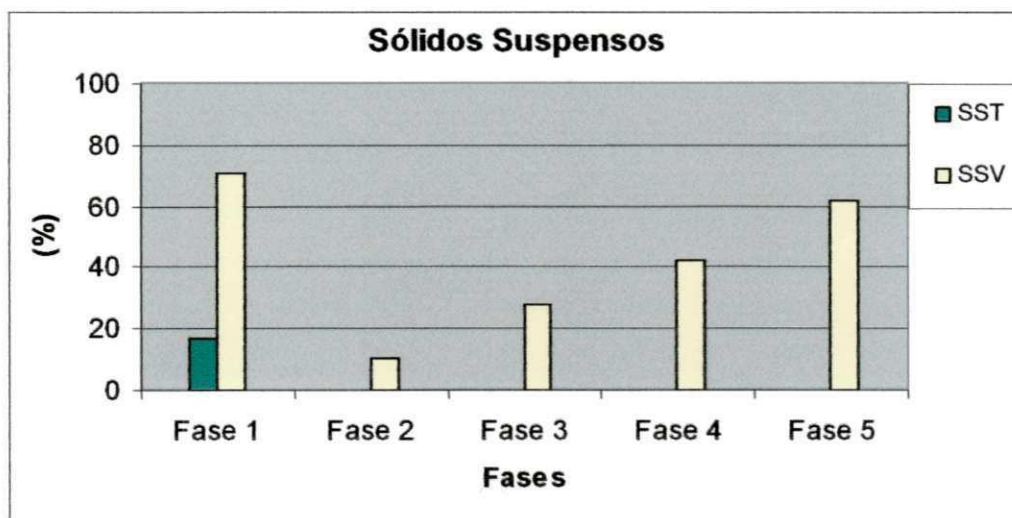
formas de sólidos suspensos: (SST), (SSF) e (SSV); nutrientes: fósforo total, ortofosfato solúvel e nitrogênio amoniacal; coliformes fecais e cor estão apresentados na Tabela 4.19 e Figuras 4.25 a 4.30.

**Tabela 4.19** – Valores médios do afluente (efluente do reator UASB) e efluente do reator químico nas cinco fases caracterizadas pelo valor do pH de reação e da vazão de afluente (Qa) e recirculação de lodo (Qr), da 2ª Etapa.

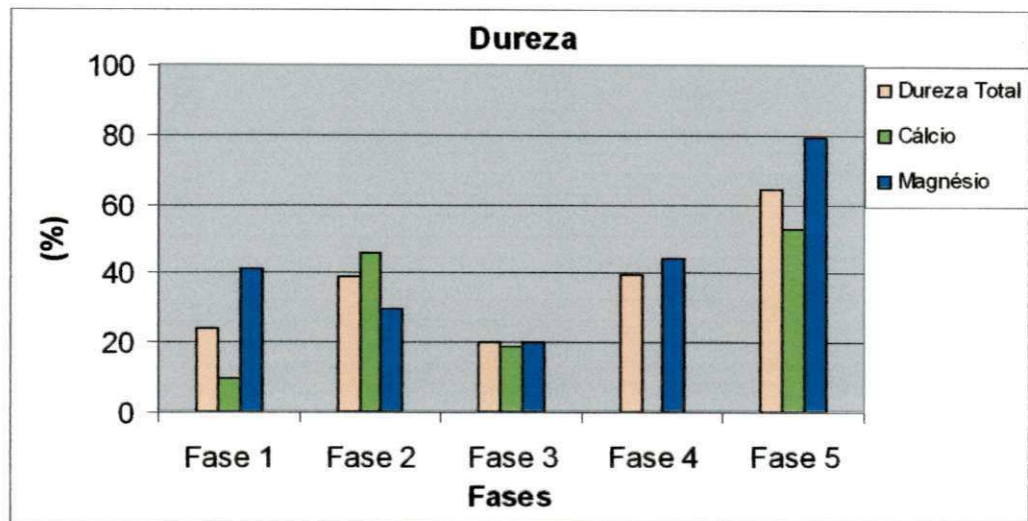
PARÂMETROS	1ª Fase			2ª Fase			3ª Fase			4ª Fase			5ª Fase		
	(Qa = 60 e Qr = 40)L/h			(Qa = 30 e Qr = 40)L/h			(Qa = 30 e Qr = 50)L/h			(Qa = 30 e Qr = 50)L/h			(Qa = 30 e Qr = 30)L/h		
	pH = 10			pH = 10			pH = 10,4			pH = 11			pH = 11,4		
	Afluente	Efluente	Remoção (%)	Afluente	Efluente	Remoção (%)	Afluente	Efluente	Remoção (%)	Afluente	Efluente	Remoção (%)	Afluente	Efluente	Remoção (%)
pH	7,1	10,4	-	7,0	10,3	-	7,8	10,7	-	6,8	11,0	-	7,1	10,7	-
Alc. Total. (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	272	239	-	301	237	-	274	264	-	273	217	-	292	185	-
DQO (mg /L)	177	123	30,5	162	130	19,8	141	137	2,8	157	159	(-)	118	22	81,4
DBO <sub>5</sub> (mg /L)	83	41	50,6	77	49	36,4	43	36	16,3	64	54	15,6	77	37	51,9
SST (mg /L)	54	45	16,7	32	122	(-)	30	63	(-)	47	147	(-)	44	97	(-)
SSF (mg /L)	10	31	(-)	5	98	(-)	4	45	(-)	7	124	(-)	9	84	(-)
SSV (mg /L)	44	13	70,5	28	25	10,7	25	18	28,0	40	23	42,5	34	13	61,8
Dureza Total (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	187	142	24,1	181	110	39,2	191	153	19,9	181	109	39,8	195	69	64,6
Cálcio (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	104	94	9,6	98	53	45,9	105	85	19,0	100	64	36	108	51	52,8
Magnésio (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	82	48	41,5	83	58	30,1	85	68	20,0	81	45	44,4	87	18	79,3
P <sub>Total</sub> (mg /L)	5,04	0,79	84,3	5,42	1,04	80,8	4,48	1,55	65,4	5,07	1,17	76,9	5,01	0,77	84,6
P-Orto. (mg /L)	4,13	0,12	97,1	4,97	0,17	96,6	3,75	0,16	95,7	4,11	0,18	95,6	4,2	0,06	98,6
NH <sub>3</sub> (mg/L)	44	37	15,9	47	33	29,8	46	41	10,9	44	43	2,3	39	28	28,2
Cor (Pt – Co)	42	28	33,3	50	40	20,0	40	30	25,0	45	30	33,3	50	36	28,0
Turbidez (NTU)	78	37	52,6	115	175	(-)	60	130	(-)	117	228	(-)	24	65	(-)
CF (UFC/100 ml)	4,00E+06	0	100,0	6,15E+07	0	100,0	-	-	-	-	-	-	2,00E+06	0	100,0



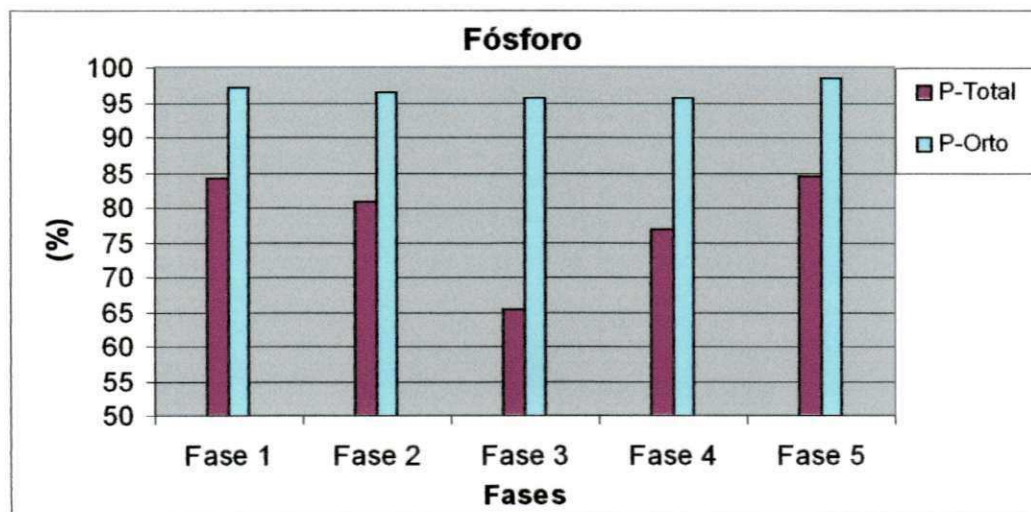
**Figura 4.12** – Percentual de remoção da demanda química e bioquímica de oxigênio no reator químico, tratando o efluente de um reator UASB em fluxo contínuo.



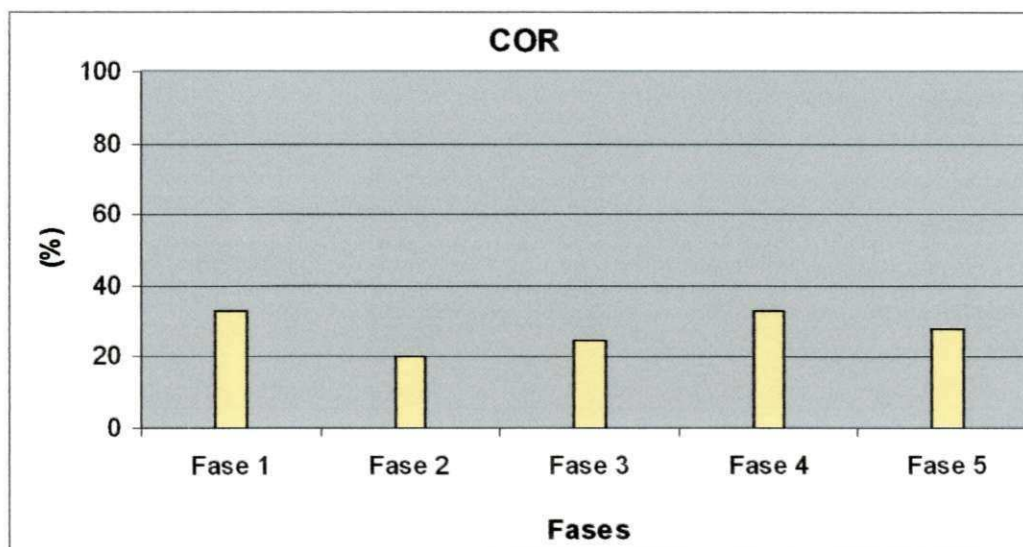
**Figura 4.13** – Percentual de remoção dos sólidos suspensos totais e voláteis no reator químico, tratando o efluente de um reator UASB em fluxo contínuo.



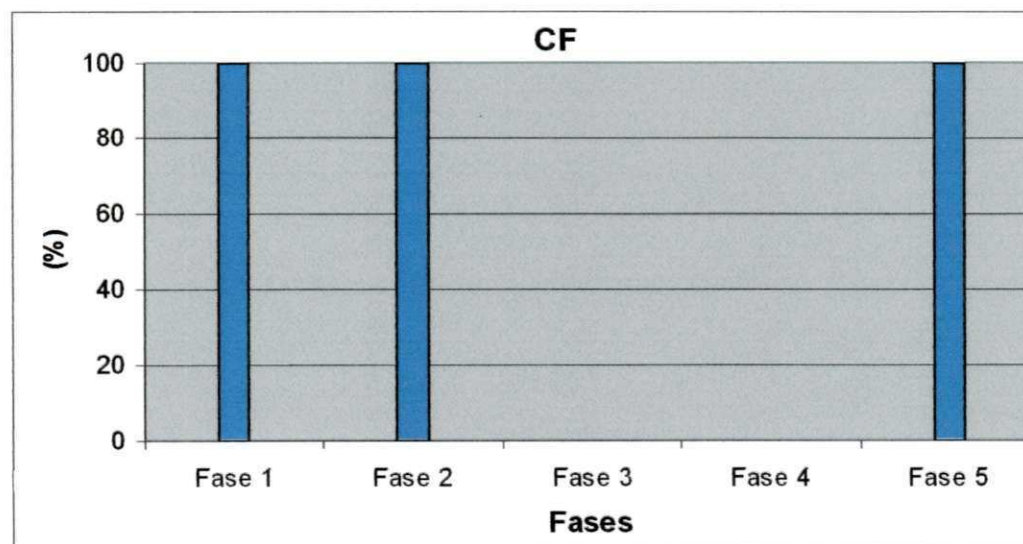
**Figura 4.14** – Comportamento do percentual de remoção da dureza total, cálcio e magnésio para o pós-tratamento físico-químico de amostra de efluente do reator UASB, em regime de fluxo contínuo.



**Figura 4.15** – Comportamento do percentual de remoção das formas de fósforo: fósforo total e ortofosfato solúvel, para o pós-tratamento físico-químico de amostra de efluente do reator UASB, em regime de fluxo contínuo.



**Figura 4.16** – Comportamento do percentual de remoção da Cor, para o pós-tratamento físico-químico de amostra de efluente do reator UASB, em regime de fluxo contínuo.



**Figura 4.17** – Valor referente ao percentual de remoção para o número de coliformes fecais, para o pós-tratamento físico-químico de amostra de efluente do reator UASB, em regime de fluxo contínuo.

# **CAPÍTULO 5**

## **DISCUSSÃO DOS RESULTADOS**

### **5.1 Introdução**

Quando se necessita uma água clarificada, com baixo teor de nutrientes e ausência de microrganismos a cal pode ser uma opção de tratamento. Quando a cal é colocada em contato com a água de abastecimento ou efluentes de sistemas de tratamento biológico provoca simultaneamente, elevação do pH e desestabilização das partículas coloidais, atuando como agente químico coagulante, floculante e desinfetante. Neste capítulo será discutida a ação da cal sobre a qualidade de águas, quando usada como agente desinfetante, clarificante (floculante) e removedor de nutrientes (notadamente nitrogênio e fósforo).

### **5.2 Como Agente Desinfetante**

No decorrer da investigação experimental, descrita no Capítulo 3, a cal mostrou ser um excelente agente desinfetante, apresentando ótimos percentuais de remoção de coliformes fecais para os diferentes tratamentos e conforme elevação do pH. Nas condições dos experimentos dos testes com bateladas do efluente do sistema de



lodo ativado e de esgoto digerido, cujos resultados estão apresentados nas Tabelas 4.9 a 4.18, valores de pH de 9,5 e 9,4 para os dois efluentes foram alcançados para dosagens de 300 e 600 ppm, respectivamente, sendo que para estes valores foi verificada uma redução total no número de coliformes fecais. Para um preço de cal de R\$100,00 a tonelada ou R\$0,10/kg os custos de desinfecção para o efluente do sistema de lodo ativado e o esgoto digerido seriam de 0,03 e 0,06 reais/m<sup>3</sup>, custos relativamente elevados, embora não inviabilizem economicamente o tratamento com cal.

### **5.3 Como Agente Flocculante**

Com apenas a adição de cal aos efluentes do sistema de lodo ativado e do reator UASB era observada a formação de flocos. Verificava-se que os maiores percentuais de remoção de material orgânico (DBO<sub>5</sub>, DQO e SSV) eram observados para os tratamentos com as maiores dosagens do agente químico. No entanto, não foi possível obter um efluente clarificado (baixa turbidez) uma vez que a própria cal contribuía para o acréscimo de SSF e conseqüentemente dos SST.

### **5.4 Como Agente Precipitante**

#### **5.4.1 Abrandamento**

A cal foi utilizada como agente precipitante com o objetivo de promover o abrandamento, ou seja, a remoção de cálcio e magnésio dos efluentes tratados. Os resultados mostraram que a cal, sozinha, não foi eficiente no abrandamento: para se obter boa remoção de magnésio, deveriam ser aplicadas altas concentrações da cal. Observa-se que a água de abastecimento da cidade de Campina Grande e

conseqüentemente o esgoto sanitário apresentam altas e aproximadas concentrações de magnésio e cálcio, tendo-se de cada elemento na faixa de 70 a 80 ppm em  $\text{CaCO}_3$ , (ver Tabela 4.1 Capítulo 4). Para uma boa remoção de dureza a soma das concentrações de  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$  deve ser aproximadamente igual a zero, quando se deseja, por exemplo, obter água para caldeiras que funcionem a altas ou a supercríticas pressões.

### REMOÇÃO DE MAGNÉSIO

A solubilidade termodinâmica de magnésio em água pode ser calculada a partir da constante de solubilidade, para 25 °C : Equação 2.5 (Hamer, 1961)

$$pK_{Mg} = 10,41 \quad \therefore \quad K_{Mg} = [\text{Mg}^{2+}] * [\text{OH}^-]^2 = 3,91 * 10^{-11}$$

A partir da Equação (2.5) é possível se obter uma pseudoconstante de solubilidade  $K'_{Mg}$  que pode ser definida como:

$$K'_{Mg} = [\text{Mg}^{2+}] * [\text{OH}^-]^2 \quad (5.1)$$

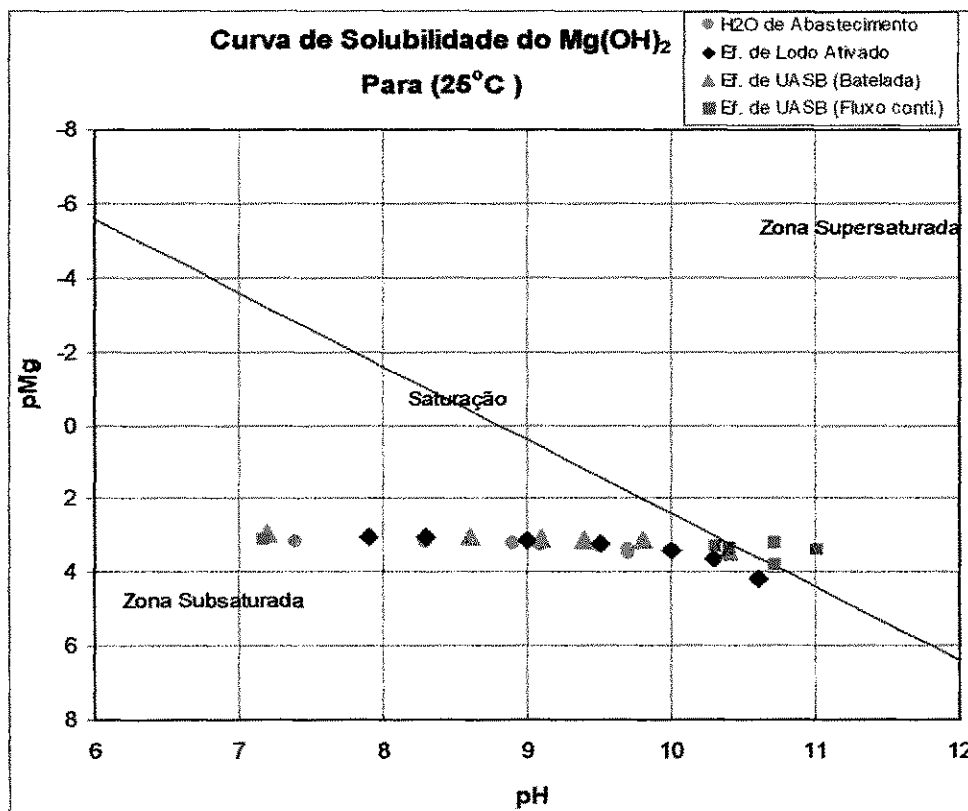
A partir dos valores experimentais da concentração de  $[\text{Mg}^{2+}]$ , sabendo-se que  $[\text{OH}^-] = 10^{(\text{pH} - 14)}$ , calculou-se o  $pK'_{Mg}$ , cujos valores estão nas Tabelas 5.1 a 5.4.

Na Figura 5.1 pode ser observada a reta que correlaciona  $pMg$  com o pH, representada pela Equação (5.2):

$$pMg = pK_{Mg} + 2pH - 28 \quad (5.2)$$

Na Figura 5.1 a reta separa as fases de subsaturação e supersaturação. Na mesma figura estão colocados, também, os valores da concentração de magnésio determinados experimentalmente para os diferentes valores de pH. Pode-se observar que só com dosagens muito elevadas de cal, quando o pH atinge um valor de aproximadamente 10,5, a solução se torna saturada e a remoção de magnésio começa a

ser possível. Todavia, a dosagem de cal é tão elevada que esta alternativa deixa de ser prática. Além do mais há dois outros problemas:



**Figura 5.1** - Curva de solubilidade teórica do hidróxido de magnésio a  $25^{\circ}C$  e os pontos representando os dados experimentais do logaritmo negativo do produto iônico ( $-\log([Mg^{2+}][OH]^{-2})$ ).

(1) os poucos resultados indicam que o magnésio não precipita bem quando está subsaturado, nem em água de abastecimento e mais ainda em efluentes de sistemas de lodo ativado e digerido. Para um pH de 11,0 a concentração encontrada foi de 45 ppm quando a concentração de saturação é de 4 ppm. O fato de se formar uma solução supersaturada dificulta ainda mais a remoção de magnésio;

(2) um outro aspecto é que para valores de pH maiores que 11 se forma uma solução com altíssima turbidez, presumivelmente devido à formação de uma suspensão coloidal de sais de magnésio ou cálcio. Dessa maneira, a remoção de magnésio dos efluentes estudados não foi possível.

### REMOÇÃO DE CÁLCIO

A solubilidade termodinâmica do carbonato de cálcio a 25 °C é dada pela constante de solubilidade Equação 2.1 (Truesdale e Jones, 1973):

$$pK_{Ca} = 8,33 \therefore K_{Ca} = [Ca^{2+}] * [CO_3^{2-}] = 4,72 * 10^{-9}$$

Os testes experimentais indicaram a formação de soluções supersaturadas, que apresentaram produto iônico muito maior que a constante de solubilidade teórica, sem que, contudo, houvesse remoções significativas de carbonato de cálcio, apesar de sua precipitação.

Assim sendo pode-se encontrar uma pseudoconstante (constante prática)  $K'_{Ca}$  que se define como:

$$K'_{Ca} = [Ca^{2+}] * [CO_3^{2-}] \quad (5.3)$$

Para calcular  $K'_{Ca}$  é necessário calcular  $[CO_3^{2-}]$  que por sua vez é dependente além do pH também da alcalinidade:

$$Alc = 2[CO_3^{2-}] + [HCO_3^-] + [OH^-] - [H^+] \quad (5.4)$$

$$[CO_3^{2-}] = \frac{Alc}{(2 + 10^{(pK_2 - pH)}) + 10^{(pH - pK_w)} - (10^{-pH})} \quad (5.5)$$

A solubilidade do cálcio observada nos experimentos foi também observada por outros pesquisadores: Wiechers (1977), Menar e Jenkins (1972), Merrill

e Jorden (1975), Ferguson e McCarty (1969) para esgoto bruto e efluente de sistemas de tratamentos de esgotos. Com a adição de cal foi observado que o produto iônico  $K'_{Ca} = [Ca^{2+}] * [CO_3^{2-}]$  era 6 vezes maior para água de abastecimento (Tabela 5.1), 23 vezes maior para efluente de lodo ativado (Tabela 5.2) e de 46 e 316 vezes, respectivamente para efluente de reator UASB, tratado em regime de bateladas e com fluxo contínuo (Tabelas 5.3 e 5.4), ocasionando um alto índice de supersaturação. Mesmo com adição do agente de nucleação não foi possível se obter bons resultados, embora a adição de 10g/L de carbonato de cálcio resultasse em uma pequena remoção adicional de cálcio (Tabela 5.1).

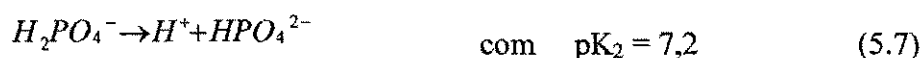
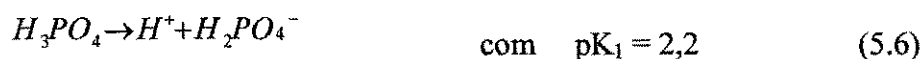
Os dados experimentais mostram que o abrandamento de efluentes de sistemas de tratamento é problemático e que é possível somente uma remoção parcial de dureza, até mesmo para uma dosagem muita elevada de cal.

### PRECIPITAÇÃO DE FOSFATO

Atribui-se a remoção de fósforo à precipitação de hidroxiapatita,  $Ca_{10}(PO_4)_6(OH)_2$ , pelo fato da constante de solubilidade deste mineral ser muito baixa (Equação (2.6), (Stumm & Morgan, 1981):

$$pK_p = 114 \therefore K_p = [Ca^{2+}]^{10} * [PO_4^{3-}]^6 * [OH^-]^2 = 10^{-114}$$

A Equação (2.6) mostra que o fosfato é removido na forma de  $PO_4^{3-}$ .  
 Todavia, essa forma pode não ser a predominante em soluções, dependendo do pH. O ácido fosfórico é um ácido fraco e apresenta três dissociações:



A partir das equações de dissociações do ácido fosfórico, pode-se correlacionar cada uma das formas de fósforo com a concentração de fósforo total:

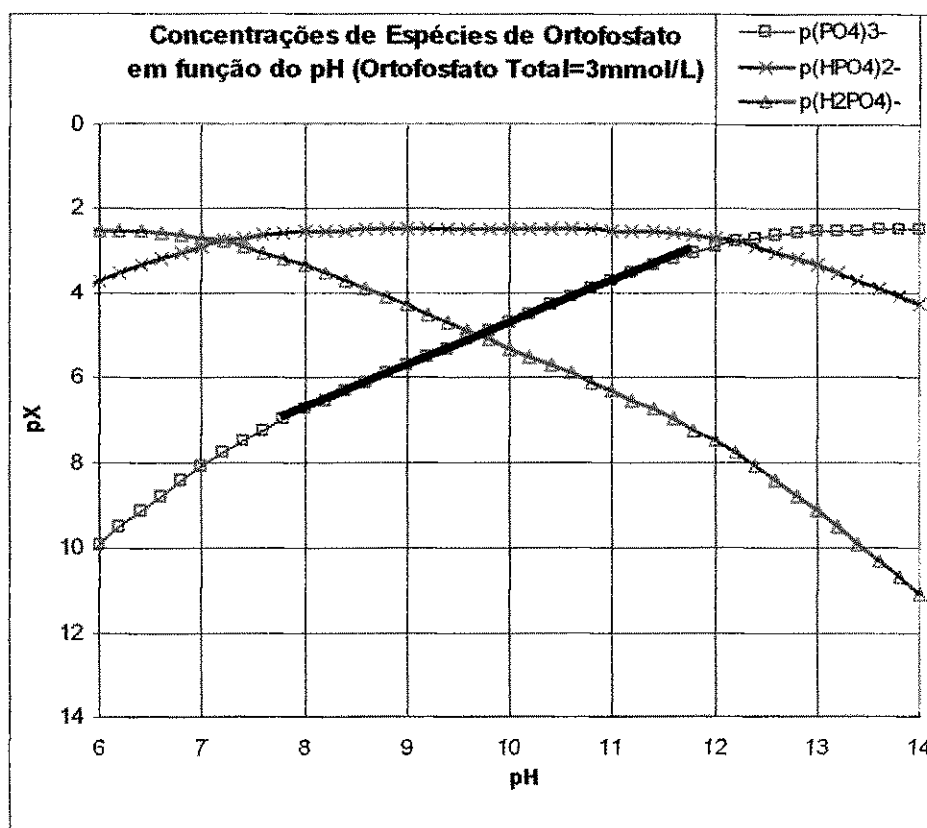
$$\frac{[H_2PO_4^-]}{[HPO_4^{2-}]} = \frac{[H^+]}{K_2} \quad (5.9)$$

$$\frac{[HPO_4^{2-}]}{[PO_4^{3-}]} = \frac{[H^+]}{K_3} \quad (5.10)$$

$$\frac{[PO_4^{3-}]}{[Orto \cdot P]} = \left( \frac{1}{1 + [H^+]/K_3 + [H^+]^2/(K_2 * K_3) + [H^+]^3/(K_1 * K_2 * K_3)} \right) \quad (5.11)$$

Onde:

Orto. P : Ortofosfato Total;  
 $K_1, K_2$  e  $K_3$  : Constantes de Solubilidade;  
 $[H^+]$  :  $10^{-pH}$ .



**Figura 5.2** - Curva de solubilidade teórica para as espécies de fosfatos ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), ( $\text{HPO}_4^{2-}$ ) e ( $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ).

Com a Equação a 5.11 foi possível traçar o diagrama pX versus pH, apresentado na Figura 5.2. Nesse diagrama as concentrações das diferentes espécies de fosfatos ( $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ,  $\text{HPO}_4^{2-}$  e  $\text{PO}_4^{3-}$ ) estão em função do pH, para uma concentração hipotética total de 3mmol P/L ou 0,003mg/L ou ainda  $p(\text{Orto P}) = 2,5$ .

A supersaturação se evidencia quando se coloca num diagrama  $p(\text{PO}_4)$  versus pH a concentração de saturação de  $[\text{PO}_4^{3-}]$  e os valores experimentais dos diferentes testes. A concentração de saturação é obtida a partir do produto de solubilidade da hidroxiapatita, conforme Equação (2.6). Para uma concentração de 30 ppm de  $\text{CaCO}_3$  ou  $3 \cdot 10^{-4}$  moles/L, logo  $p\text{Ca} = 3,5$ ; e tem-se que:

$$p(\text{PO}_4) = \left( \frac{pH}{3} + 8,5 \right) \quad (5.12)$$

\* pX: produto de solubilidade das formas de fosfato.

A reta da Equação (5.12) está representada na Figura 5.3. Na mesma figura podem ser observados os valores experimentais de  $p(\text{PO}_4)$  que também estão apresentados nas Tabelas 5.2 a 5.4. Observa-se que para todos os casos a concentração experimental de  $[\text{PO}_4^{3-}]$  foi muito maior que a concentração teórica de saturação de  $[\text{PO}_4^{3-}]$ .

Ao se considerar somente  $p(\text{PO}_4)$  tem-se que calcular a concentração experimental de  $[\text{PO}_4^{3-}]$  a partir da Equação (5.11). Nas Tabelas 5.2 a 5.4 podem ser observados os valores calculados das concentrações de  $[\text{PO}_4^{3-}]$ . Com os valores experimentais de  $[\text{PO}_4^{3-}]$ ,  $[\text{Ca}^{2+}]$  e sabendo-se que  $(p\text{OH} = 14 - \text{pH})$ , pode-se calcular o produto iônico da hidroxiapatita como:

$$pK'_p = 10pCa + 6p(\text{PO}_4) + 2p\text{OH} \quad (5.13)$$

Os valores do produto iônico estão presentes na última coluna das Tabelas 5.2 a 5.4. Verifica-se que seus valores são muito menores que o valor do produto de solubilidade teórico ( $pK_p = 114$ ), indicando a formação de soluções supersaturadas.

Para se avaliar o grau de supersaturação, compara-se às concentrações teóricas e experimentais de  $[\text{PO}_4^{3-}]$ .

Apesar da formação de soluções supersaturadas, a eficiência de remoção de ortofosfato foi muito alta. Os resultados mostram que uma concentração de 100mg/L de cal já é suficiente para baixar o ortofosfato para menos que 1mg/L.

As Equações 5.9 a 5.12 também podem ser usadas para calcular o valor teórico da concentração de ortofosfato total:



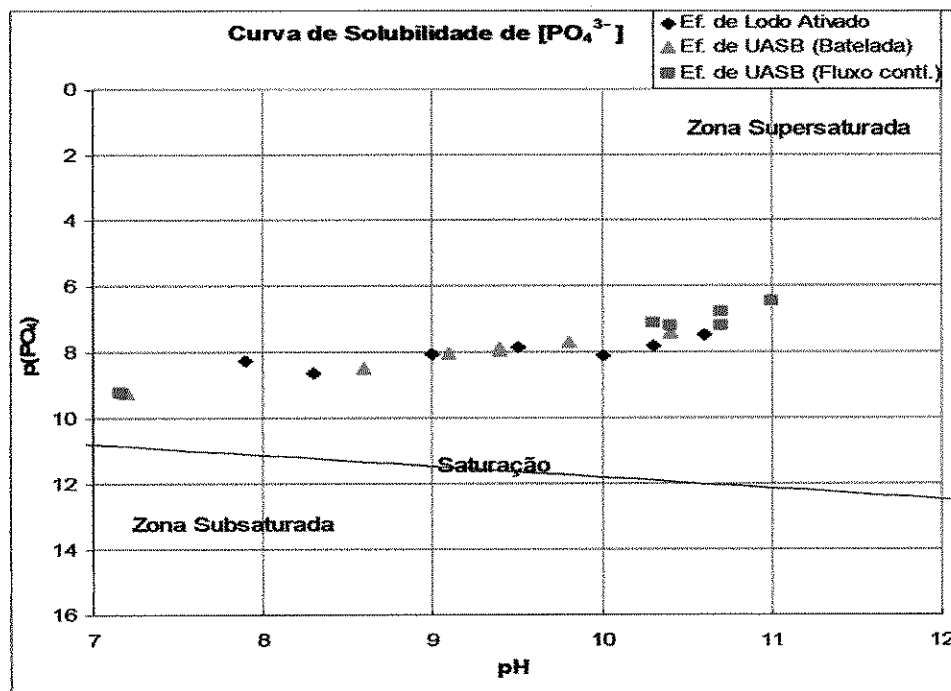


Figura 5.3 – Curva de solubilidade teórica de  $PO_4^{3-}$  e os pontos representando o produto de solubilidade experimental de  $PO_4^{3-}$ , para os diferentes tratamentos.

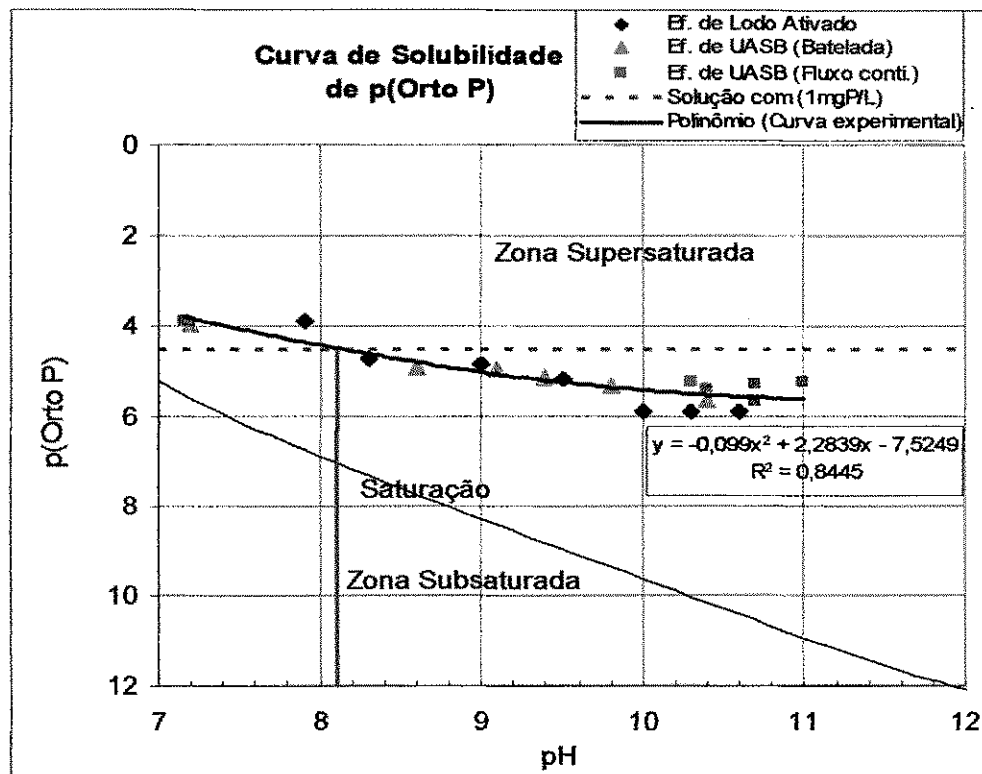
$$p(\text{Orto.P}) = p(PO_4) + p\left(1 + \frac{[H^+]}{K_3} + \frac{[H^+]^2}{(K_2 \cdot K_3)} + \frac{[H^+]^3}{(K_1 \cdot K_2 \cdot K_3)}\right) \quad (5.14)$$

A Figura 5.4 mostra a curva teórica de  $p(\text{Orto. P})$  em função do pH. A curva é formada a partir de uma solução hipotética com 30ppm de  $CaCO_3$  sendo:

$$p(PO_4) = \frac{pH}{3} + 8,5$$

Logo:

$$p(\text{OrtoP}) = \frac{pH}{3} + 8,5 + p\left(1 + \frac{[H^+]}{K_3} + \frac{[H^+]^2}{(K_2 \cdot K_3)} + \frac{[H^+]^3}{(K_1 \cdot K_2 \cdot K_3)}\right) \quad (5.15)$$



**Figura 5.4** - Representação esquemática da curva de solubilidade teórica de ortofosfato total e os pontos representando os dados experimentais de p(Orto. Total) para os diferentes tratamentos.

Na Figura 5.4 podem ser observados os pontos que representam os valores dos dados experimentais obtidos dos diferentes tratamentos. Semelhante ao comportamento de  $p(\text{PO}_4)$  (Figura 5.3), nota-se mais uma vez a tendência de se formarem soluções supersaturadas. Apesar de ter sido observado um alto índice de supersaturação, a remoção de ortofosfato foi eficiente. Observa-se na Figura 5.4, para  $p(\text{Orto P})=4,5$  e um pH de 8,15; a concentração de 1 mg P/L já foi termodinamicamente reduzida.

Verificou-se com os diferentes tratamentos aplicados que a cal apresenta um excelente desempenho como agente desinfetante e floculante, possibilitando ótimos percentuais de remoção de coliformes fecais e consideráveis remoções de material orgânico e sólidos suspensos voláteis. A cal foi ineficiente no abrandamento: não foi

possível se obter bons resultados com os tratamentos dados, uma vez que, tanto no esgoto quanto na água de abastecimento só foi possível uma remoção parcial da dureza, sendo necessário possivelmente um pós-tratamento com  $\text{Na}_2\text{CO}_3$ . Por essa razão foi verificada uma supersaturação de carbonato de cálcio. Todos os valores experimentais dos produtos de solubilidade encontrados para o esgoto digerido e o efluente do sistema de lodo ativado tratando esgoto estão na faixa encontrada por outros pesquisadores para esgoto e sistemas de tratamento (Wiechers (1977), Menar e Jenkins (1972), Merrill e Jorden (1974), Ferguson e McCarty (1969)). A partir da Figura 5.1 e das Tabelas 4.6, 4.12, 4.15 e 4.19 do Capítulo 4, pode ser verificado claramente que a remoção de magnésio está diretamente associada ao seu produto de solubilidade experimental  $\text{pK}'_{\text{Mg}}$ . Equação (5.1) as maiores remoções foram verificadas para os tratamentos em que o produto de solubilidade aparente excede o produto de solubilidade teórico, ou seja, para tratamentos que se encontram com baixo grau de supersaturação com relação a essa base, conforme pode ser verificado com a aproximação dos pontos experimentais à curva de solubilidade do hidróxido de magnésio.

Com relação ao cálcio, não foram verificadas boas remoções, nem mesmo para pHs elevados se obteve êxito. Os resultados se devem à formação de soluções supersaturadas de carbonato de cálcio. O valor do produto de solubilidade aparente, no caso da água de abastecimento, variou de 7 a 8 e, para o efluente de lodo ativado o  $\text{pK}'_{\text{Ca}}$  variou entre 6 e 7,8. No caso de efluente do reator UASB foi observada uma variação de 5,8 a 6,8, comparando com o valor termodinâmico de  $\text{pK}_{\text{Ca}} = 8,33$ .

Um dos fatores preocupantes no tratamento de esgotos é a remoção das formas de fósforo, quando o mesmo é lançado em corpos aquáticos receptores, causa o crescimento exagerado da vida aquática, a eutrofização, reduzindo a qualidade e as

possibilidades de uso desta água. Graças à baixa solubilidade da hidroxiapatita foi possível se obter ótima remoção de ortofosfato. Por exemplo: quando foi aplicada uma dosagem de 100 ppm da cal no efluente do sistema de lodo ativado (Tabela 4.7 do Capítulo 4) a remoção de ortofosfato solúvel foi de 85,6%, sendo produzido um efluente com um residual menor que 1 mg P/L, embora, essa concentração ainda seja capaz de provocar eutrofização em corpos d'água receptores. Para dosagens maiores de cal as concentrações residuais de fósforo foram ainda menores, embora que, para todos os casos, a tendência era de se formar soluções supersaturadas, conforme as Figuras 5.3 e 5.4.

**Tabela 5.1** – Valores referentes aos produtos iônicos para a precipitação de carbonato de cálcio e hidróxido de magnésio, no tratamento de água de abastecimento em diferentes dosagens de CaO, com e sem adição do CaCO<sub>3</sub>.

Água de Abastecimento									
Dosagem (ppm) Com e Sem CaCO <sub>3</sub>	pH	Alc. Total (eq/L)	[Ca <sup>2+</sup> ] (mol/L)	[Mg <sup>2+</sup> ] (mol/L)	[CO <sub>3</sub> ] <sup>2-</sup> (mol/L)	K <sup>'</sup> sp [Ca <sup>2+</sup> ] <sub>x</sub> [CO <sub>3</sub> ] <sup>=</sup>	pK <sup>'</sup> sp CaCO <sub>3</sub>	K <sup>'</sup> sp [Mg <sup>2+</sup> ] <sub>x</sub> [OH] <sup>2</sup>	pK <sup>'</sup> sp Mg(OH) <sub>2</sub>
H <sub>2</sub> O de Abastecimento	7,4	1,62E-03	8,50E-04	6,70E-04	2,11E-06	1,79E-09	8,74	4,23E-17	16,37
* 50	8,3	9,20E-04	4,50E-04	6,60E-04	1,04E-05	4,69E-09	8,33	2,63E-15	14,58
* 100	9,1	4,80E-04	3,00E-04	5,50E-04	3,79E-05	1,14E-08	7,94	8,72E-14	13,06
* 160	9,7	5,20E-04	3,90E-04	4,10E-04	1,33E-04	5,19E-08	7,28	1,03E-12	11,99
# 50	8,9	1,30E-03	7,10E-04	6,30E-04	5,29E-05	3,76E-08	7,43	3,98E-14	13,40
# 100	9,5	6,80E-04	5,60E-04	5,10E-04	1,09E-04	6,12E-08	7,21	5,10E-13	12,29
# 160	9,7	6,60E-04	6,30E-04	3,40E-04	1,55E-04	9,79E-08	7,01	8,54E-13	12,07

(\*) Com adição de CaCO<sub>3</sub>;

(#) Sem adição de CaCO<sub>3</sub>.

**Tabela 5.2** – Valores referentes aos produtos iônicos para a precipitação de carbonato de cálcio, hidróxido de magnésio e hidroxiapatita, no tratamento de efluente de lodo ativado em diferentes dosagens de CaO, com adição do CaCO<sub>3</sub>.

Efluente de Lodo Ativado												
Dosagem (ppm)	pH	Alc. Total (eq/L)	[Ca <sup>2+</sup> ] (mol/L)	[Mg <sup>2+</sup> ] (mol/L)	[CO <sub>3</sub> ] <sup>2-</sup> (mol/L)	[PO <sub>4</sub> ] <sup>3-</sup> (mol/L)	K'sp [Ca <sup>2+</sup> ] <sup>x</sup> [CO <sub>3</sub> ] <sup>y</sup>	pK'sp CaCO <sub>3</sub>	K'sp [Mg <sup>2+</sup> ] <sup>x</sup> [OH] <sup>y</sup>	pK'sp Mg(OH) <sub>2</sub>	K'sp [Ca <sup>2+</sup> ] <sup>10</sup> [PO <sub>4</sub> ] <sup>3-</sup> 6.[OH] <sup>2</sup>	pK'sp Hidroxiapatita.
*Ef. LA	7,9	4,42E-03	1,23E-03	9,70E-04	1,71E-05	5,61E-09	2,10E-08	7,68	6,12E-16	15,21	1,55E-91	90,81
100	8,3	2,86E-03	5,80E-04	9,00E-04	2,82E-05	2,26E-09	1,64E-08	7,79	3,58E-15	14,45	2,27E-96	95,64
200	9	2,14E-03	3,10E-04	7,90E-04	1,02E-04	8,81E-09	3,15E-08	7,50	7,90E-14	13,10	3,83E-94	93,42
300	9,5	1,74E-03	3,30E-04	6,00E-04	2,30E-04	1,41E-08	7,60E-08	7,12	6,00E-13	12,22	1,18E-91	90,93
400	10	1,84E-03	3,30E-04	3,90E-04	5,45E-04	8,08E-09	1,80E-07	6,75	3,90E-12	11,41	4,25E-92	91,37
500	10,3	1,84E-03	3,50E-04	2,30E-04	7,99E-04	1,60E-08	2,80E-07	6,55	9,16E-12	11,04	1,86E-89	88,73
600	10,6	2,42E-03	5,20E-04	7,00E-05	1,35E-03	3,16E-08	7,03E-07	6,15	1,11E-11	10,95	2,28E-85	84,64

\*Ef. LA = Efluente de Lodo Ativado.

**Tabela 5.3** – Valores referentes aos produtos iônicos para a precipitação de carbonato de cálcio, hidróxido de magnésio e hidroxiapatita, no tratamento de efluente de reator UASB em diferentes dosagens de CaO, para amostras aeradas e não aeradas.

Efluente de Reator UASB (Batelada)												
Dosagem (ppm)	PH	Alc. Total (eq/L)	[Ca <sup>2+</sup> ] (mol/L)	[Mg <sup>2+</sup> ] (mol/L)	[CO <sub>3</sub> ] <sup>2-</sup> (mol/L)	[PO <sub>4</sub> ] <sup>3-</sup> (mol/L)	K <sup>'sp</sup> [Ca <sup>2+</sup> ] <sup>x</sup> [CO <sub>3</sub> ] <sup>-</sup>	pK <sup>'sp</sup> CaCO <sub>3</sub>	K <sup>'sp</sup> [Mg <sup>2+</sup> ] <sup>x</sup> [OH] <sup>-2</sup>	pK <sup>'sp</sup> Mg(OH) <sub>2</sub>	K <sup>'sp</sup> [Ca <sup>2+</sup> ] <sup>10</sup> . [PO <sub>4</sub> ] <sup>3-</sup> 6.[OH] <sup>-2</sup>	pK <sup>'sp</sup> Hidroxiapatita
Ef. UASB	7,2	7,10E-03	1,40E-03	1,09E-03	5,35E-06	5,65E-10	1,53E-06	5,82	2,74E-17	16,56	2,35E-98	97,63
400	9,4	3,92E-03	2,80E-04	7,50E-04	3,98E-04	1,22E-08	2,10E-07	6,68	4,73E-13	12,32	6,08E-93	92,22
500	9,8	3,62E-03	2,60E-04	7,20E-04	7,35E-04	1,79E-08	1,87E-07	6,73	2,87E-12	11,54	1,83E-91	90,74
600	10,4	3,16E-03	3,80E-04	3,80E-04	1,36E-03	3,52E-08	1,44E-07	6,84	2,40E-11	10,62	7,55E-87	86,12
400	8,6	4,50E-03	4,00E-04	9,30E-04	8,48E-05	2,96E-09	3,72E-07	6,43	1,47E-14	13,83	1,12E-96	95,95
500	9,1	4,34E-03	3,40E-04	8,40E-04	2,41E-04	8,60E-09	2,86E-07	6,54	1,33E-13	12,88	1,32E-93	92,88
600	9,4	3,48E-03	2,10E-04	7,90E-04	3,56E-04	1,07E-08	1,66E-07	6,78	4,98E-13	12,30	1,54E-94	93,81

**Tabela 5.4** – Valores referentes aos produtos iônicos para a precipitação de carbonato de cálcio, hidróxido de magnésio e hidroxiapatita, no tratamento de efluente de reator UASB em diferentes dosagens de CaO, para amostras aeradas e não aeradas.

Efluente de Reator UASB (Sistema de Fluxo Contínuo)													
Fases	Amostra	pH	Alc. Total (eq/L)	[Ca <sup>2+</sup> ] (mol/L)	[Mg <sup>2+</sup> ] (mol/L)	[CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> ] (mol/L)	[PO <sub>4</sub> ] <sup>3-</sup> (mol/L)	K <sup>'sp</sup> [Ca <sup>2+</sup> ] <sup>x</sup> [CO <sub>3</sub> ] <sup>-</sup>	pK <sup>'sp</sup> CaCO <sub>3</sub>	K <sup>'sp</sup> [Mg <sup>2+</sup> ] <sup>x</sup> [OH] <sup>2</sup>	pK <sup>'sp</sup> Mg(OH) <sub>2</sub>	K <sup>'sp</sup> [Ca <sup>2+</sup> ] <sup>10</sup> . [PO <sub>4</sub> ] <sup>3-</sup> . 6.[OH] <sup>2</sup>	pK <sup>'sp</sup> Hidroxiapatita
Fase 1	UASB	7,1	5,44E-03	1,04E-03	8,20E-04	3,25E-06	4,68E-10	3,38E-09	8,47	1,30E-17	16,89	2,48E-100	99,61
	Tratado	10,4	4,78E-03	9,40E-04	4,80E-04	1,93E-03	6,04E-08	1,81E-06	5,74	3,03E-11	10,52	1,64E-81	80,78
Fase 2	UASB	7,0	6,02E-03	9,80E-04	8,30E-04	2,81E-06	3,91E-10	2,76E-09	8,56	8,30E-18	17,08	2,93E-101	100,53
	Tratado	10,3	4,74E-03	5,30E-04	5,80E-04	1,74E-03	6,81E-08	9,24E-07	6,03	2,31E-11	10,64	6,96E-84	83,16
Fase 3	UASB	7,8	5,48E-03	1,05E-03	8,50E-04	1,67E-05	3,85E-09	1,75E-08	7,76	3,38E-16	15,47	2,11E-93	92,68
	Tratado	10,7	5,28E-03	8,50E-04	6,80E-04	2,68E-03	1,58E-07	2,28E-06	5,64	1,71E-10	9,77	7,74E-79	78,11



Continuação Tabela 5.4

## Efluente de Reator UASB (Sistema de Fluxo Contínuo)

Fases	Amostra	pH	Alc. Total (eq/L)	[Ca <sup>2+</sup> ] (mol/L)	[Mg <sup>2+</sup> ] (mol/L)	[CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> ] (mol/L)	[PO <sub>4</sub> ] <sup>3-</sup> (mol/L)	K <sup>sp</sup> [Ca <sup>2+</sup> ] <sup>x</sup> [CO <sub>3</sub> ] <sup>-m</sup>	pK <sup>sp</sup> CaCO <sub>3</sub>	K <sup>sp</sup> [Mg <sup>2+</sup> ] <sup>x</sup> [OH] <sup>-2</sup>	pK <sup>sp</sup> Mg(OH) <sub>2</sub>	K <sup>sp</sup> [Ca <sup>2+</sup> ] <sup>10</sup> [PO <sub>4</sub> ] <sup>3-</sup> 6.[OH] <sup>-2</sup>	pK <sup>sp</sup> Hidroxi- apatita
Fase	UASB	6,8	5,46E-03	1,00E-03	8,10E-04	1,52E-06	1,50E-10	1,52E-09	8,82	3,22E-18	17,49	4,59E-104	103,34
4	Tratado	11,0	4,34E-03	6,40E-04	4,50E-04	2,96E-03	3,45E-07	1,89E-06	5,72	4,50E-10	9,35	1,93E-77	76,71
Fase	UASB	7,1	5,85E-03	1,08E-03	8,70E-04	3,61E-06	5,03E-10	3,90E-09	8,41	1,48E-17	16,83	5,91E-100	99,23
5	Tratado	10,7	3,70E-03	5,10E-04	1,80E-04	2,03E-03	5,93E-08	1,03E-06	5,99	4,52E-11	10,34	1,30E-83	82,89

# CAPÍTULO 6

## CONCLUSÕES

A utilização do agente de nucleação  $\text{CaCO}_3$  favoreceu no processo de floculação, contribuindo na eficiência de remoção de material orgânico, nutrientes, dureza total e coliformes fecais.

A aeração favoreceu no processo de volatilização do  $\text{CO}_2$  (sistema em batelada), contribuindo para um acréscimo na eficiência de remoção da DQO,  $\text{DBO}_5$ , da dureza total, além das formas de fósforo total e ortofosfato solúvel.

A utilização de cal no pós-tratamento de efluentes de sistemas biológicos de tratamento corrige a ineficiência desses sistemas quanto à remoção de nutrientes, organismos patogênicos, reduzindo, ainda, a matéria orgânica e sólidos residuais.

A remoção de coliformes fecais do efluente de um reator UASB, operado com um tempo de detenção hidráulica (TDH) de 5 horas, bem como do efluente de um sistema de lodo ativado com  $\text{TDH} = 12$  horas, ambos tratando esgoto sanitário, foi total para dosagens de cal superiores a  $300 \text{ mg/l}$  como  $\text{CaCO}_3$  (valores de pH superiores a 9,4).

Para valores de pH maiores que 10, quando a dosagem de cal era igual ou superior a  $600 \text{ mgCaCO}_3/\text{L}$ , obteve-se a melhor eficiência de remoção com relação a:

fósforo, apresentando o efluente valores muito baixos (0,1 a 0,2 mgP/l); amônia, com valores de  $\text{NH}_3$  na ordem de 3,2 mg N/l.

O valor residual de cálcio no efluente final era bem maior que o valor teórico, devido ser a solubilidade aparente ser muito maior que o valor termodinâmico. Foi determinada uma constante de solubilidade de  $\text{pK}'s = 6,1$  contra um valor termodinâmico de  $\text{pK}s = 8,33$ , o que significa que o produto iônico determinado experimentalmente era mais que 100 vezes superior ao valor de saturação.

A concentração residual de magnésio só se reduz significativamente a partir de um pH de 11 e, mesmo assim, muito menos que a redução prevista pela termodinâmica.

A adição de cal produz uma quantidade elevada de lodo predominantemente inorgânico de pH elevado, que pode ser recuperado para reutilização no processo de tratamento.

## CAPÍTULO 7

### REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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.

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

BITTON, G (1980). Introduction to Environmental Virology, Wiley, New York.

BROUZES, R.J.P. (1976). The use of lime in the treatment of Municipal wastewaters. Toronto: Ontario Ministry of the environment.

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

CAVALCANTI P.F.F; VAN HAANDEL A.C and LETTINGA G. (2000): polishing ponds for post treatment of digested sewage. part 1: flow-through ponds, proceedings. VII<sup>th</sup> Latin American Congress on Anaerobic Digestion, Recife-Brasil.

CHERNICHARO, C. A. de Lemos. Reatores anaeróbios. – vol 5 ed. Belo Horizonte: departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental- Universidade Federal de Minas Gerais, 1997. 115p.

- COURA, M. A.; VAN HAANDEL, A. C. Viabilidade técnica e econômica do digestor anaeróbio de fluxo ascendente (UASB) no sistema anaeróbio/ aeróbio. In: 20º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 14-19 set. Rio de Janeiro, 1999, Rio de Janeiro, ABES, 1999, p 973-981.
- EPA (1999). Alternative Desinfectants and Oxidants Guidance Manual. Environmental Protection Agency - EPA 815-R-99-014.
- FERGUSON J.F. e McCARTY P.L. (1969). The precipitation of phosphates from fresh waters and waters. Technical Report 120, Stanford university, Stanford, cal. USA.
- FILHO, A.M. & BRANCO, Z.C. Água tratamento e qualidade, tradução: American Water Works Association. 2ª edição Rio de Janeiro. Ao livro técnico S.A, 1964, 58p.
- GAMBRILL, M.P (1990). Physicochemical Treatment of Tropical Wastewater., Universidade de Leeds, 207p. Tese de Doutorado.
- GUIMARÃES, P.; ANDRADE NETO, C.O & MELO, H.N.S. (1999). Sistema compacto decanto-digestor e filtros anaeróbios ascendente e descendente. 20º Congresso Brasileiro de engenharia sanitária e ambiental. Rio de Janeiro/ RJ.
- HAMER, P (1961) Industrial Water Treatment Practice, Butterworth Publ., London.
- MANUAL DE SANEAMENTO. 3ª ed. Brasília: Ministério da Saúde: Fundação Nacional da Saúde, 1999.
- METCALF & EDDY. Wastewater engineering treatment, disposal, reuse. 3ª. ed. New York: McGraw-Hill Book Company, 1991. 1334p.
- MENAR A. E JENKINS D. (1972). Calcium Phosphate precipitation in wastewater treatment. SERL report 72-6, University of California, Berkeley, cal. USA.

MERILL D.T e JORDAN R.N. (1974). The high rate treatment of raw domestic sewage by lime precipitation and dissolved air flotation. 7<sup>th</sup> Int. Conf. On WAT. Pol Research, Paris.

METCALF & EDDY. (1979). Ingeniería Sanitaria – tratamiento, evacuación y reutilización de aguas residuales. 2<sup>th</sup> edition. New York. McGraw -Hill Inc.

OHLWEILER, O.A. Química analítica quantitativa, v.3. 2<sup>a</sup> ed. Rio de Janeiro: Livros técnicos e Científicos Editora S. A., 1974b.

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.

POWELL. S.T. Water conditioning for industry. 1<sup>st</sup> Edition, York. McGraw –Hill Book Company, 1954, 85p.

RODRIGUES, M.C.A. Gestando água e conflitos sociais: a problemática hídrica em um ambiente de seca\_ In Reunião Anual da SBPC. Anais... Natal: UFRN, 1998. p942

SAWYER, C.N. & McCARTY, P.L. Chemistry for environmental engineering. McGraw-Hill Book Company. 3th. 1985. 532p.

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.4n. 1, pp.87-91, 2000.

STUMM & MORGAN. Aquatic chemistry. Wiley Interscience, New York, EEUU. 1981.

- TRUESDALE A.H. e JONES B.J. (1973). WATEQ, a computer program for calculating chemical equilibria of natural waters. NTIS, report No PB 220464.
- VAN HAANDEL, A. C. "Sistema de Lodo Ativado-Modulado de sala de aula" (1992)
- VAN HAANDEL, A. C., LETTINGA, G. Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente. Epgraf. Campina Grande 1994.
- VAN HAANDEL, A. C., MARAIS, G. O comportamento do sistema de lodo ativado. Epgraf. Campina Grande 1999.
- VON SPERLING, M., Lodos Ativados. – Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais; 1997. 11p.
- VON SPERLING, M. Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos. Belo Horizonte: DESA-UFGM. V. 2. 1996. 211p.
- WIECHERS H.N.S. (1977). Calcium carbonate and hydroxide solubility product values for heterogeneous systems, Prog. Wat. Tech., 9,531p.