

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS  
FACULDADE DE ENGENHARIA AGRÍCOLA

**USO DE LEITOS CULTIVADOS DE FLUXO VERTICAL POR  
BATELADA NO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR  
ANAERÓBIO COMPARTIMENTADO.**

**MARCELO MAZZOLA**

CAMPINAS  
FEVEREIRO DE 2003

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS  
FACULDADE DE ENGENHARIA AGRÍCOLA

**USO DE LEITOS CULTIVADOS DE FLUXO VERTICAL POR  
BATELADA NO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR  
ANAERÓBIO COMPARTIMENTADO.**

Dissertação de Mestrado submetida à banca  
examinadora para obtenção do título de  
Mestre em Engenharia Agrícola,  
na área de concentração Água e Solo.

**MARCELO MAZZOLA**

**Orientador: Prof. Dr. Denis Miguel Roston**

CAMPINAS  
FEVEREIRO DE 2003

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA  
BIBLIOTECA DA ÁREA DE ENGENHARIA - BAE - UNICAMP

M132u           Mazzola, Marcelo  
                  Uso de leitos cultivados de fluxo vertical por batelada no pós-  
tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado /  
Marcelo Mazzola.--Campinas, SP: [s.n.], 2003.

                  Orientador: Denis Miguel Roston.  
                  Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de Campinas,  
Faculdade de Engenharia Agrícola.

                  1. Águas residuais – Purificação – Tratamento biológico. I.  
Roston, Denis Miguel. II. Universidade Estadual de Campinas.  
Faculdade de Engenharia Agrícola. III. Título.

“...Ah, tem uma repetição, que sempre outras vezes em minha vida acontece. Eu atravesso as coisas – e no meio da travessia não vejo! – só estava entretido na idéia dos lugares de saída e de chegada. Assaz o senho sabe: a gente quer passar um rio, e passa; mas vai dar na outra banda e num ponto muito mais em baixo, bem diverso do em que primeiro se pensou. Viver nem não é muito perigoso?...”

Grande Sertão Veredas, João Guimarães Rosa

## **AGRADECIMENTOS**

Aos meus pais Osmar e Neusa por tudo.... à minha irmã Maysa e a todos familiares.

Aos que ajudaram na construção deste trabalho, Denis Miguel Roston, Marcelus Valentim, Angélica, Caroline, Angel, Teresa, Naila, Roberta, Luciana, Claudinho, Edilmar, Gelson, Juninho e Sandra

Aos amigos e amigas que, mesmo sem saber, contribuíram de alguma forma, Eden, Thais, Rogério, Fabi, Rafa, Mauro, Carol, Silvia, Élcio, Tânia, Rodrigo, Simone, Gi, Samuel, Sandro, Celso, Alf, Kellen, Fernanda, Ronaldo, Ana Paula e muitos outros....

À Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelo financiamento do projeto e fornecimento da bolsa de estudos.

# SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS .....	VI
LISTA DE TABELAS.....	IX
LISTA DE QUADROS .....	X
RESUMO .....	XII
ABSTRACT .....	XIII
<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
<b>2. OBJETIVOS .....</b>	<b>2</b>
<b>3. REVISÃO DE LITERATURA.....</b>	<b>3</b>
3.1 CONSIDERAÇÕES SOBRE SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO .....	3
3.2 FUNDAMENTOS DA DIGESTÃO ANAERÓBIA.....	4
3.3 REATOR ANAERÓBIO COMPARTIMENTADO (RAC) .....	6
3.4 LEITOS CULTIVADOS COM MACRÓFITAS OU “CONSTRUCTED WETLANDS” .....	9
3.4.1 <i>Definição e Classificação dos Leitos Cultivados</i> .....	10
3.4.2 <i>Macrófitas</i> .....	12
3.4.3 <i>Transferência do Oxigênio para o meio</i> .....	13
3.4.4 <i>Seleção dos gêneros de macrófitas</i> .....	14
3.2.5 <i>Desenvolvimento científico e pesquisas em leitos cultivados</i> .....	17
3.2.6 <i>Processos de Remoção de Nitrogênio em Leitos Cultivados</i> .....	20
3.2.6 <i>Leitos Cultivados de Fluxo Vertical (LCFV)</i> .....	23
<b>4. MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>26</b>
4.1 SISTEMA PILOTO .....	26
4.2 MÉTODO CONSTRUTIVO: FERROCIMENTO.....	27
4.3 DESCRIÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO .....	29
4.3.1 <i>Tratamento preliminar (Desarenador)</i> .....	29
4.3.2 <i>Reator Anaeróbico Compartimentado (RAC)</i> .....	30
4.3.3 <i>Leitos Cultivados</i> .....	32
4.4 PROCEDIMENTO PARA AVALIAÇÃO EXPERIMENTAL .....	35
4.4.1 <i>Reator Anaeróbico Compartimentado (RAC)</i> .....	35
4.4.2 <i>Leito Cultivado de Fluxo Vertical por Batelada</i> .....	35
4.5 PROGRAMAÇÃO DOS ENSAIOS .....	37
4.6 SUMÁRIO DOS MÉTODOS DE ANÁLISE LABORATORIAL.....	38
<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>40</b>
5.1 CARACTERIZAÇÃO DO AFLUENTE .....	40
5.2 UTILIZAÇÃO DA TÉCNICA CONSTRUTIVA DE FERROCIMENTO .....	41
5.3 ANÁLISE DOS PARÂMETROS DE CONTROLE DO RAC .....	42
5.3.1 <i>Sólidos Sedimentáveis</i> .....	42
5.3.2 <i>Sólidos Suspensos Totais</i> .....	44
5.3.3 <i>Turbidez</i> .....	45
5.3.4 <i>Demanda Química de Oxigênio (DQO)</i> .....	47
5.3.5 <i>pH</i> .....	49
5.3.6 <i>Alcalinidade</i> .....	51
5.3.7 <i>Ácidos Voláteis</i> .....	54
5.3.8 <i>Caracterização do lodo do RAC</i> .....	56

5.4 ANÁLISE DOS PARÂMETROS DE CONTROLE NOS LEITOS CULTIVADOS.....	57
5.4.1 Turbidez.....	57
5.4.2 Sólidos Suspensos Totais.....	59
5.4.3 Demanda Química de Oxigênio (DQO).....	60
5.4.4 Fósforo.....	61
5.4.5 Nitrogênio Amoniacal.....	63
5.4.6 Nitrato.....	64
5.4.7 pH.....	66
5.5 ANÁLISE DO DESENVOLVIMENTO DAS MACRÓFITAS.....	68
<b>6. CONCLUSÕES.....</b>	<b>71</b>
<b>7. RECOMENDAÇÕES.....</b>	<b>74</b>
<b>8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>75</b>
<b>APÊNDICE.....</b>	<b>82</b>

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Esquema da digestão anaeróbia representando as quatro etapas do processo. ....	5
Figura 2. Leitos cultivados de fluxo (a) superficial, (b) subsuperficial e (c) vertical. ....	11
Figura 3. Apresentação da espécie de macrófita <i>Typha</i> sp. - Taboa .....	15
Figura 4. Apresentação da espécie de macrófita <i>Eleocharis</i> sp. (Junco).....	17
Figura 5. Esquema geral da planta piloto (Sem Escala).....	27
Figura 6. Disposição dos elementos estruturais. ....	28
Figura 7. Dimensões do desarenador (planta e perfil).....	29
Figura 8. Vista geral do aramado fixado na base de concreto.....	30
Figura 9. Vista geral da estrutura revestida com a argamassa.....	30
Figura 10. Dimensões do RAC.....	31
Figura 11. Vista do RAC em construção.....	31
Figura 12. Vista do interior do RAC. ....	31
Figura 13. Detalhe do sistema de entrada de efluente, interior do RAC. ....	32
Figura 14. Vista geral do RAC, após o Termino da fase construtiva. ....	32
Figura 15. Aplicação da argamassa de revestimento do leitos. ....	32
Figura 16. Vista geral da estrutura dos três leitos cultivados, após o revestimento. ....	32
Figura 17. Vista da tubulação de drenagem e inspeção dos leitos. ....	33
Figura 18. Vista das tubulações: drenagem, coleta de amostras e inspeção de nível.....	33
Figura 19. Vista dos leitos preenchidos com brita, com os sistemas de distribuição, reservatório e controlador eletrônico. ....	34
Figura 20. Painel com os equipamentos para automação (CLP, relês, etc).....	34
Figura 21. Vista do leito cultivado com <i>Typha</i> sp.....	34
Figura 22. Vista do leito cultivado com <i>Eleocharis</i> sp. ....	34
Figura 23. Esquema do ciclo do fluxo por batelada dos LCFV. ....	36
Figura 24. Variação da vazão bruta durante o dia 6 e 10 de dezembro de 2001 .....	40
Figura 25. Vista da região externa que apresentou infiltração .....	41
Figura 26. Vista da região interna que apresentou oxidação da malha de ferro.....	41
Figura 27. Variação da concentração de sólidos sedimentáveis ( $\text{ml.L}^{-1}$ ) ao longo do tempo. ...	43

Figura 28. Variação das concentrações de sólidos sedimentáveis ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) para o afluente e efluentes da primeira (R1) e segunda câmara (R2).	44
Figura 29. Variação da concentração de sólidos suspensos totais ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) ao longo do tempo.	45
Figura 30. Variação das concentrações de sólidos suspensos totais ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) para o afluente e efluentes da primeira (R1) e segunda câmara (R2).	45
Figura 31. Variação dos valores de Turbidez (NTU) ao longo do tempo.	46
Figura 32. Variação das concentrações de turbidez (NTU) para o afluente e efluentes da primeira (R1) e segunda câmara (R2).	47
Figura 33. Variação dos valores de DQO ao longo do tempo.	48
Figura 34. Variação das concentrações de DQO ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) para o afluente e efluentes da primeira (R1) e segunda câmara (R2).	49
Figura 35. Variação dos valores de pH ao longo do tempo.	50
Figura 36. Variação das concentrações de pH para o afluente e efluentes da primeira (R1) e segunda câmara (R2).	50
Figura 37. Variação dos valores de Alcalinidade Total ( $\text{mg.CaCO}_3.\text{L}^{-1}$ ) ao longo do tempo.	52
Figura 38. Variação das concentrações da alcalinidade total para o afluente e efluentes da primeira (R1) e segunda câmara (R2).	52
Figura 39. Variação dos valores de Alcalinidade a bicarbonato ( $\text{mg.CaCO}_3.\text{L}^{-1}$ ) ao longo do tempo.	53
Figura 40. Variação das concentrações da alcalinidade à bicarbonato para o afluente e efluentes da primeira (R1) e segunda câmara (R2).	53
Figura 41. Variação dos valores da relação Alcalinidade total e à bicarbonato (parcial) ao longo do tempo.	54
Figura 42. Variação dos valores de Ácidos voláteis ( $\text{mg.Hac.L}^{-1}$ ) ao longo do tempo.	55
Figura 43. Variação das concentrações de ácidos voláteis para o afluente e efluentes da primeira (R1) e segunda câmara (R2).	55
Figura 44. Vista dos flocos da primeira câmara (aumento 10x).	56
Figura 45. Vista dos flocos da segunda câmara (aumento 10x).	56
Figura 46. Variação dos índices de remoções médios (%) de turbidez para os três tipos de leitos (L1, L2 e L3) e quatro tempos de reação (24, 48, 72 e 96h).	58

Figura 47. Variação dos índices de remoções médios (%) de sólidos suspensos para os três tipos de leitos (L1, L2 e L3) e quatro tempos de reação (24, 48, 72 e 96h).	60
Figura 48. Variação dos índices de remoções médios (%) de DQO para os três tipos de leitos (L1, L2 e L3) e quatro tempos de reação (24, 48, 72 e 96h).	61
Figura 49. Variação dos índices de remoções médios (%) de fósforo para os três tipos de leitos (L1, L2 e L3) e quatro tempos de reação (24, 48, 72 e 96h).	62
Figura 50. Variação dos índices de remoções médios (%) de nitrogênio amoniacal para os três tipos de leitos (L1, L2 e L3) e quatro tempos de reação (24, 48, 72 e 96h).	64
Figura 51. Variação dos índices de remoções médios (%) de nitrato para os três tipos de leitos (L1, L2 e L3) e quatro tempos de reação (24, 48, 72 e 96h).	66
Figura 52. Variação dos valores médios de pH (afluente e efluente) para os três tipos de leitos (L1, L2 e L3) e quatro tempos de reação (24, 48, 72 e 96h). Variação dos nos diferentes leitos e tempos de reação.	67
Figura 53. Vista do leito de <i>Typha sp</i> com 90 dias de desenvolvimento.	68
Figura 54. Vista do leito de <i>Eleocharis sp</i> com 90 dias de desenvolvimento.	68
Figura 55. Vista do leito de <i>Typha sp</i> com 207 dias de desenvolvimento.	69
Figura 56. Vista em detalhe do florescimento do leito de <i>Typha sp</i> , com 207 dias de desenvolvimento.	69
Figura 57. Vista do leito de <i>Eleocharis sp</i> com 207 dias de desenvolvimento.	69
Figura 58. Vista em detalhe do florescimento do leito de <i>Eleocharis sp</i> com 207 dias de desenvolvimento.	69
Figura 59. Vista do leito de <i>Typha sp</i> após o corte.	70
Figura 60. Vista do leito de <i>Eleocharis sp</i> após o corte.	70

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Algumas espécies de macrófitas testadas para o uso em processos de tratamento de águas residuárias.....	13
Tabela 2. Relação entre os tempos de reação e as vazões diárias requeridas para cada leito. .	36
Tabela 3. Parâmetros a serem analisados em cada ponto de coleta de amostra. ....	38
Tabela 4. Caracterização dos sólidos totais e voláteis presentes no lodo do RAC.....	57
Tabela 5. Número de plantas de Typha sp ao longo do tempo.....	68
Tabela 6. Produção de biomassa (verde e seca) dos leitos, após o corte.....	70

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Concentrações obtidas de Sólidos Suspensos ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) e Sólidos Sedimentáveis ( $\text{ml.L}^{-1}$ ) ao longo do tempo.....	82
Quadro 2. Valores obtidos de Turbidez (NTU) ao longo do tempo.....	82
Quadro 3. Concentrações obtidas de DQO ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) ao longo do tempo. ....	83
Quadro 4. Concentrações obtidas de Alcalinidade Total e Alcalinidade à bicarbonato ( $\text{mg.CaCO}_3.\text{L}^{-1}$ ) ao longo do tempo. ....	83
Quadro 5. Concentrações obtidas de Ácidos Voláteis ( $\text{mg HAc.L}^{-1}$ ) ao longo do tempo.....	84
Quadro 6. Valores obtidos de pH ao longo do tempo. ....	84
Quadro 7. Valores obtidos (NTU) e índices de remoção (%) de Turbidez ao longo do tempo.	85
Quadro 8. Concentrações ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) obtidas e índices de remoção (%) de Sólidos Suspensos ao longo do tempo. ....	86
Quadro 9. Concentrações ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) obtidas e índices de remoção (%) de DQO ao longo do tempo. ....	87
Quadro 10. Concentrações ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) obtidas e índices de remoção (%) de Fósforo ao longo do tempo. ....	88
Quadro 11. Concentrações ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) obtidas e índices de remoção (%) de Nitrogênio Amoniacal ao longo do tempo.....	89
Quadro 12. Concentrações ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) obtidas e índices de remoção (%) de Nitrato ao longo do tempo. ....	90
Quadro 13. Valores obtidos de pH ao longo do tempo. ....	91
Quadro 14. Análise Fatorial dos índices de remoção (%) de Turbidez, realizada pelo programa ESTAT.....	92
Quadro 15. Análise Fatorial dos índices de remoção (%) de Sólidos Suspensos, realizada pelo programa ESTAT. ....	93
Quadro 16. Análise Fatorial dos índices de remoção (%) de DQO, realizada pelo programa ESTAT.....	94
Quadro 17. Análise Fatorial dos índices de remoção (%) de Fósforo, realizada pelo programa ESTAT.....	95

Quadro 18. Análise Fatorial dos índices de remoção (%) de Nitrogênio Amoniacal, realizada pelo programa ESTAT.....	96
Quadro 19. Análise Fatorial dos índices de remoção (%) de Nitrato, realizada pelo programa ESTAT.....	97
Quadro 20. Análise Fatorial valores de pH, realizada pelo programa ESTAT. ....	98

## RESUMO

Este trabalho avaliou o desempenho de um Reator Anaeróbio Compartimentado (RAC) de duas câmaras em série e de três leitos cultivados (“constructed wetlands”) de fluxo vertical por batelada no tratamento das águas residuárias da Faculdade de Engenharia Agrícola - FEAGRI/UNICAMP, Campinas/SP, Brasil. A água residuária bruta desta Faculdade é composta por uma mistura de esgoto sanitário com águas de lavagem de vidrarias dos laboratórios e de equipamentos da oficina mecânica. O volume total do reator foi de 2,3 m<sup>3</sup>, sendo projetado para operar com vazão afluyente diária de 4,6 m<sup>3</sup> (TDH de 12h), representando 25% do total gerado na Faculdade. O efluente do RAC é tratado por três leitos, dois foram cultivados com macrófitas (gêneros *Typha sp.* e *Eleocharis sp.*) e um foi utilizado como controle (não cultivado). Os leitos operaram com fluxo vertical por batelada, construídos no formato cilíndrico, utilizando a técnica de ferrocimento, semi – enterrados, com 2,0 m<sup>3</sup> cada. O meio suporte utilizado foi brita #2 (24 – 35 mm) e o fornecimento do efluente foi feito por batelada. Os tempos de reação para cada ciclo (enchimento – reação – drenagem) dos leitos foram de 24, 48, 72 e 96 h. O desempenho do reator anaeróbio avaliado para os parâmetros de sólidos sedimentáveis, sólidos suspensos totais e DQO, apresentou remoções de 93, 80 e 39%, respectivamente. Pode-se concluir para o RAC que houve uma tendência de estabilização dos parâmetros maioria dos parâmetros analisados (pH, alcalinidade, ácidos voláteis, sólidos sedimentáveis e suspensos totais), porém os índices de remoção de DQO mantiveram-se muito baixos. Nos leitos cultivados o aumento do tempo de reação (até 72h) foi acompanhado pelo aumento dos índices de remoção dos parâmetros turbidez, DQO, fósforo e nitrato. Verificou-se para as análise de nitrato nos leitos vegetados um aumento de cerca de 10% para as primeiras 24h que pode ser justificado pela adição de oxigênio no meio, que é o principal agente oxidante na nitrificação. Foram obtidos no leito vegetado com *Typha sp* os maiores índices de remoções de fósforo total para os tempos de 72 e 96h (respectivamente de 30 e 25%).

**Palavras Chave:** leitos cultivados, reator anaeróbio compartimentado, tratamento de água residual.

## ABSTRACT

This work has evaluated the performance of an anaerobic baffled reactor consisted of two chambers in series and three vertical flow constructed wetlands treating raw sewage from the College of Agricultural Engineering – UNICAMP – Campinas, SP, Brazil. The total reactor volume was of 2300L, being designed to operate with daily flow of 4600L (HRT of 12h) representing 25% of the total sewage volume generated by the College. Three beds, two of them cultivated with macrophytes (*Typha sp.* and *Eleocharis sp.*), and one control treated the anaerobic reactor effluent. The wetlands were operated as a batch reactor. The medium utilized was gravel (7-12 mm). The reaction time for each cycle (filling – reaction – drainage) was 24, 48, 72, and 96 hours. The anaerobic reactor presented for settleable solids, suspended solids, and COD removal rates of 93%, 80% and 39% respectively. The anaerobic reactor presented a tendency for stabilization for most parameters (alkalinity, pH, volatile fatty acids, suspended solids, and settleable solids). For the constructed wetlands the increase of reaction time (until 72h) was followed by the increase of turbidity, COD, phosphorus, and nitrate removal rate. The vegetated beds presented an increase of approximately 10% in nitrate concentration during the initial 24 hours operation. The reason for that may be the high level of oxygen concentration, which is the main oxidant agent for nitrification reaction. The beds vegetated with *Typha sp.* gave better responses removing phosphorus. The removal rate for 72 hours reaction time was 30% and for 96 hours was 25%.

**Keywords:** constructed wetlands, baffled anaerobic reactor, wastewater treatment.

## 1. INTRODUÇÃO

Nos últimos anos observa-se um grande desenvolvimento no setor de saneamento, com avanços tecnológicos que possibilitaram projetos de sistemas com grande eficiência para o tratamento águas residuárias. No entanto, estas tecnologias são voltadas, em grande parte, para o tratamento de grandes volumes de resíduos, principalmente em grandes centros urbanos. São poucas as iniciativas que propõem o desenvolvimento ou adaptação de tecnologias voltadas às condições reais de uma grande parte da população brasileira que vive distante dos grandes centros, em comunidades rurais, com poucos recursos e difícil acesso à informação.

Neste contexto torna-se necessário o aprimoramento de sistemas simplificados e de baixo custo, tais como: tanques sépticos, lagoas de estabilização, reatores anaeróbios, reuso e disposição no solo, leitos cultivados e outros. Tanto na implantação como na manutenção estes sistemas se sobressaem pela simplicidade conceitual, pela pouca mecanização, pela economia e por se tratarem de processos naturais.

Diante desta problemática, acrescida também da poluição causada aos recursos hídricos pela produção zootécnica e agrícola, destaca-se a linha de pesquisa em desenvolvimento na FEAGRI/UNICAMP, com diversos trabalhos utilizando leitos cultivados (ou “constructed wetlands”) de fluxo horizontal no tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado. Estes sistemas mostraram-se muito promissores devido à sua alta remoção da matéria orgânica, fácil implantação e baixo custo.

Seguindo a mesma linha de pesquisa, porém objetivando uma melhora nos índices de remoção de poluentes no efluente tratado, em especial o nitrogênio, neste trabalho foi proposto a utilização de leitos cultivados de fluxo vertical por batelada, nos quais, uma maior oxigenação do meio suporte era esperada, potencializando assim os processos de nitrificação – desnitrificação.

## 2. OBJETIVOS

O objetivo da presente pesquisa foi projetar, construir e avaliar um reator anaeróbio compartimentado de duas câmaras seguidos de três leitos cultivados com macrófitas de fluxo vertical por batelada (meio suporte de brita) no tratamento da água residuária da FEAGRI/UNICAMP.

Destacam-se os objetivos específicos:

- Avaliar a técnica construtiva de ferrocimento para utilização em construção de sistemas tratamento de águas residuárias;
- Avaliar o desempenho do reator anaeróbio compartimentado para os seguintes parâmetros: vazão, sólidos suspensos, sólidos sedimentáveis, demanda química de oxigênio (DQO), alcalinidade total e à bicarbonato, ácidos voláteis, turbidez e pH;
- Avaliar o desempenho dos leitos cultivados de fluxo vertical por batelada para diferentes tempos de reação (24, 48, 72 e 96 h) com três tratamentos diferentes (vegetado com *Typha sp.*, *Eleocharis Sp* e não vegetado), analisando-se os seguintes parâmetros: SS, DQO, nitrogênio total, nitrogênio amoniacal e nitrato (NO<sub>3</sub>-N), fósforo total;
- Avaliar o desenvolvimento e a adaptação das espécies de macrófitas (*Typha sp.* e *Eleocharis sp.*) cultivadas nos leitos;
- Fornecer um protótipo experimental para utilização como módulo didático e difusão tecnológica.

### **3. REVISÃO DE LITERATURA**

Visando uma revisão dos principais trabalhos publicados sobre os diversos assuntos discutidos nesta dissertação o presente capítulo foi dividido em quatro partes, a saber: sistema de tratamento de esgoto sanitário; processos anaeróbios; reator anaeróbio compartimentado; e Leitos Cultivados ou “Constructed Wetlands”.

#### ***3.1 Considerações sobre sistemas de tratamento de esgoto***

Os objetivos dos sistemas de tratamento de esgoto estão relacionados com a correção de características indesejáveis, de tal maneira que seu uso ou sua disposição possam ocorrer de acordo com as regras e critérios definidos pelas legislações ambientais vigentes. Os sistemas de tratamento objetivam a redução das concentrações de quatro principais constituintes do esgoto: sólidos em suspensão, material orgânico biodegradável, nutrientes (principalmente nitrogênio e fósforo) e organismos patogênicos (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

Os primeiros sistemas de tratamento de esgoto desenvolvidos foram projetados visando apenas a remoção de sólidos sedimentáveis. Essa remoção era realizada por sedimentação simples, e corresponde ao que hoje conhecemos por tratamento primário. No entanto, apenas este tratamento não foi suficiente para proporcionar ao esgoto qualidade suficiente para disposição nos rios. Por esta razão, para reduzir o teor de material orgânico, foram desenvolvidos vários sistemas de tratamento (conhecidos como sistemas de tratamento secundário) baseados em processos biológicos (aeróbio e anaeróbio).

O crescimento das preocupações com a qualidade dos recursos hídricos obrigaram o desenvolvimento de sistemas para remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) do esgotos antes da sua descarga no corpo receptor. Estes sistemas classificados como tratamento terciário ou tratamento avançado.

O conjunto destes tratamentos (primário, secundário e terciário) muitas vezes não consegue fornecer ao esgoto condições microbiológicas adequadas para disposição em cursos

da água, sendo necessário um tratamento adicional em uma unidade específica para remoção de possíveis agentes patogênicos. Diversos métodos de desinfecção podem ser aplicados, entre eles destacam-se: químicos (cloração), físico-químicos (ultravioleta) e físicos (filtração) (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

### ***3.2 Fundamentos da Digestão Anaeróbia***

Neste item serão apresentados os conceitos envolvidos e as principais etapas do processo anaeróbio. Diversos trabalhos com revisões bibliográficas sobre o processo anaeróbio podem ser consultados, tais como: VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994; e SPEECE, 1983.

Segundo POVINELLI (1994), a digestão anaeróbia é um processo de estabilização da matéria orgânica biodegradável, que ocorre na ausência de oxigênio, realizado em várias etapas por diversas espécies de bactérias. Este processo complexo pode ser dividido em quatro etapas (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994):

#### **Hidrólise**

Nesta etapa ocorre a conversão da matéria orgânica complexa particulada em formas mais solúveis, pela ação das enzimas excretadas pelas bactérias fermentativas. As proteínas se degradam os aminoácidos, os lipídeos são metabolizados em ácidos graxos de cadeia longa, e os carboidratos são convertidos em açúcares solúveis.

#### **Acidogênese**

Os compostos gerados na hidrólise são convertidos em substâncias mais simples, tais como ácidos graxos voláteis (acético, propiônico e butírico), álcoois e compostos simples ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2$ ,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ ).

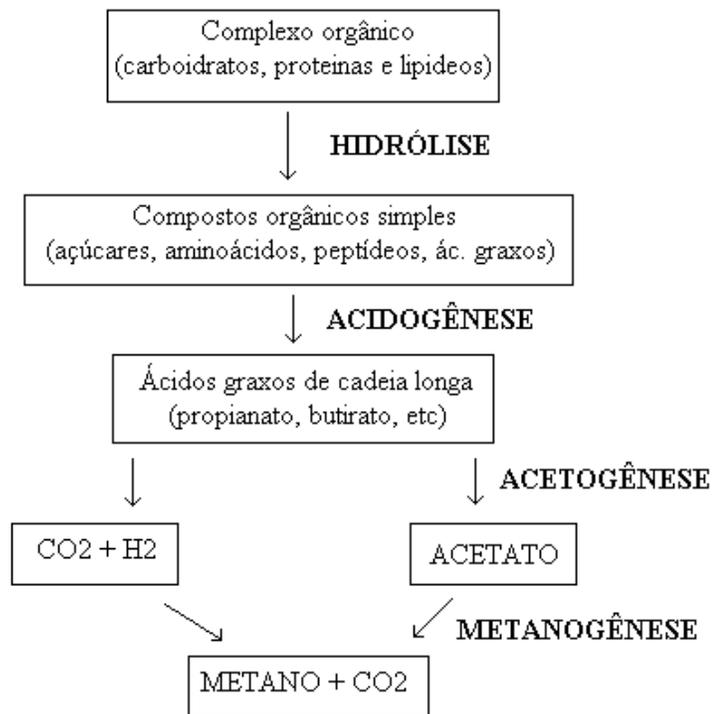
## Acetogênese

Nesta fase os produtos da acidogênese são convertidos em acetato,  $\text{CO}_2$  e  $\text{H}_2$ . Estes compostos serão utilizados na produção de metano.

## Metanogênese

Nesta fase ocorre a produção de metano pelas bactérias metanogênicas acetotróficas, a partir da redução do ácido acético, e pelas bactérias metanogênicas hidrogenotróficas, a partir da redução do  $\text{CO}_2$  pelo  $\text{H}_2$ . As metanogênicas acetotróficas geralmente limitam a taxa de conversão de compostos a biogás.

A Figura 1 apresenta, de maneira simplificada, as etapas da digestão anaeróbia da matéria orgânica biodegradável.



*(Adaptado de SPEECE (1995) e CAMARGO (1995))*

Figura 1. Esquema da digestão anaeróbia representando as quatro etapas do processo.

### ***3.3 Reator Anaeróbio Compartimentado (RAC)***

Nos últimos anos diversas pesquisas vêm sendo conduzidas no intuito de se aperfeiçoar o processo de digestão anaeróbia de compostos solúveis e efluentes industriais não tóxicos, visando aumentar a atividade microbiológica por unidade de volume nos reatores, uma vez que a estabilidade do processo é de extrema importância para tornar a digestão anaeróbia competitiva frente aos outros processos existentes. Levando-se ainda em consideração a baixa taxa de crescimento das bactérias metanogênicas, o principal objetivo quando se projeta um reator anaeróbio é obter um Tempo de Detenção Celular (TDC) elevado e possibilitar uma mistura que assegure um contato maior entre microrganismos presentes e o substrato a ser metabolizado (GROBICKI & STUCKEY, 1991).

Segundo IZA *et al.* (1991), o conceito dos reatores anaeróbios para tratamento de esgotos é baseado em três aspectos fundamentais:

1. Acumular, no interior do reator, biomassa por meio de sedimentação, aderência de sólidos (fixos ou móveis) ou por recirculação. Tais sistemas permitem a retenção dos microrganismos e asseguram um tempo de retenção dos sólidos superior ao tempo de detenção hidráulica;
2. Desenvolver contato entre a biomassa e o efluente, superando problemas de difusão de substratos e produtos do meio líquido para o biofilme ou grânulos;
3. Intensificar a atividade da biomassa, com sua adaptação e crescimento.

A configuração do Reator Anaeróbio Compartimentado (RAC) possui como principais características: configuração simples, presença de divisões internas (câmaras) que possibilitam um maior contato entre microrganismos e substratos, e baixo custo de construção quando comparado com os demais reatores anaeróbios. Inicialmente o nome atribuído a este tipo de reator pelos pesquisadores brasileiros foi originado da tradução direta da língua inglesa, “Anaerobic Baffled Reactor” (ABR) para Reator Anaeróbio de Chicanas. Atualmente a

denominação de Reator Anaeróbio Compartimentado, proposta por BARROS & CAMPOS (1992), vêm sendo utilizada para este tipo de sistema em diversas teses, dissertações e artigos científicos publicados sobre o assunto.

O RAC tem como princípio de funcionamento a introdução do efluente junto ao fundo das câmaras do reator visando explorar o efeito favorável dos reatores anaeróbios de manta de lodo e a compartimentação do reator, podendo-se explorar a separação das fases da digestão anaeróbia (BARROS & CAMPOS, 1992).

Na análise dos trabalhos publicados, fica evidente o grande potencial do RAC no tratamento de águas residuárias de origem domiciliar, caracterizadas pela baixa concentração de matéria orgânica.

Uma primeira experiência utilizando o RAC em escala real foi implantada na cidade de Cosmópolis/SP (BARROS & CAMPOS, 1992), em três etapas, acompanhando o crescimento populacional da cidade. Segundo os autores o reator conhecido neste projeto não mais poderia enquadrar-se no tipo de reator com chicanas, conforme proposto originalmente, sendo então denominado Reator Anaeróbio Compartimentado, para melhor adequar-se a esta nova situação. No sistema, o esgoto sanitário, após tratamento preliminar, entrava no reator constituído de 3 compartimentos em série com fluxo ascendente, com Tempo de Detenção Hidráulico (TDH) total de 12 h. O primeiro compartimento promovia a sedimentação e digestão dos sólidos, possuindo um volume de 180 m<sup>3</sup> e TDH de 3 h. No segundo compartimento, projetado seguindo parâmetros adotados para reatores UASB, a velocidade ascensional era de 0,7 m h<sup>-1</sup> e o TDH de 7 h, para um volume de 475 m<sup>3</sup>. Segundo os autores, no primeiro compartimento prevaleceriam as fases de hidrólise e acidogênese, enquanto no segundo compartimento a metanogênese seria a fase predominante. De forma a realizar a retenção de sólidos suspensos que poderiam ser arrastados pelo efluente proveniente do segundo, um leito de brita nº 4, funcionando como um filtro, foi instalado no compartimento de número 3, projetado para um TDH de 2,5 h e taxa de aplicação superficial de 0,9 m h<sup>-1</sup>. O lodo biológico produzido nos compartimentos foi removido quando necessário e lançado em leitos de secagem.

POVINELLI (1994) realizou estudos preliminares com um dos primeiros RACs construídos no Brasil em escala piloto para pesquisas, instalado na EESC-USP. Este reator tinha um volume total de 11 m<sup>3</sup> e era composto de 3 câmaras em série, seguidas por um compartimento para remoção de sólidos (filtro anaeróbio). Neste trabalho foram obtidos resultados importantes quanto ao estudo da hidrodinâmica e partida de um RAC. Uma característica que deve ser ressaltada é a não utilização de inóculo durante a etapa de partida. Os principais resultados obtidos foram os seguintes:

- A ausência de inóculo retardou o término da etapa da partida, que não se completou totalmente no período de estudo de 6 meses. O TDH utilizado nesta etapa foi de 12 h;
- Mesmo sem inóculo, a eficiência de remoção de DBO e SSV atingiu valores de 70% e 50%, respectivamente, sendo valores considerados bons para reatores que tratam esgoto sanitário;
- No último mês de operação, as concentrações de DBO e SSV no efluente tratado atingiram valores de 80 e 60 mg L<sup>-1</sup>, (valores próximos aos padrões de lançamento);
- Mesmo com uma pequena manta de lodo formada, o TDH de 12 h mostrou ser um valor viável para a operação do reator;
- Os valores de pH dentro das várias câmaras permaneceram próximos a 7;
- O reator apresentou no estudo de sua hidrodinâmica, espaços mortos, recirculação interna, e fluxo tendendo a escoamento pistonado quanto maior o TDH.

NOUR (1996) monitorou durante 667 dias o mesmo reator avaliado por POVINELLI (1994), operando-o com dois TDHs (12 h e 8 h). Com 12 h o reator operou com estabilidade e com 8 horas ele se tornou instável. As remoções médias obtidas pelo autor foram: 48% de DQO total, 31% de DQO filtrada, 90% de sólidos sedimentáveis e 6% de fósforo total. Houve um acréscimo nas concentrações de sólidos totais (1,5%) e sólidos suspensos voláteis (50%).

DAMACESNO (1996) avaliou a remoção de metais pesados neste mesmo reator durante a Fase 2 da sua pesquisa (TDH de 8 h) do estudo de NOUR (1996), e observou que as remoções de metais no afluente foram muito variáveis entre as coletas, não apresentando nenhuma relação com a concentração de SST ou com qualquer outro parâmetro. A causa mais provável para este comportamento foi a ocorrência de flotação (ou "bulking") que provocou a ressuspensão dos metais na fase líquida e promoveu sua movimentação para a câmara seguinte. A colocação de dispositivos que diminuíssem esta flotação dentro das câmaras seria necessária no estudo da distribuição de metais ao longo do RAC.

VALENTIM (1999), propôs uma adaptação da configuração do tanque séptico (NBR 7229), com a utilização de câmaras em série, fundamentada no conceito do RAC. O tanque séptico modificado foi operado na Faculdade de Engenharia Agrícola/UNICAMP, instalado acima do solo e utilizadas três caixas de cimento amianto (1000, 500 e 500 L). Durante os 6 primeiros meses de funcionamento o tanque séptico operou com vazão diária média de 1330 L, obtendo redução de DQO entre 17 e 69%, sólidos sedimentáveis de 100%, sólidos suspensos entre 58 e 92%, turbidez entre 67 e 92% e *E. coli* de 0 a 75%.

VALENTIM *et. al.* (2000) avaliaram o sistema acima descrito com vazões diárias médias entre 3500 e 4000L/dia entre o 7º e 10º meses de operação, obtendo redução de DQO entre 42 e 48%, sólidos sedimentáveis de 99%, sólidos suspensos entre 78 e 82%, turbidez entre 76 e 81%. Pode se verificar, com os dados obtidos, a estabilidade tanque séptico.

### ***3.4 Leitões Cultivados com Macrófitas ou “Constructed Wetlands”***

O termo “Constructed Wetlands” é utilizado internacionalmente para identificação do sistema, que no Brasil ainda não tem um único nome. Alguns pesquisadores usam o termo Zona de Raízes, sendo este traduzido do termo em inglês “Root Zone” muito utilizado na Europa. O termo Terras Úmidas Construídas também é utilizado por alguns pesquisadores. A designação de Leitões Cultivados, adotada por outros pesquisadores, foi a utilizada no presente trabalho.

### 3.4.1 Definição e Classificação dos Leitos Cultivados

Os leitos cultivados (LC) podem ser classificados como um sistema natural de tratamento de águas residuárias, sendo baseados nos alagados, nas várzeas ou “wetlands” naturais, que são áreas de solo hidromórfico permanentemente inundados ou saturados por águas superficiais ou subterrâneas, onde vegetam várias espécies de plantas que são diretamente dependentes da hidrologia, do meio suporte e dos nutrientes característicos da região onde se encontram (U.S.E.P.A., 1988; WOOD & MCATAMNEY, 1996). Estes sistemas foram criados para controlar sistematicamente o tratamento e otimizar a habilidade do sistema de várzea em remover ou transformar os poluentes dos efluentes, além de criar um ambiente favorável ao desenvolvimento da vida selvagem.

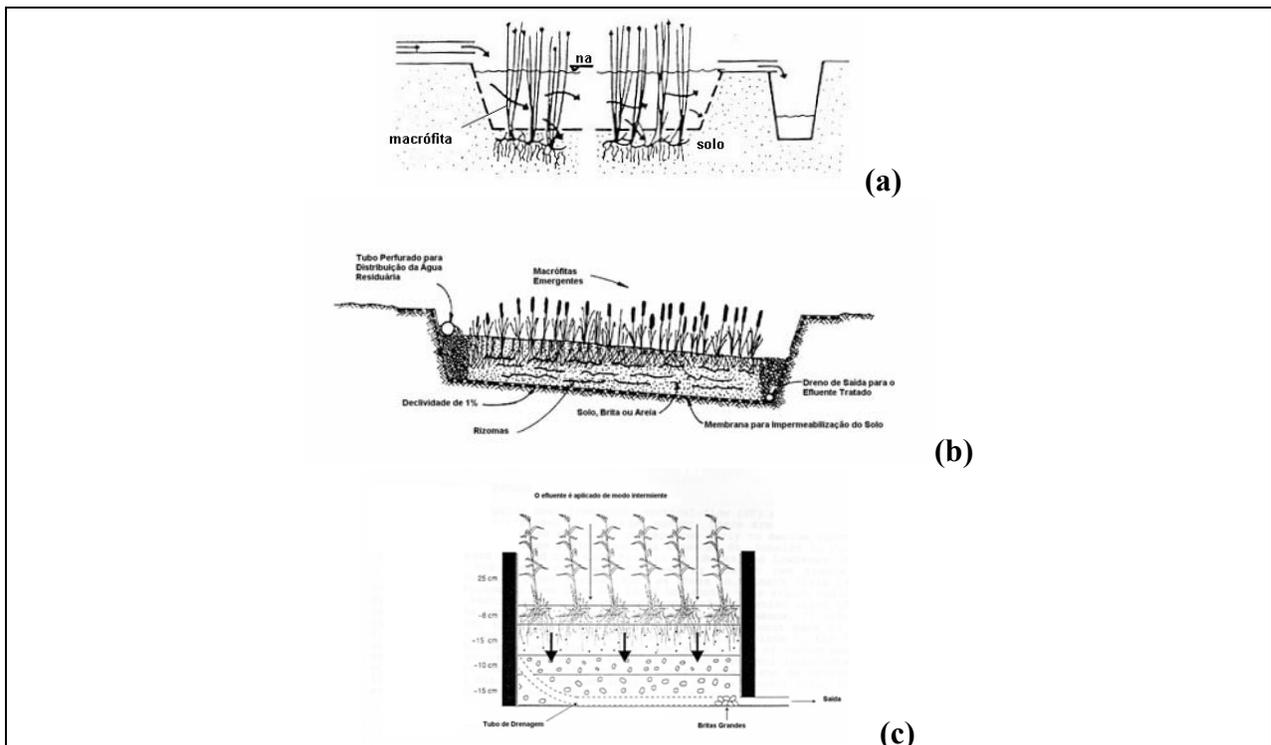
Os leitos cultivados são classificados como de fluxo superficial (LCFS), de fluxo subsuperficial (LCFSS) e como de fluxo vertical (LCFV), de acordo com as seguintes características (U.S.E.P.A., 1988; VYMAJAL, 1998):

- **Leitos cultivados de fluxo superficial (LCFS):** constituído de canais com algum tipo de barreira subsuperficial, geralmente o próprio solo, que fornece condições de desenvolvimento para as plantas, sendo que a água flui a uma pequena profundidade (0,1 a 0,3m). Seus melhores resultados são como tratamento terciário. Nos Estados Unidos o sistema de fluxo superficial é muito utilizado no tratamento de grandes volumes de águas residuárias, principalmente na remoção de nitrogênio e fósforo (Figura 2 (a));
- **Leitos cultivados de fluxo subsuperficial (LCFSS):** são essencialmente filtros horizontais preenchidos com brita ou areia como meio suporte onde as raízes das plantas se desenvolvem. Este sistema mostrou-se eficiente no tratamento secundário de águas residuárias (ROSTON, 1994; SOUZA & BERNARDES, 1996; MANSOR, 1998; VALENTIM, 1999), porém com baixa taxa de nitrificação. É muito utilizado no tratamento de efluentes de pequenas comunidades, tanto nos Estados Unidos, Austrália e África do Sul (cascalho como meio suporte) quanto na Europa (tecnologia solo-base) (Figura 2 (b));

- **Leitos cultivados de fluxo vertical (LCFV):** filtros de escoamento vertical intermitente preenchido com brita ou areia. O nível d'água permanece abaixo do meio suporte, impossibilitando seu contato com animais e pessoas. Os primeiros leitos de fluxo vertical surgiram na Europa nos anos de 1970 e eram conhecidos como “campos de infiltração” na Holanda e sistema de Seidel na Alemanha, conhecido como o processo do Instituto Max Planck (Figura 2 (c)).

Os leitos cultivados podem ser utilizados nos tratamentos primário, secundário e terciário de águas residuárias de origem domiciliar, industrial e rural; no tratamento de águas subterrâneas e de águas para reuso; no manejo de lodo, de águas de escoamento superficial e contaminada com substâncias tóxicas; e na produção de biomassa. (BAVOR *et al.*, 1995; KADLEC, 1995).

A Figura 2 apresenta os tipos de leitos existentes.



(Adaptado de U.S.E.P.A. (1988); VYMAJAL (1998), por VALENTIM (1999))

Figura 2. Leitos cultivados de fluxo (a) superficial, (b) subsuperficial e (c) vertical.

### 3.4.2 Macrófitas

As várzeas naturais são habitadas por diferentes tipos de plantas adaptadas para o crescimento na água e em solos saturados. Existem vários termos para definir estas plantas devido à ambigüidade nas definições e à complexidade de sua classificação, sendo os termos usuais: hidrófitas, macrófitas aquáticas, hidrófitas vasculares, plantas aquáticas e plantas aquáticas vasculares (GUNTENSPERGEN et al., 1988). De modo geral, o termo macrófitas é o utilizado para os sistemas de leitos cultivados por diversos pesquisadores no mundo todo (VALENTIM, 1999).

Estas plantas estão divididas em três categorias (VALENTIM, 1999):

- **Flutuantes:** podem estar fixadas ou não ao fundo e sua folhagem principal flutua na superfície da água;
- **Submergentes:** crescem sob a água e podem estar fixas por raízes;
- **Emergentes:** sua folhagem principal está em contato com o ar e as suas raízes estão fixadas ao solo.

A distribuição e a presença destes tipos de macrófitas são determinadas por: concentração dos nutrientes na água, tipo de sedimento onde estão fixadas, profundidade da lâmina d'água, presença ou não de correnteza, turbidez, ataque de herbívoros e atividades humanas (APHA, 1995; WOOD & MCATAMNEY, 1996).

Várias são as espécies testadas para o uso em processos de tratamento de águas residuárias, sendo as mais utilizadas apresentadas na Tabela 1.

*Tabela 1. Algumas espécies de macrófitas testadas para o uso em processos de tratamento de águas residuárias.*

Plantas Emergentes	Plantas Submergentes	Plantas Flutuantes
Scirpus sp.	Elodea nuttallii	Lemna sp.
Phragmites australis	Egeria densa	Spirodela sp.
Typha sp.	Ceratophyllum demersum	Eichhornia crassipes
Canna flaccida		Wolffia arrhiza
Eleocharis sp.		Azolla caroliniana
Juncus sp.		

(Adaptado de GUNTENSPERGEN *et al.* (1988) por VALENTIM, 1999).

### **3.4.3 Transferência do Oxigênio para o meio**

O tratamento da água residuária é o resultado da integração entre as interações físicas, químicas e biológicas que ocorrem nos leitos devido a presença do meio suporte, das comunidades bacterianas e das macrófitas. Entre estes, as bactérias merecem destaque, pois realizam a degradação da matéria orgânica presente no efluente por processos anaeróbios, anóxicos e aeróbios. Nos leitos cultivados, por estarem preenchidos por água, predominam as condições anaeróbias, sendo três os principais mecanismos responsáveis pela transferência do oxigênio atmosférico para o meio: transferência pela raiz; difusão do oxigênio no meio durante a percolação do efluente; e convecção do oxigênio atmosférico por diferença de pressão.

#### **3.4.3.1 Transferência pela raízes**

O movimento interno do oxigênio da parte aérea para raízes das plantas constitui em um mecanismo para suprir a demanda respiratória dos tecido das raízes e também ocorre à liberação de uma pequena quantidade para a região em torno da rizosfera. O escape de oxigênio pelas raízes cria pequenas áreas com condições de oxigenação de material orgânico, crescimento de bactérias nitrificantes e inativação de compostos que seriam tóxicos para as raízes (U.S.E.P.A., 1988; ARMSTRONG *et al.*, 1990; BRIX, 1994).

### **3.4.3.2 Convecção do oxigênio atmosférico para o meio**

Este é o principal mecanismo de transferência de oxigênio para o meio em sistemas de leitos cultivados de fluxo vertical, sendo atribuído à diferença de pressão entre o interior do meio suporte e a atmosfera. Durante a fase de drenagem (quando o efluente é drenado do sistema) o fluxo de ar da atmosfera (zona de alta pressão) entra no sistema (zona de baixa pressão).

### **3.4.3.3 Transferência do oxigênio para o líquido durante a percolação**

Na fase de enchimento dos leitos para sistemas de fluxo vertical ocorre a percolação do afluente no meio suporte do leito. Neste processo tem-se uma pequena quantidade de oxigênio atmosférico transferida para o líquido por difusão.

### **3.3.4 Seleção dos gêneros de macrófitas**

Dentre os vários tipos de macrófitas indicadas para os leitos cultivados, os gêneros *Typha sp.* e *Eleocharis sp.* foram escolhidos para a pesquisa por serem abundantes em todo Brasil e adaptados ao clima tropical, pela facilidade de obtenção de suas mudas e pelo seu bom desempenho no sistema em operação na Faculdade de Engenharia Agrícola da UNICAMP.

#### **3.3.4.1 *Typha sp.* (Taboa)**

A *Typha sp.* pertence à ordem Pandanales (monocotiledônea), família *Typhaceae*, apresentando folhas lineares, com bainha bem desenvolvida e não tendo caule lenhoso. Além da *Typhaceae*, nesta ordem há outras 2 famílias: *Pandanaceae* e *Sparganiaceae* (JOLY, 1979).

A *Typhaceae* compreende plantas herbáceas perenes crescendo em brejos e alagadiços; caule com uma porção rizomatosa rastejante e outra ereta que transporta as folhas, sendo estas sésseis (fixadas diretamente à parte principal-rizoma), lineares, e quase todas se inserem próximas da base e possuem nervação paralela. As flores são de sexos separados e reunidas

em densas inflorescências cilíndricas muito características, sendo as masculinas acima e as femininas abaixo. Possui fruto minúsculo e seco, sementes com endosperma farináceo e altura variando de 2 a 3 metros. Esta família é monotípica, contendo o único gênero *Typha* que é de distribuição cosmopolita, sendo encontrado em ambos os hemisférios nas regiões temperadas e tropicais (JOLY, 1979; LORENZI, 1982).

Segundo LORENZI (1982) a macrófita do gênero *Typha sp.* é popularmente conhecida como taboa, tabua, partasana (AM), paineira-de-flecha (SP), paineira-do-brejo (SP), espadana (MG), landim (MG), capim-de-esteira, pau-de-lagoa, tabebuia, erva-de-esteira, paina-de-flecha.

A Figura 3 apresenta esta espécie.



(Lorenzi, 1982)

Figura 3. Apresentação da espécie de macrófita *Typha sp.* - *Taboa*

#### 3.3.4.2 *Eleocharis sp.* (Junco Manso)

Pertence à ordem Cyperales, sendo que esta possui só uma família com as características desta ordem: a *Cyperaceae* (JOLY, 1979).

Compõem esta família, representantes herbáceos que crescem em sua maioria em terrenos brejosos ou alagadiços. O caule ereto, nas espécies que o desenvolvem, apresenta-se sólido (há exceções) e de secção triangular. As folhas são linear-lanceoladas e com nervação paralela. A unidade floral básica é uma espigilha que consta do seguinte: um eixo floral

protegido na base por um par de glumas (brácteas secas), sendo uma inferior ou externa e outra superior ou interna (JOLY, 1979; LORENZI, 1982).

Esta família, com cerca de 70 gêneros e mais de 3.500 espécies, tem larga distribuição em todo o mundo. Certos gêneros apresentam algumas centenas de espécies (*Carex*, *Cyperus*, *Rhynchospora*, *Eleocharis*), outros são monotípicos. Entre nós são bastante conhecidas certas espécies do gênero *Cyperus* (tiririca, papiro, navalha de mico), sendo que a polpa do caule de uma das espécies, abundante no vale do Nilo, servia como material para a produção de papiros usados pelos antigos egípcios (JOLY, 1979).

Segundo LORENZI (1982) o gênero *Eleocharis sp.* (Figura 4) é conhecido popularmente por junco-manso ou junco fino, e apresenta como características ser uma planta perene, herbácea, robusto-rizomatosa, ereta, entouceirada, de caule oco e seccionado por dentro (visível por fora), medindo 30-60 cm de altura, com reprodução por sementes e rizomas. Suas folhas são reduzidas a bainhas, com a boca ligeiramente engrossada nos bordos. Possui inflorescências terminais, em espiguetas oblongas, de coloração marrom, assentadas no ápice dos caules, medindo 10-15 mm de comprimento e 2-3 mm de largura.

Tem como importância ser uma planta daninha bastante freqüente em locais úmidos, brejosos ou inundados. Infestam principalmente lavouras de arroz inundado, canais de drenagem e margens de lagoas. Apresenta um crescimento bastante vigoroso, principalmente se estiver vegetando em locais banhados por águas poluídas, formando intensa vegetação, que chega a dominar todas as demais plantas existentes no local.(LORENZI, 1982)



(LORENZI, 1982)

*Figura 4.* Apresentação da espécie de macrófita *Eleocharis sp.* (Junco)

### **3.2.5. Desenvolvimento científico e pesquisas em leitos cultivados**

Apesar dos chineses provavelmente serem os primeiros a usarem as macrófitas no tratamento de águas residuárias, o trabalho que é aceito cientificamente como o primeiro foi o realizado em 1952 por Seidel, na Alemanha, que explorou a remoção de fenol por *Scirpus lacustris*, utilizando brita como meio suporte (WOOD & MCATAMNEY, 1996). Seidel realizou, posteriormente, outros experimentos usando leitos preenchidos com brita e cultivados com macrófitas emergentes: *Phragmites australis*, *Iris sp.*, *Schoenoplectus sp.*, *Typha sp.* (HEGEMANN, 1996).

Nos anos 70 Kickuth, também na Alemanha, usou leitos cultivados preenchidos com solo de alta quantidade de silte e cultivados com *Phragmites australis* para tratar efluentes municipais (HEGEMANN, 1996; WOOD & MCATAMNEY, 1994).

Nos Estados Unidos, os leitos cultivados tornaram-se populares a partir dos estudos de WOLVERTON (1988) para a Agência Espacial Norte Americana (NASA) onde o pesquisador testou o uso do tanque séptico associado aos leitos cultivados no tratamento de efluentes de casas não servidas pela rede de captação pública.

Segundo HEGEMANN (1996) existia em 1996 na Europa aproximadamente mil instalações de tratamento baseadas nos sistemas naturais servindo grupos de 5 a 1000 habitantes, tendo os leitos cultivados fluxo subsuperficial e solo ou brita como meio suporte.

ROSTON (1994) desenvolveu um sistema para tratar o esgoto doméstico de duas casas de fazenda localizadas nos Estados Unidos. Neste projeto foi avaliado o desempenho de dois leitos, um cultivados com *Typha latifolia* e outro sem cultivo, no tratamento do efluente do tanque séptico já existente na propriedade, tendo brita de 4 a 6 cm de diâmetro como meio suporte. Avaliou-se o afluente e o efluente durante seis meses, obtendo, para os leitos cultivados, a redução da DBO de 165 mg/L para 13mg/L (92%), do NTK de 38 mg/L para 10mg/L (74%) e de coliformes fecais de  $5 \times 10^5$  NMP/100mL para  $3 \times 10^4$  NMP/100mL (94%). Pela comparação destes resultados com os obtidos do leito sem vegetação (testemunha) - redução da DBO de 165 mg/L a 62mg/L (62%), do NTK de 38 mg/L a 26mg/L (32%) - pôde-se perceber que a vegetação é fundamental na remoção de poluentes. ROSTON (1994) concluiu que o sistema “tanque séptico e leitos cultivados com macrófitas de fluxo subsuperficial” é um conjunto eficiente e barato para o tratamento de esgoto doméstico de áreas rurais e de pequenas comunidades.

No Brasil ainda são poucos os trabalhos publicados sobre o assunto. SOUZA & BERNARDES (1996) trataram o esgoto doméstico de uma comunidade próxima a Brasília/DF por uma combinação de reator anaeróbico de fluxo ascendente (UASB) com pós-tratamento em leitos cultivados de fluxo subsuperficial cultivados com *Typha latifolia*. Três leitos foram operados em série e apresentaram boa remoção de nutrientes (54% para NTK e 40% para fósforo) e 63% para DQO, sendo o tempo de detenção total do sistema de 65,4 horas.

MANSOR (1998) avaliou durante os seis primeiros meses de funcionamento o desempenho de 4 leitos cultivados de fluxo subsuperficial (LCFH), construídos em alvenaria de blocos, de área útil de 4,24m<sup>2</sup> e lâmina d'água a 0,35m no tratamento efluente de lagoa de estabilização que tratava o esgoto do Centro Pluridisciplinar de Pesquisas Químicas, Biológicas e Agrícolas – CPQBA/UNICAMP. Dois leitos foram cultivados com *Typha domingensis* Pers. x *Typha latifolia* L., sendo um preenchido com brita nº 3 (55-90 mm) e

outro com nº 4 (90-135 mm); outro cultivado com *Eleocharis fistulosa* e preenchido com brita nº 3 e um testemunha somente preenchido com brita nº 3. A taxa orgânica média aplicada foi de 142,6 KgDQO.ha<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>, sendo o tempo de detenção 2,5 dias. Os melhores resultados médios mensais na remoção dos poluentes foram obtidos com a brita nº 3, sendo a máxima redução da DQO igual a 82,7% e a máxima remoção de PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> igual a 86,4%, obtidas no leito cultivado com *Typha dominguensis Pers. x Typha latifolia L.* A máxima redução de NTK, igual a 91,8%, foi obtida no leito cultivado com *Eleocharis fistulosa*.

LIMA (1998) avaliou o desempenho de um sistema composto por um reator anaeróbio (UASB) seguido por 3 leitos dispostos em série e cultivados com *Typha sp.* no tratamento do esgoto doméstico da Vila Varjão – região administrativa do Lago Norte/DF. O reator anaeróbio foi construído em argamassa armada e tinha um volume útil de 35,84m<sup>3</sup> e os leitos cultivados foram escavados no solo e preenchidos com brita. O UASB obteve remoções médias da DQO de 900mg.L<sup>-1</sup> para 650mg.L<sup>-1</sup> (faixa de 10 a 40%) e de sólidos sedimentáveis para 2mL.L<sup>-1</sup> e aumento dos sólidos suspensos de 270mg.L<sup>-1</sup> do afluente para 350 mg.L<sup>-1</sup> no efluente. Para o primeiro leito cultivado que funcionou corretamente, pois os outros não tiveram efluente suficiente para o funcionamento (talvez por causa da alta evapotranspiração) a remoção de NTK e amônia foram: NTK de 95 a 75mg.L<sup>-1</sup> e amônia de 62 a 60 mg.L<sup>-1</sup>. Houve um certo aumento de nitrato de 0 a 0,05mg/L indicando, juntamente com os valores de NTK e amônia, que ocorreram os processos de amonificação, nitrificação e desnitrificação no leito.

VALENTIM (1999) projetou, construiu e avaliou durante os primeiros 6 meses de funcionamento um sistema composto por um tanque séptico modificado seguido por leitos cultivados de vazão subsuperficial na forma retangular e quadrada. O tanque séptico modificado de três compartimentos em série operou com vazão diária média de 1330 L.dia<sup>-1</sup>, obtendo redução de DQO entre 17 e 69%, sólidos sedimentáveis de 100%, sólidos suspensos entre 58 e 92%, turbidez entre 67 e 92% e *E. coli* de 0 a 75%. Para os leitos cultivados com macrófitas, os maiores valores de remoção foram encontrados no quadrado plantado com *Eleocharis sp.*, com redução de sólidos suspensos entre 91 e 97%, coliformes totais de 59 a 96%, nitrogênio total Kjeldahl de 35 a 90% e fósforo total de 41 a 65%; o retangular plantado com *Eleocharis sp.*, com redução de DQO entre 70 e 97% e *E. coli* entre 94 e 97%, e o

quadrado plantado com *Typha sp.*, com redução de nitrato de 71 a 83%. Quanto à adaptação, as macrófitas apresentaram rápido desenvolvimento e ocuparam toda a área dos leitos, além de suportarem um período de 1,5 meses sem receberem efluente devido aos constantes entupimentos do sistema no período de férias.

VALENTIM *et al.* (2000) continuando a pesquisa, monitoraram durante 3 meses o desempenho do sistema para vazões afluentes ao tanque séptico da ordem de 4000L.dia<sup>-1</sup> e para vazões constantes do afluente dos leitos cultivados em torno de 400L.dia<sup>-1</sup>. Para o tanque séptico modificado a redução média de DQO foi de 46%, de sólidos sedimentáveis de 99%, sólidos suspensos de 82% e turbidez de 81%. Para os leitos cultivados com macrófitas, os maiores valores de remoção encontrados no leito retangular com *Typha sp.*, com redução de DQO entre 79 e 97%, turbidez entre 76 e 96%, coliformes totais de 1 a 3 Log e *E. coli* de 2 Log e nitrato entre 56 e 100%; para o leito retangular com *Eleocharis sp.*, com redução de fósforo total entre 47 e 93%, nitrogênio total Kjeldahl entre 22 e 64%, sólidos suspensos entre 79 e 97%; e nitrogênio amoniacal entre 16 a 40% para o leito quadrado com *Typha sp.* Um dado importante observado pelos autores foi a capacidade do tanque séptico e dos leitos cultivados em suportar a aplicação acidental de compostos de cloro e de óleo mineral utilizado com lubrificante em máquinas.

### 3.2.6 Processos de Remoção de Nitrogênio em Leitos Cultivados

O nitrogênio é muito abundante na forma gasosa como N<sub>2</sub>, representando cerca de 80% dos constituintes da atmosfera. Contudo, esta forma não é disponível para as plantas, sendo necessária sua fixação biológica. As formas mais comuns de nitrogênio encontradas no meio aquático são: nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), amônia (NH<sub>3</sub>), amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) e nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>). Os íons NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e NO<sub>3</sub><sup>-</sup> são as principais formas encontradas nas águas residuárias, tornam-se abundantes na ausência de oxigênio ou em águas muito enriquecidas principalmente com despejos ricos em matéria orgânica. O íon NO<sub>2</sub><sup>-</sup> é pouco comum por ser bastante tóxico em baixas concentrações e facilmente oxidado para NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (WELCH *et al.*, 1996).

Os principais processos de transformação do nitrogênio no meio aquático são:

**Nitrificação:** é o processo em que a  $\text{NH}_4^+$  é transformado em  $\text{NO}_2^-$  e finalmente em  $\text{NO}_3^-$ . O processo ocorre somente em condições aeróbias, sendo a *Nitrossomona* e a *Nitrobacter* os principais organismos envolvidos neste processo. As reações de nitrificação, segundo DELWICHE (1970) (citado por WELCH *et al.*, 1996), são:



**Desnitrificação:** é o processo em que a bactéria reduz o  $\text{NO}_3^-$  para  $\text{NO}_2^-$  e finalmente para forma molecular gasosa ( $\text{N}_2$  ou  $\text{N}_2\text{O}$ ), sendo liberado para o meio. O processo ocorre predominantemente em condições anaeróbias, sendo associado a seguinte reação (WELCH *et al.*, 1996):



Nitrogênio é um dos contaminantes considerados importantes na remoção por sistemas de leitos cultivados, sendo relacionados aos processos de: crescimento da planta e outros organismos; amonificação, nitrificação e desnitrificação; e volatilização da amônia (BRIX, 1993 citado por ZHU, 1995).

Muitos estudos têm sido realizados para determinar parâmetros de projeto para remoção de nitrogênio em leitos cultivados, relacionados principalmente ao meio suporte (solo, areia ou brita) e ao tipo de fluxo (horizontal, vertical ou batelada).

ZHU *et al* (1995), avaliaram os processos de remoção de amônia e nitrato em leitos cultivados com pedra como meio suporte e fluxo por batelada na cidade de Alabama (USA). Foram utilizados tambores plásticos de 0,4 m x 0,35 m de área superficial e 0,5 m de profundidade, sendo estes cultivados em ambiente protegido (estufa). Dois experimentos foram realizados, sendo a remoção de  $\text{NH}_4^+$  e outro remoção de  $\text{NO}_3^-$ . Uma solução de nutrientes contendo  $48\text{mg.L}^{-1} \text{NH}_4^+$  ou  $\text{NO}_3^-$  (no segundo experimento) foi fornecida ao

sistema, as amostras para análise dos parâmetros químicos foram coletadas no decorrer do tempo (0 até 193h) por um orifício no centro dos tambores. O tratamento constituiu em células não vegetadas e células vegetadas com grama (*Phalaris arundinacea*), junco (*Phragmites communis*), scirpus (*Scirpus atrovirens geosrgianus*) ou taboa (*Typha latifolia*). Outro tratamento consistiu no fornecimento da solução nutritiva com e sem carbono orgânico. No experimento de remoção de  $\text{NH}_4^+$  a ordem de remoção dos diferentes tratamentos foi: junco > grama = scirpus > taboas >> células não vegetadas com e sem a adição de carbono na solução nutritiva. Esta ordem de remoção de  $\text{NH}_4^+$  foi associado principalmente a densidade da biomassa das raízes no meio suporte. O alto crescimento das raízes possibilitou que a planta absorvesse o nitrogênio no processo de crescimento e a nitrificação foi favorecida mediante o transporte de  $\text{O}_2$  pela rizosfera. Para o experimento de remoção de  $\text{NO}_3^-$  a ordem de remoção foi: junco = grama > taboa = scirpus > não vegetados.

Outros resultados podem ser destacados para estes experimentos (ZHU *et al*, 1995):

- A taxa de remoção de  $\text{NH}_4^+$  (nitrificação) ocorreu em grande parte 72 h depois da aplicação, sendo 95 a 100% para as células vegetadas e 70 a 75% para os não vegetados. Nas células não vegetadas a nitrificação ocorreu até 35 h depois do início do experimento, sendo atribuído ao oxigênio adicionado durante o período de duas horas no início do experimento em que o leito ficou sem a solução aquosa;
- Carbono orgânico agiu como fonte de energia para as bactérias desnitrificantes, sendo o principal fator limitante da desnitrificação;
- A remoção de  $\text{NO}_3^-$  atingiu 100% em todos os tratamentos sem a adição de carbono em 120 horas;
- Rápidas remoções de  $\text{NO}_3^-$  foram observadas nas células com adição de carbono, sendo 100% removido em aproximadamente 50 horas.

### 3.2.6 Leitões Cultivados de Fluxo Vertical (LCFV)

O leito cultivado de fluxo vertical (LCFV) é um sistema ainda pouco estudado, como mostrou VYMAJAL (1998) em seu artigo. O pesquisador indicou que existem poucos LCFV em operação como em St. Bohaire na França, Oaklands Park na Inglaterra que utilizam LCFV seguido de LCFH; e na Dinamarca e Polônia, sendo um LCFH de grande tamanho seguido de LCFV.

Apesar disso, vem crescendo o interesse pelos LCFV, pois apresentam alta capacidade de transferência de oxigênio com tamanho das unidades variando entre  $1-2\text{m}^2.\text{Pessoa}^{-1}$  (COOPER and GREEN, 1995) e  $5,0\text{m}^2.\text{PE}^{-1}$  (PERFFLER *et al.*(1996), citado por PLATZER e MAUCH (1997)).

A eficiência dos LCFV é determinada principalmente pela capacidade de aeração do meio filtrante. A remoção de DQO, DBO e amônia são altas, mas a eliminação de todo o nitrogênio é limitada. Em sistemas onde a aeração do meio filtrante é fornecida por pulsos intermitentes de carregamento hidráulico, tem-se nas camadas superiores, uma oxigenação devido à difusão do ar atmosférico entre o meio filtrante. Este mecanismo funciona nas camadas superiores dos leitos com alta capacidade de drenagem. Destaca-se que a eficiência cai significativamente quando ocorre a colmatação do meio filtrante e a constante ocorrência de alagamentos (PLATZER e MAUCH, 1997).

LABER *et al.* (1998) monitoraram um sistema constituído de um tanque séptico de 3 câmaras, seguido de um leito cultivado de fluxo horizontal (LCFH) e depois de um leito cultivado de fluxo vertical (LCFV) para tratar a água residuária de um hospital em Dhulikhel/Nepal. A vazão diária foi de  $20\text{m}^3.\text{dia}^{-1}$ , tendo o LCFH uma área de  $140\text{m}^2$ , profundidade de 60cm, preenchido com pedra (porosidade 39%) e o LCFV com área de  $120\text{m}^2$ , profundidade de 90cm, preenchidos com areia (porosidade 30%, condutividade hidráulica  $10^{-3}\text{m}.\text{s}^{-1}$ ). Neste experimento, os autores chegaram a conclusão de que para uma mesma remoção de DQO o LCFH precisa de uma área 50% maior que a do LCFV. Além desta constatação, verificaram que o LCFV reduz de modo significativo os valores de nitrogênio

amoniaco e apresenta altos índices de nitrato no efluente, mostrando seu potencial para a nitrificação. A taxa de aplicação do resíduo foi de  $130\text{mm.dia}^{-1}$ .

PLATZER (1996) utilizou a combinação de leitos cultivados com fluxo vertical e horizontal no tratamento do efluente de um tanque de sedimentação, com o objetivo de determinar parâmetros de projetos mais completos que os utilizados tradicionalmente (por exemplo, área requerida por pessoa). Foram analisados 10 leitos cultivados de fluxo vertical com 1,0 m de profundidade e preenchidos com diversos tipos de areia. Sendo recomendado pelos resultados obtidos a utilização de uma areia medianamente grosseira ( $d_{10} = 0,1 - 0,2$  mm, uniformidade  $U = 4$ , capacidade hidráulica  $1 - 4 \times 10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$ ). Para os leitos verticais foi constatado a quase completa nitrificação, com a garantia do fornecimento de oxigênio para o meio atribuído ao fluxo intermitente com intervalos entre os carregamentos hidráulicos de 1,5 h, sendo indicado como ótimo entre 2 e 3 intervalos sem fluxo por dia.

PLATZER e MAUCH (1997), em outra publicação analisando o mesmo sistema, procuraram definir os principais mecanismos e parâmetros que influenciam a colmatação dos leitos cultivados de fluxo vertical. Os autores identificaram que a infiltração utilizada para diferentes granulometrias de areia diminuiu de aproximadamente  $1 - 2 \times 10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$  para próximo de  $5 - 12 \times 10^{-7} \text{ m.s}^{-1}$ , sendo atribuída esta queda principalmente ao carregamento orgânico e a demanda de oxigênio, apesar da não compreensão, pelo autor, da totalidade dos processos que envolvem este último fator.

LAHAV *et al.* (2000) avaliaram a utilização de leitos verticais para remoção de amônia em efluentes secundários com entrada de ar de forma passiva por uma tubulação que transfere o oxigênio atmosférico para parte inferior do leito devido a diferença de pressão causada durante a fase de drenagem. O experimento foi desenvolvido em reatores com 500 L, com meio suporte composto de pedras de pequeno tamanho (0,96 mm) e o fundo composto por pedras de grande tamanho (2,46 – 4,31 mm). A máxima taxa de remoção de amônia foi de  $1100 \text{ g Nitrogênio.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$  quando o sistema tratava efluente sintético. Para todas as taxas de aplicação a nitrificação foi limitada pela taxa de transferência de oxigênio. A granulometria

utilizada apresentou problemas de colmatação quando o sistema recebeu efluente secundário municipal.

## 4. MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 Sistema Piloto

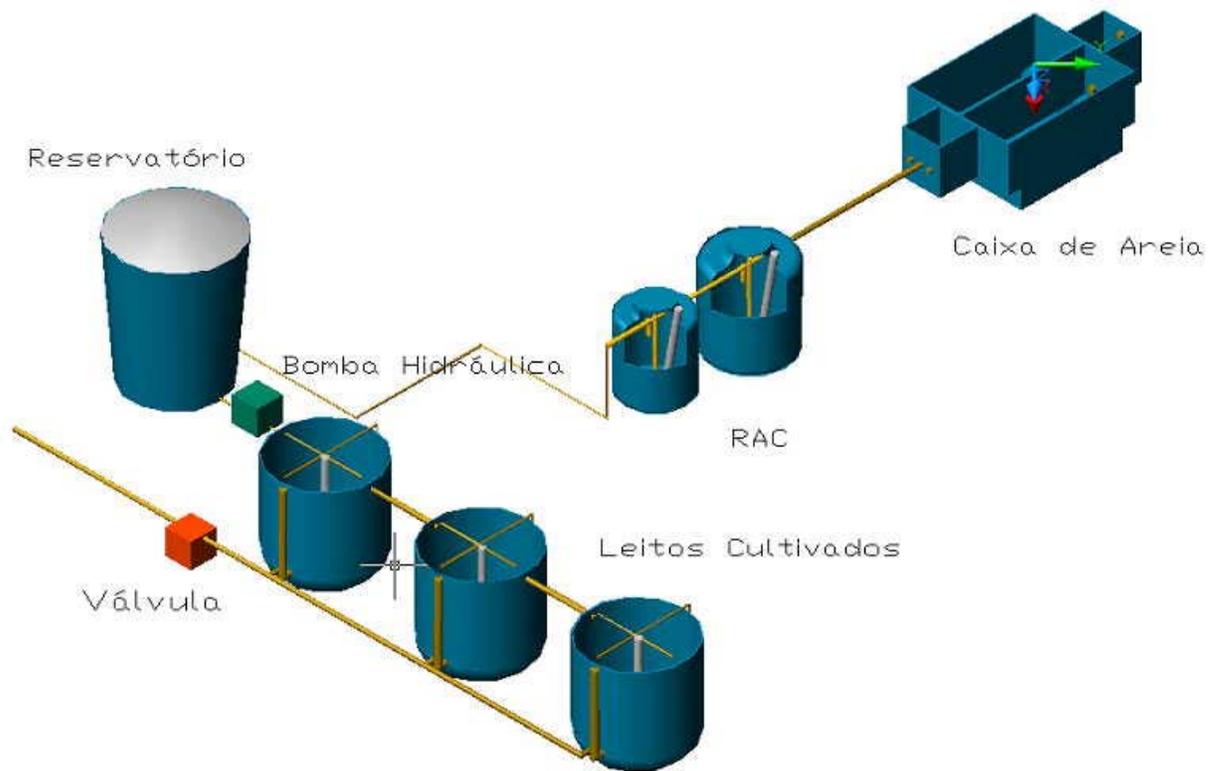
O sistema piloto localiza-se na Faculdade de Engenharia Agrícola – FEAGRI/UNICAMP, Campinas/SP, Brasil. O projeto foi realizado para uma escala comum no meio rural, considerando a geração de efluente equivalente a uma comunidade rural de aproximadamente 23 pessoas. A vazão estimada, considerando uma contribuição de  $0,2 \text{ m}^3 \text{ hab}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ , foi de  $4,6 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$ , o que corresponde a 25% do volume total de água residuária gerada na FEAGRI.

Para o tratamento preliminar, objetivando a remoção principalmente de areia, foi projetada uma caixa de areia com dois canais em paralelo.

O tratamento “primário + secundário” é realizado no Reator Anaeróbio Compartimentado (RAC), composto de dois compartimentos em série de  $1,4 \text{ m}^3$  e  $0,9 \text{ m}^3$ , construídos em ferrocimento, semi-enterrados no solo e interligados por tubulação de 60 mm de PVC. Optou-se por este tipo de configuração porque se pretendia testar a utilização de materiais comerciais, de fácil aquisição também no meio rural e de baixo custo, além de ter caráter modular.

Em seguida ao reator foram construídos três leitos cultivados utilizando a técnica de ferrocimento, sendo estes no formato cilíndrico, semi enterrados, com  $2,0 \text{ m}^3$  cada. Foi cultivado *Typha sp.* em um dos leito e *Eleocharis sp.* no outro. O terceiro leito, não cultivado, permaneceu como controle.

O esquema da disposição do sistema piloto construído está apresentado na Figura 5.



*Figura 5. Esquema geral da planta piloto (Sem Escala)*

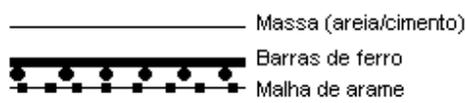
#### **4.2 Método construtivo: ferrocimento**

Segundo WAINSHOTK (1992), ferrocimento é um termo usado para definir um tipo particular de construção formada por uma argamassa de areia e cimento, reforçados com uma armadura altamente subdividida e distribuída entre as camadas de massa, que possui uma alta resistência e uma maleabilidade que permite diminuir de forma notável as dimensões das seções transversais dos elementos até 10-15 mm. Isto resulta numa diminuição do peso próprio das estruturas e os volumes dos materiais podem reduzir em até 50%.

Os elementos que compõem a estrutura são: malhas de arame com diâmetro entre 0,8 e 1,5 mm e abertura de 20 a 25 mm, geralmente galvanizados, que podem ter forma hexagonal ou quadrada, comercialmente são conhecidas por telas de “galinheiro”; barras de ferro entre 3

e 6 mm de diâmetro que reforçam o esqueleto da armadura; e a massa para revestimento com traço de cimento/areia entre 1:1,5 e 2.

A distribuição destes elementos pode ser visualizada na Figura 6. No centro tem-se as barras de ferro revestidas pela malha de arame, a massa é aplicada com um espessura variando de 10 a 50 mm.



*Figura 6. Disposição dos elementos estruturais.*

A utilização da técnica de ferrocimento apresenta grandes vantagens por possuir estruturas de parede delgada onde a rigidez e a resistência são desenvolvidas através da forma, podendo ser moldada e construída de uma só vez. O baixo custo dos materiais utilizados para construção, a não necessidade de mão de obra qualificada e a fácil aquisição dos materiais, são outras vantagens (WAINSHTOK, 1992).

Para o meio rural destacam-se outras vantagens relacionadas aos poucos recursos disponíveis pelos pequenos agricultores para aquisição de sistemas de tratamento de resíduos pré-fabricados e com alto custo relativo para seu orçamento. A possibilidade de construção com materiais de fácil aquisição, a um custo baixo com mão-de-obra disponível na propriedade, facilita o acesso às condições mínimas de saneamento básico.

Visando avaliar a tecnologia construtiva de ferrocimento, optou-se nesta pesquisa por construir os elementos do sistema piloto (desarenador, RAC e LCFV) utilizando esta técnica.

### 4.3 Descrição do sistema de tratamento

#### 4.3.1 Tratamento preliminar (Desarenador)

O tratamento preliminar foi necessário devido às dificuldades encontradas no desenvolvimento de experimentos anteriores com constantes entupimentos causados pelo acúmulo de sólidos grosseiros na tubulação. Para resolução deste problema, o desarenador (ou caixa de areia) foi projetado segundo indicações de AZEVEDO NETO (1973) para remoção de partículas de diâmetro médio igual ou superior a 0,2 mm. As dimensões de projeto são apresentadas na Figura 7.

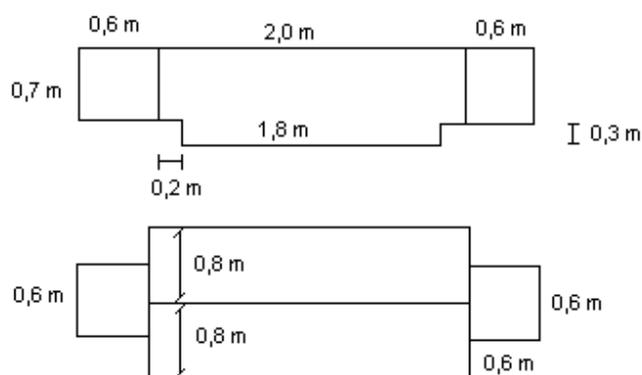


Figura 7. Dimensões do desarenador (planta e perfil)

A Figura 8 apresenta detalhes da construção do aramado para o desarenador, sendo utilizadas barras de ferro de 6,0 mm cruzadas entre si, com espaçamento de 150 mm e uma malha de arame (tela de “galinheiro”) galvanizada de 1,0 mm de espessura, com abertura de 25,0 mm. O aramado foi construído fora do local e após o travamento de toda estrutura, com amarrações feitas de arame recozido, o mesmo foi fixado em uma base de concreto (traço 1:2:1, cimento/areia/brita #2). Em seguida, foi aplicada uma primeira massa para fixação, e dada algumas horas para o início da cura do cimento, foi aplicado o revestimento definitivo em ambos os lados (externo e interno). Após a cura do cimento, foi aplicada uma camada de impermeabilizante na parte interna. As tubulações foram fixadas com a própria massa utilizada para o revestimento. A Figura 9, mostra o aspecto final da construção, destaca-se a

opção pelas formas curvas das paredes que distribuem com mais uniformidade as tensões exercidas pela coluna de água.



*Figura 8. Vista geral do aramado fixado na base de concreto*



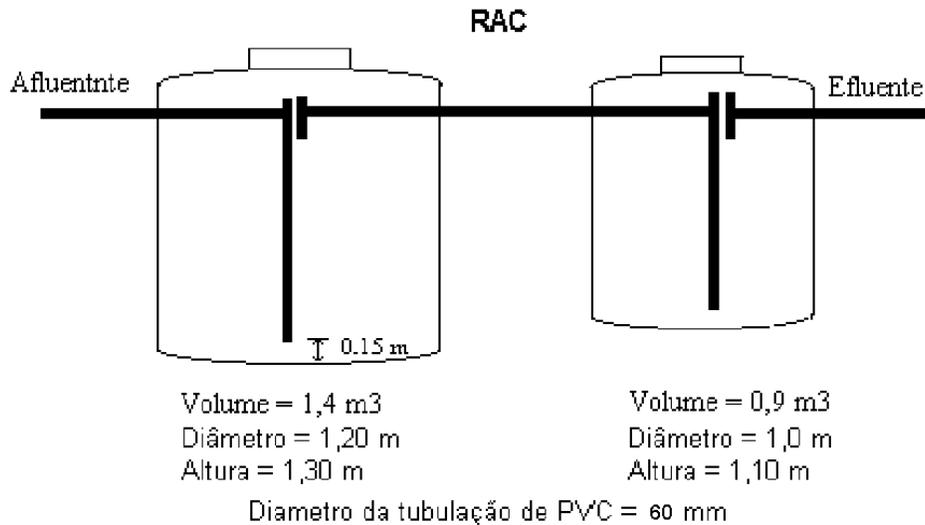
*Figura 9. Vista geral da estrutura revestida com a argamassa.*

#### **4.3.2 Reator Anaeróbio Compartimentado (RAC)**

O RAC foi projetado com indicações de BARROS & CAMPOS (1992), POVINELLI (1994), NOUR (1996) e VALENTIM (1999) para uma vazão de  $4,6 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ , com um TDH de 12h.

O volume total dos reatores foi de  $2,3 \text{ m}^3$ , sendo o primeiro com  $1,4 \text{ m}^3$  e o segundo com  $0,9 \text{ m}^3$ . O afluente de cada reator foi introduzido por uma tubulação de 60 mm prolongada até o centro dos compartimentos e redirecionada por um tê para o fundo do reator por uma segunda tubulação até a 15 cm do fundo. A introdução do afluente junto ao fundo dos compartimentos possibilita um aumento do contato entre o substrato e a manta de lodo formada na camada inferior.

Adotou-se para construção, a técnica de ferrocimento, e suas dimensões são apresentadas na Figura 10. A forma circular foi utilizada pelas facilidades que oferece nas construções das armaduras de ferrocimento e pela melhor distribuição das tensões externas, que se concentram nos cantos retos, para o caso de estruturas cúbicas.

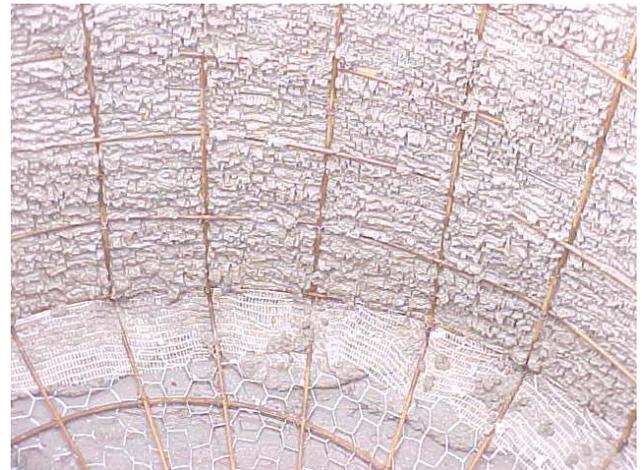


**Figura 10.** *Dimensões do RAC.*

Na Figura 11 são visualizados os dois tanques durante a aplicação da argamassa do acabamento externo. Pode-se observar o fundo interior do primeiro tanque apenas com o revestimento externo, destaca-se a perfeita visualização dos elementos da estrutura - as barras de ferro, a malha de arame e a tela de plástico - ainda expostas.



*Figura 11.* Vista do RAC em construção.



*Figura 12.* Vista do interior do RAC.

A Figura 13 mostra em detalhe o dispositivo de entrada do efluente, com a tubulação de 50 mm de PVC direcionando o efluente para o centro e para o fundo do reator. A Figura 14 apresenta uma vista geral do RAC após seu término, com as conexões hidráulicas de entrada

e saída do efluente e a tubulação (PVC branco de 100 mm) de entrada para um mangueira de sucção do lodo, quando necessário.



*Figura 13. Detalhe do sistema de entrada de efluente, interior do RAC.*



*Figura 14. Vista geral do RAC, após o Término da fase construtiva.*

#### **4.3.3 Leitões Cultivados**

Os LCFV também foram construídos na forma cilíndrica (1,5 m de diâmetro e 1,20 m de altura) pelos mesmos motivos do RAC. Na Figura 15 os leitões já estão fixados com uma camada de concreto de 50 mm e a primeira argamassa está sendo aplicada. Na Figura 16 pode-se observar os três leitões após o revestimento e com as tubulações de saída fixadas.



*Figura 15. Aplicação da argamassa de revestimento do leitões.*



*Figura 16. Vista geral da estrutura dos três leitões cultivados, após o revestimento.*

Na Figura 17 pode observar-se os drenos de fundo (tubulação de 60 mm com furos de 10 mm espaçados de 50 mm) e a tubulação de inspeção (tubulação de 100 mm com furos de 10 mm espaçados de 5 mm) no momento de preenchimento com a brita. Na Figura 18 observa-se a distribuição dentro da caixa de inspeção (tambor de plástico) tubulação de drenagem, o registro para realização das amostragens e a tubulação de 100 mm para acompanhamento do nível de efluente dentro dos leitos e instalação dos sensores para controle de nível.



*Figura 17. Vista da tubulação de drenagem e inspeção dos leitos.*



*Figura 18. Vista das tubulações: drenagem, coleta de amostras e inspeção de nível.*

A Figura 19 apresenta os leitos cultivados preenchidos com o meio suporte (brita), os sistemas de distribuição superficial com tubulações de 32 mm perfuradas e o reservatório de 3000 L ao fundo. A Figura 20 apresenta o painel com os equipamentos para automação.



Figura 19. Vista dos leitos preenchidos com brita, com os sistemas de distribuição, reservatório e controlador eletrônico.



Figura 20. Painel com os equipamentos para automação (CLP, relês, etc)

As Figuras 21 e 22 apresentam os leitos vegetados, respectivamente, com *Typha sp.* e *Eleocharis sp.*.



Figura 21. Vista do leito cultivado com *Typha sp.*



Figura 22. Vista do leito cultivado com *Eleocharis sp.*

#### ***4.4 Procedimento para avaliação experimental***

##### **4.4.1 Reator Anaeróbio Compartimentado (RAC)**

Para partida do RAC foi utilizado como inóculo o lodo proveniente do RAC de três compartimentos, em operação há três anos na FEAGRI/UNICAMP. Utilizou-se um volume de 0,12 m<sup>3</sup> do lodo da primeira câmara do RAC antigo para inocular a primeira câmara do novo RAC, este volume corresponde a 10% da câmara inoculada. O volume de 0,09 m<sup>3</sup> de lodo da “segunda + terceira” câmara do RAC antigo foi utilizado para inocular a segunda câmara do novo RAC, o volume também representa 10% do volume da câmara inoculada.

A inoculação foi realizada no dia 11/12/2001 e a vazão do afluente mantida baixa, e sendo aumentada gradativamente até 50% da sua capacidade projetada (2,3 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup> ou TDH de 24h), no final do primeiro mês de funcionamento. As análises dos parâmetros de controle iniciaram-se no dia 22/01/2002 com a manutenção da vazão em 2,3 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup>. A vazão de entrada foi aumentada gradativamente até atingir a capacidade projetada (4,6 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup> ou TDH de 12h) no final do segundo mês de operação.

##### **4.4.2 Leito Cultivado de Fluxo Vertical por Batelada**

O efluente do RAC foi conduzido por gravidade para um reservatório de fibra de vidro com capacidade para 3,0 m<sup>3</sup>. Após o reservatório foi instalada uma bomba hidráulica para fornecimento de efluente aos leitos cultivados por batelada.

Os leitos cultivados operaram com fluxo descontínuo, sendo necessário o desenvolvimento de um sistema de automação que possibilitasse esta operação. Um Controlador Lógico Programável (CLP) para automação industrial, com temporizador, teve a função de gerenciar a abertura e fechamento da válvula elétrico-mecânica, bem como o funcionamento da bomba, sendo todas essas funções determinadas pelos diversos sensores de nível, instalados nas extremidades superior e inferior de cada leito cultivado.

Para uma avaliação do tempo de reação, foram adotados os tempos de 24, 48, 72 e 96 h. A Tabela 2 apresenta a relação entre os tempos de reação utilizados e a vazão diária requerida para cada leito.

Tabela 2. Relação entre os tempos de reação e as vazões diárias requeridas para cada leito.

Tempos de Reação (h)	Vazão diária de cada leito (m <sup>3</sup> .d <sup>-1</sup> )
96	0,25
72	0,33
48	0,50
24	1,00

A Figura 23 apresenta um esquema do fluxo por batelada. A fase de enchimento marca o início do ciclo e tem duração de 0,5 h (considerando que a vazão da bomba utilizada é de 6,0 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup>). O instante seguinte ao enchimento (indicado pelo sensor de nível) marca o início da reação, com tempos de 24, 48, 72 e 96h. Ao término do tempo de reação, em avaliação, inicia-se a fase de drenagem (tempo de 0,5 h). Após a drenagem total, indicada pelos sensores de nível, um tempo de segurança de 10 minutos é respeitado para que todo o meio suporte seja preenchido pelo ar atmosférico, promovendo assim uma aeração natural do sistema.

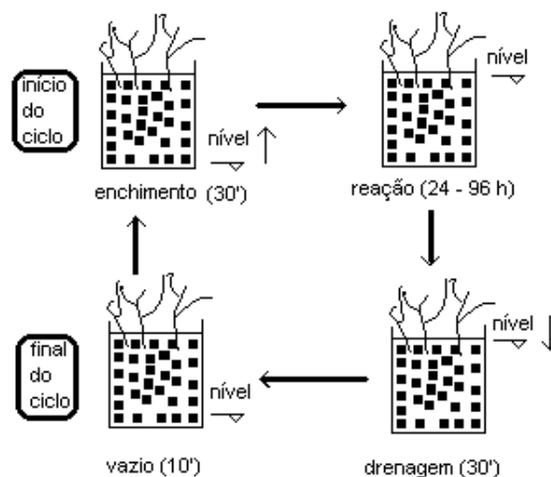


Figura 23. Esquema do ciclo do fluxo por batelada dos LCFV.

O fluxo por batelada foi utilizado visando o favorecimento do processo de oxidação dos compostos orgânicos, pois após a saída da água residuária de dentro do leito o ar atmosférico preencherá todo o material suporte (brita e raízes).

Foi realizado o delineamento estatístico, com adoção de seis repetições para cada tempo de reação, possibilitando assim a comparação entre os dois diferentes tipos de plantas (*Typha sp.* e *Eleocharis sp.*) e destas com o controle (não vegetado).

#### ***4.5 Programação dos ensaios***

O RAC foi monitorado pela remoção de, sólidos sedimentáveis, sólidos suspensos totais, demanda química de oxigênio (DQO) e medindo-se a turbidez, ácidos voláteis, pH, alcalinidade total e à bicarbonato. A periodicidade destas análises foi quinzenal e em algumas fases semanal.

Nos leitos cultivados foram quantificadas as remoções de sólidos suspensos totais, DQO, nitrogênio total, nitrogênio amoniacal e nitrato ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) e fósforo total.

As análises laboratoriais foram realizadas no laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia Agrícola. O resultado dos parâmetros analisados e respectivos pontos de amostragem estão apresentados na Tabela 3.

Além da avaliação da eficiência de remoção do leito cultivado foi verificado o desenvolvimento e a adaptação das macrófitas aquáticas com o acompanhamento de seu crescimento e ciclo de vida, bem como a produção de matéria orgânica.

*Tabela 3. Parâmetros a serem analisados em cada ponto de coleta de amostra.*

Parâmetros de Controle	Entrada e Saída das câmaras do RAC	Entrada e Saída dos LCFV
Vazão ( $L.s^{-1}$ )	X	X
Sólidos Suspensos Totais ( $mg.L^{-1}$ )	X	X
Sólidos Sedimentáveis ( $ml.L^{-1}$ )	X	
Ácidos voláteis ( $mg.L^{-1}$ )	X	
Alcalinidade total ( $mg CaCO_3.L^{-1}$ )	X	
Alcalinidade à bicarbonato ( $mg CaCO_3.L^{-1}$ )	X	
DQO ( $mg.L^{-1}$ )	X	X
$NH_3^- N(mg.L^{-1})$		X
$NO_3^- N(mg.L^{-1})$		X
Fósforo Total – P ( $mg.L^{-1}$ )		X
pH	X	X
Turbidez (NTU)	X	X
Temperatura ( $^{\circ}C$ )		X

#### **4.6 Sumário dos métodos de análise laboratorial**

Todas as análises foram realizadas no Laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia Agrícola da UNICAMP, sendo os métodos e equipamentos utilizados para cada parâmetro descrito de forma resumida a seguir:

**Ácidos Voláteis Totais:** realizado através do método titulométrico com o auxílio de um peagmetro, os reagentes utilizados são soluções preparadas de hidróxido de sódio (0,05 N) e ácido sulfúrico (0,1 N), segundo DILLALLO & ALBERTESON (1961).

**Alcalinidade:** realizado através do método titulométrico com o auxílio de um peagmetro. Como reagente utiliza-se o ácido sulfúrico 0,04 N. O pH a ser atingido com a titulação é de 5,75 para alcalinidade à bicarbonato e de 4,3 para alcalinidade total.

**Sólidos Suspensos:** realizado através da filtração da amostra em um filtro padrão, medindo sua massa antes e depois de seco em uma temperatura padronizada ( $103 - 105 ^{\circ}C$ ), segundo o Standard Methods (APHA, 1995), fornecendo leituras em  $mg.L^{-1}$ .

**Sólidos Sedimentáveis:** realizado no cone Imhoff, segundo o Standard Methods (APHA, 1995), fornecendo leituras em  $\text{mL.L}^{-1}$ ;

**Turbidez:** realizado no turbidímetro, fornecendo leituras em NTU (unidade de turbidez nefelométrica);

**pH:** realizado em um peagmetro de bancada, pelo método eletrométrico segundo Standard Methods (APHA, 1995);

**DQO:** realizado com a digestão da matéria orgânica e inorgânica por uma quantidade conhecida de dicromato de potássio em meio ácido, elevando-se a temperatura, na presença do catalisador sulfato de prata e o sulfato de mercúrio como inibidor de cloretos. Após a digestão o resultado é obtido pela leitura colorimétrica da amostra e correção pelo coeficiente angular da reta da curva padrão.

**Fósforo Total:** a análise de fósforo total como o íon  $\text{PO}_4^{-3}$  nas águas residuárias foi realizado pelo método do reagente PhosVer (Hach) com digestão em persulfato ácido no reator Hach para DQO e posterior determinação calorimétrica no espectrofotômetro DR/2010 que fornece leituras em  $\text{PO}_4^{-3}$ , P e  $\text{P}_2\text{O}_5$ . Este método é aceito pelo U.S.E.P.A. e seus procedimentos encontram-se em Hach (1996);

**Nitrogênio Amoniacal ( $\text{NH}_3\text{-N}$ ):** análise realizada pelo método de Nessler, não necessitando digestão, e posterior determinação calorimétrica no espectrofotômetro DR/2010 (Hach), com resultado de 0 a  $50\text{mg.L}^{-1}$ . O espectrofotômetro fornece valores em  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NH}_3$  e  $\text{NH}_3\text{-N}$ ;

**Nitrato ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ):** análise realizada pelo método do reagente NitraVer5 (Hach) e posterior determinação calorimétrica no espectrofotômetro DR/2010 (Hach), com resultados de 0 a  $5\text{mg.L}^{-1}$  de  $\text{NO}_3^-$ . Os procedimentos experimentais estão descritos em Hach (1996).

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos para os parâmetros monitorados, estão apresentados nos seguintes itens: caracterização da vazão afluyente, avaliação da técnica construtiva, desempenho do RAC, desempenho dos leitos cultivados e avaliação do desenvolvimento das macrófitas.

### 5.1 Caracterização do Afluente

O efluente gerado pela FEAGRI/UNICAMP corresponde à mistura de dejetos de características domésticas (provenientes dos banheiros e cozinhas), resíduos de laboratórios, lavagem de equipamentos e máquinas agrícolas, etc.

Para identificar o comportamento da água residuária bruta da Faculdade antes do tratamento preliminar (desarenador), foram realizados dois acompanhamentos diários da vazão. A Figura 24 apresenta a variação da vazão nos os dias 6 e 10 de dezembro de 2001.

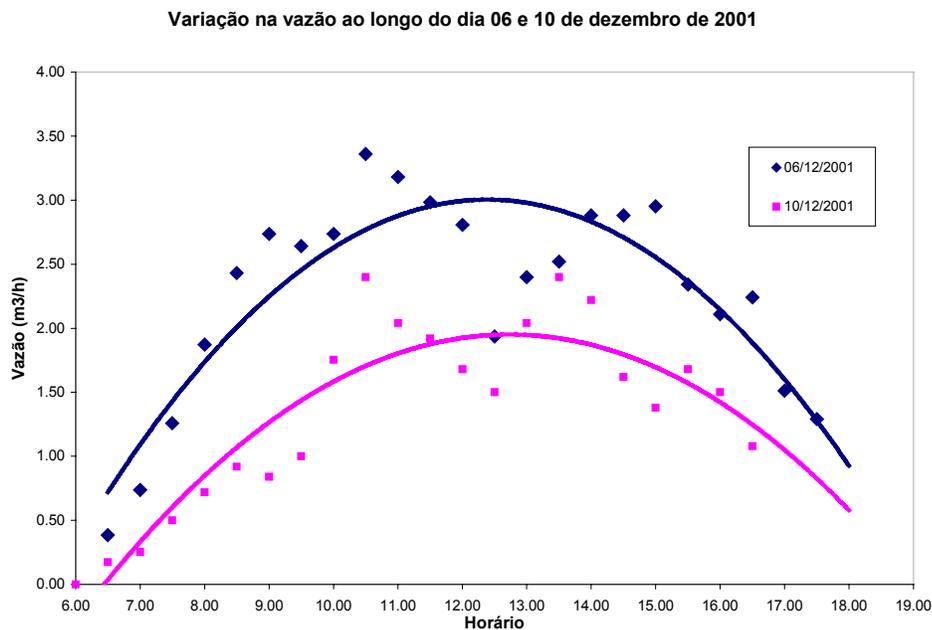


Figura 24. Variação da vazão bruta durante o dia 6 e 10 de dezembro de 2001

Nota-se pela curva gerada da interpolação dos dados que a vazão inicia-se em torno de 6:00h com valores muito baixos ( $0,5 - 1,0 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ ) e aumenta gradativamente durante a manhã com início das atividades na Faculdade. No período entre 10:00h e 15:00h identificou-se os maiores valores de vazão. A partir das 15:00h a vazão começa a diminuir devido ao encerramento das algumas atividades, no entanto, existem muitos laboratórios que permanecem em funcionamento até as 20:00h. Para os cálculos da vazão dos RAC foi considerado um período de 14 horas (6:00 – 20:00 h), em que se tem um fornecimento variável do efluente gerado pela Faculdade.

## ***5.2 Utilização da técnica construtiva de ferrocimento***

A construção de todos os elementos do sistema em ferrocimento propiciou a comprovação de algumas vantagens relacionadas na literatura, com destaque para: facilidade na definição das formas das peças; facilidade construtiva, não necessitando de mão de obra especializada; fácil aquisição dos materiais; e baixo custo construtivo.

Após o término da construção as peças tiveram seus volumes completados com água. Foi verificado após alguns dias, algumas regiões que apresentaram infiltrações na parte externa e oxidação da malha de ferro do seu interior, como pode ser visualizado, respectivamente, nas Figuras 25 e 26.



*Figura 25. Vista da região externa que apresentou infiltração*



*Figura 26. Vista da região interna que apresentou oxidação da malha de ferro.*

Identificados estes problemas foi aplicada uma massa impermeabilizante na região interna de todas as peças do sistema. Uma nova avaliação com água foi realizada e não foram identificados problemas com infiltração e oxidação da malha de ferro. Diante disso iniciou-se a operação do sistema com água residuária.

Após 10 meses de funcionamento com água residuária não foram identificados novos pontos de infiltração e oxidação da malha de ferro. Pode-se concluir, que a técnica é uma excelente opção para construção de sistemas de tratamento de efluentes para pequenas escalas.

### ***5.3 Análise dos parâmetros de controle do RAC***

A evolução temporal do desempenho do RAC no tratamento de parte da água residuária da FEAGRI/UNICAMP está apresentada nas Figuras 27 a 43 e nos Quadros 1 a 6 (Apêndices). Estes apresentam, respectivamente, os resultados das análises de sólidos sedimentáveis, sólidos suspensos totais, turbidez, DQO, pH, alcalinidade parcial e total e ácidos voláteis.

Segundo van HAANDEL & LETTINGA (1992), a duração do período de partida é definido pelo tempo necessário para se obter uma qualidade de efluente essencialmente constante. Durante o período de partida se desenvolve a camada de lodo pela acumulação de sólidos sedimentáveis não digeridos e pelo crescimento de populações bacterianas responsáveis pela conversão do material orgânico em metano. O período de partida pode sofrer grandes variações dependendo das características do afluente e do reator. Tempos entre 12 a 24 semanas são esperados para efluentes domésticos, sem a ocorrência de inoculação do reator.

#### **5.3.1 Sólidos Sedimentáveis**

As Figuras 27, 28 e o Quadro 1 (apêndice) apresentam a variação de sólidos sedimentáveis. Verifica-se que a remoção ocorre predominantemente no primeiro compartimento, sendo completada no segundo. Observa-se uma grande variação do afluente

(0,7 – 40 ml.L<sup>-1</sup>), com uma média relativamente baixa (12,87 ml.L<sup>-1</sup>). Este fato pode estar relacionado a grande remoção de sólidos na caixa de areia, fornecendo assim para o RAC um afluente com uma pequena quantidade de sólidos sedimentáveis. Uma variação menor foi encontrada no efluente R1 (0,4 – 16 ml.L<sup>-1</sup>), com uma media de remoção de 78%. O efluente R2 apresentou uma maior estabilidade com baixos valores e uma pequena variação (0 – 3 ml.L<sup>-1</sup>) e uma média de remoção de 93%. van HAANDEL & LETTINGA (1992), também observaram grandes remoções de sólidos sedimentáveis no início da operação, atribuída ao fato do reator funcionar inicialmente como um decantador. O efluente da primeira câmara (R1) apresentou um aumento a partir da 203<sup>o</sup> dia de operação, sendo seguido nos dias subsequentes de maiores variações, possivelmente devido ao aumento nestas datas dos valores de concentração afluente. O efluente da segunda câmara (R2) manteve-se estável apesar das variações observados na primeira câmara (R1), demonstrado a grande eficiência da unidade para remoção de sólidos sedimentáveis.

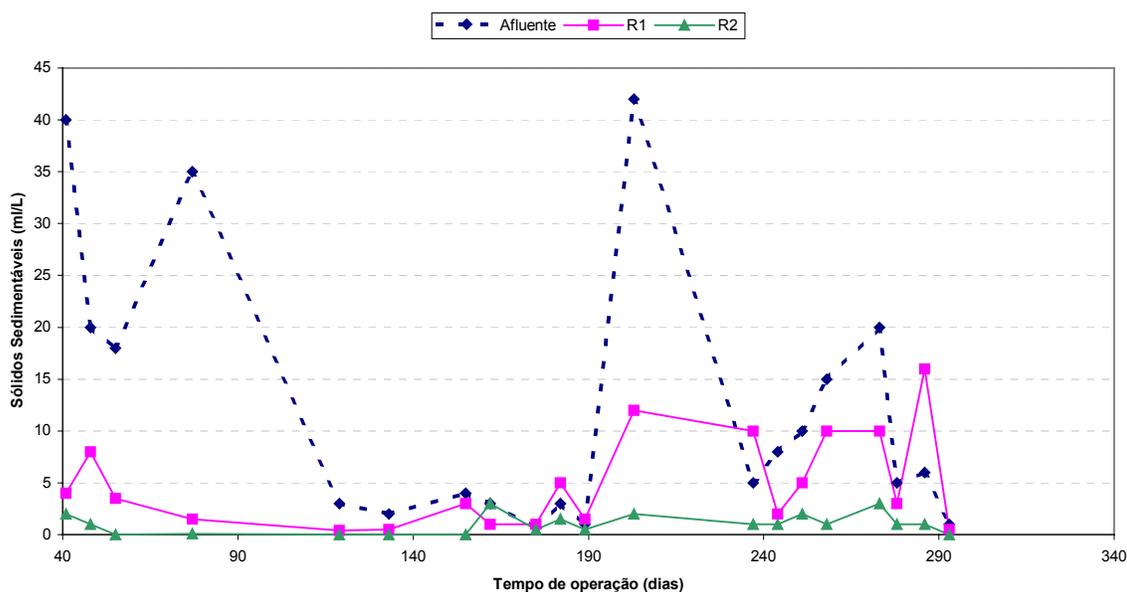


Figura 27. Variação da concentração de sólidos sedimentáveis (ml.L<sup>-1</sup>) ao longo do tempo.

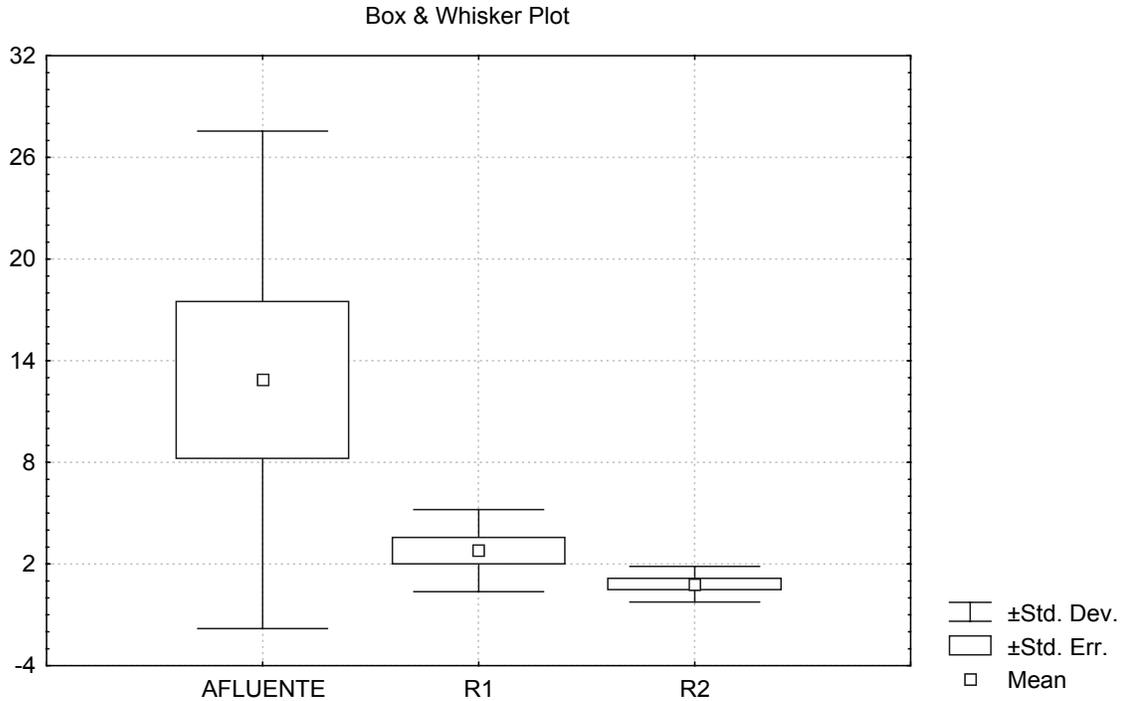


Figura 28. Variação das concentrações de sólidos sedimentáveis ( $ml.L^{-1}$ ) para o afluente e efluentes da primeira (R1) e segunda câmara (R2).

### 5.3.2 Sólidos Suspensos Totais

As Figuras 29, 30 e o Quadro 1 (apêndice) apresentam os dados relativos às medidas de sólidos suspensos totais. Observa-se uma grande variação do afluente com valores entre 20 – 917  $mg.L^{-1}$ , com média de 172  $mg.L^{-1}$ . O efluente do primeiro compartimento (R1) apresentou um comportamento semelhante ao afluente com grande variação das concentrações (20 – 640  $mg.L^{-1}$ ), com média de 216  $mg.L^{-1}$ . Para o efluente do segundo compartimento (R2) os valores apresentaram uma maior estabilidade, com valores mais baixos (8 – 120  $mg.L^{-1}$ ) e remoção de 80%, este fato demonstra uma maior capacidade de reter ondas de choque da segunda câmara, provavelmente devido a uma maior estabilização do lodo.

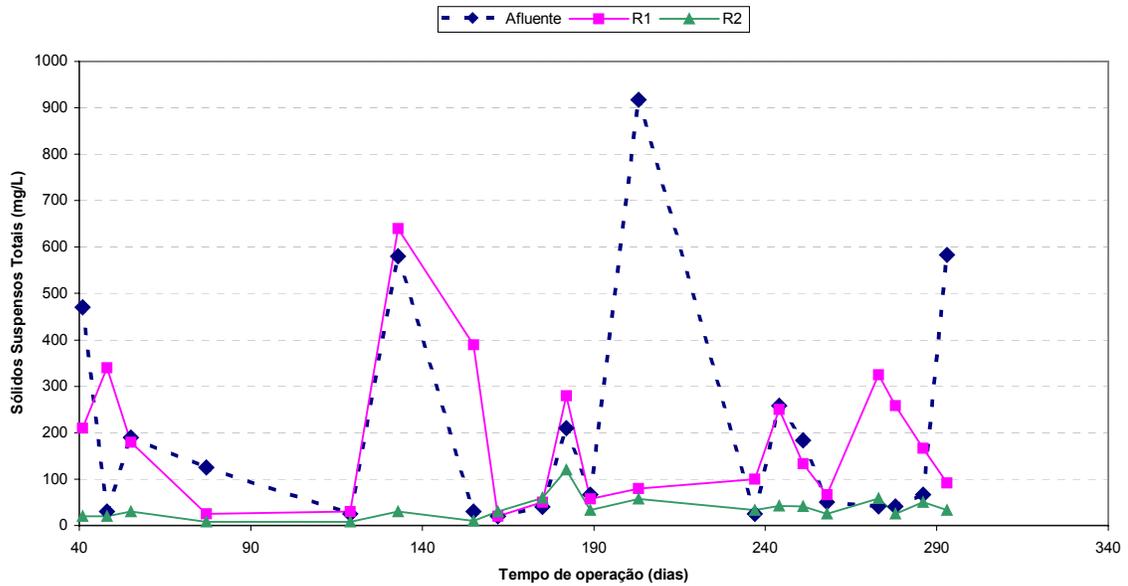


Figura 29. Variação da concentração de sólidos suspensos totais ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) ao longo do tempo.

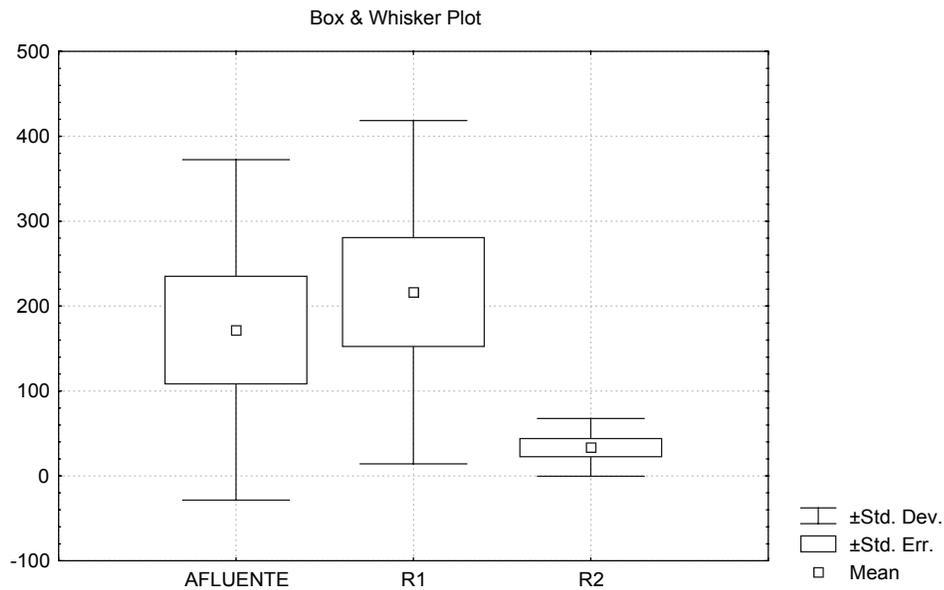


Figura 30. Variação das concentrações de sólidos suspensos totais ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) para o afluente e efluentes da primeira (R1) e segunda câmara (R2)

### 5.3.3 Turbidez

Os dados relativos às análises de turbidez são apresentados nas Figuras 31, 32 e no Quadro 2 (apêndice). Destaca-se a grande variação do afluente (10 – 65 NTU), com média de

19 NTU. Os efluentes R1 e R2, apresentaram, respectivamente, médias de 19 e 16 NTU, e remoções de -1,4 e 13%. Pode-se observar pela grande variação dos dados a pouca informação fornecida pela análise deste parâmetro para sistemas de tratamento de esgoto. A análise de turbidez é mais utilizada para avaliação de qualidade de água e pouco utilizada para avaliação de sistemas de tratamento de esgoto, devido aos altos valores e as grandes variações encontradas no efluente. Este parâmetro seria mais indicado para sistemas de tratamento terciário ou efluente destinados ao reúso.

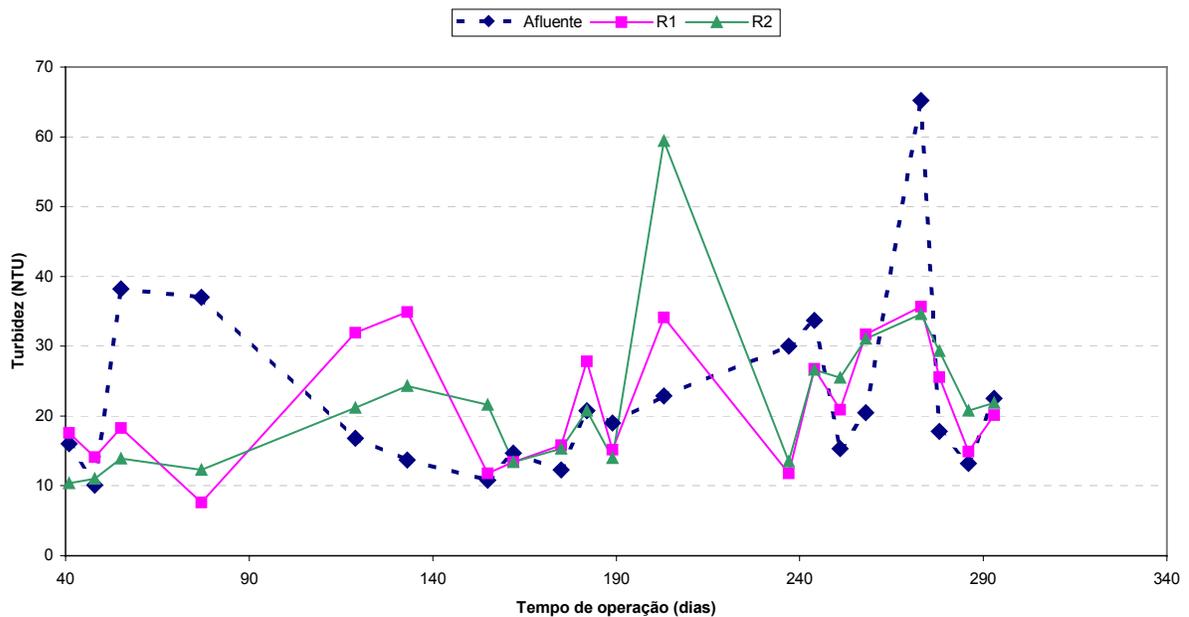


Figura 31. Variação dos valores de Turbidez (NTU) ao longo do tempo.

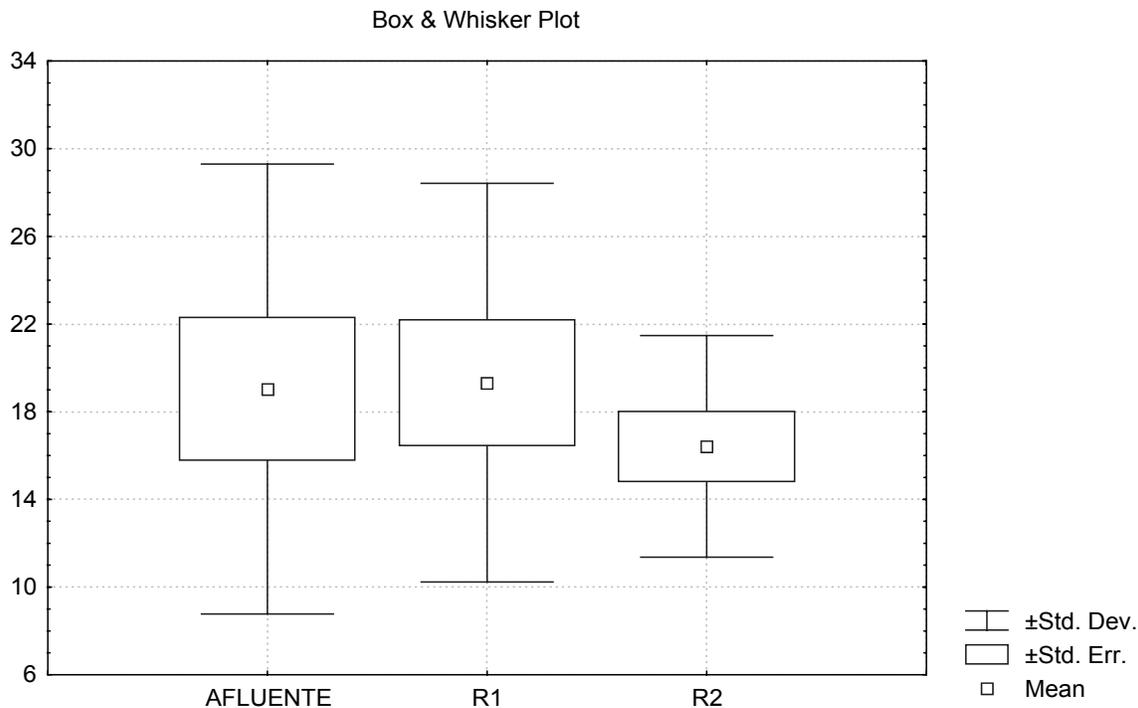


Figura 32. Variação das concentrações de turbidez (NTU) para o afluente e efluentes da primeira (R1) e segunda câmara (R2)

#### 5.3.4 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

As Figuras 33, 34 e o Quadro 3 (apêndice) apresentam a variação dos valores de DQO do afluente e efluentes. Observa-se uma grande variação da concentração do afluente ( $482 - 93 \text{ mg.L}^{-1}$ ), com média de  $210 \text{ mg.L}^{-1}$ . O efluente R1 ( $430 - 31 \text{ mg.L}^{-1}$ ) apresentou uma média de  $159 \text{ mg.L}^{-1}$  e uma remoção de 24%. O efluente R2 ( $205 - 47 \text{ mg.L}^{-1}$ ), apresentou média de  $128 \text{ mg.L}^{-1}$  e remoção de 39%. No 77º dia de operação observa-se um alto valor de remoção da primeira câmara (em torno de 70%), no entanto para as datas subsequentes até o 203º dia de operação tem-se uma proximidade entre os valores afluentes, R1 e R2. Para os dias de operação 237º e 244º identificam-se novamente maiores índices de remoção (40 – 70%).

A análise do parâmetro de DQO indica a existência de algum problema no reator, pois se esperava uma maior estabilidade e índices de remoção maiores. Este fato pode estar relacionado à baixa remoção de sólidos dissolvidos, pois nas análises de sólidos suspensos e sedimentáveis encontrou-se altos índices de remoção e uma certa estabilidade no

comportamento ao longo do tempo. O parâmetro turbidez que pode ser relacionado a presença de sólidos dissolvidos na solução também indicou, como a DQO, grande variação e baixa remoção ao longo do tempo. Os principais fatores que podem estar influenciando o desempenho do reator na remoção de matéria orgânica pode estar relacionado a três aspectos:

1. Problema Hidrodinâmico: a configuração hidrodinâmica do reator foi desenvolvida para que houvesse uma otimização do contato entre o afluente e a manta de lodo do reator, no entanto, acredita-se que caminhos preferenciais (“curto circuito”) estejam ocorrendo ocasionando a saída de efluentes sem contato suficiente com a manta de lodo;
2. Pouco desenvolvimento da comunidade microbiana: a análise do lodo, apresentada no item 5.3.8, indicou a ocorrência de um lodo flocculento sem a existência de grânulos. Este fato relacionado ao fornecimento de efluentes diluídos pode estar dificultando a aderência dos microorganismos e dificultando assim o seu desenvolvimento;
3. Vazão variável: a dificuldade no controle da vazão devido a constantes entupimentos no registro de entrada pode ter ocasionado picos de vazão, com arraste da manta de lodo.

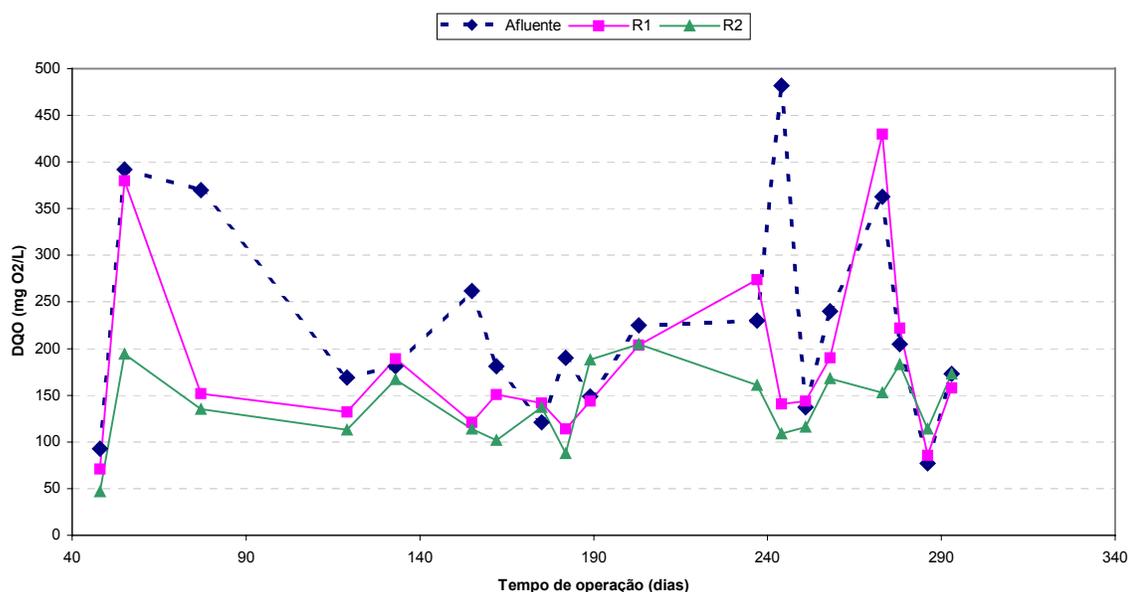


Figura 33. Variação dos valores de DQO ao longo do tempo.

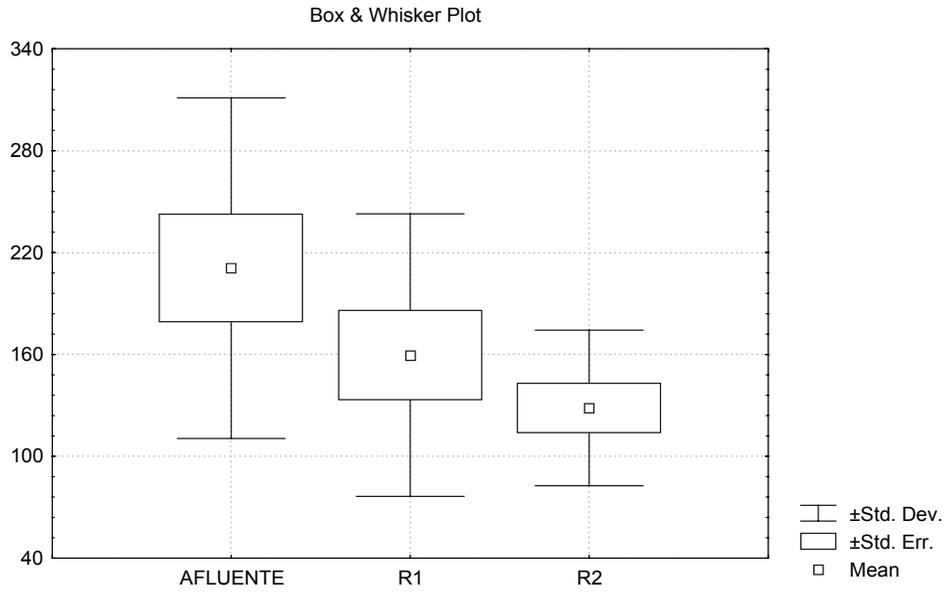


Figura 34. Variação das concentrações de DQO ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) para o afluente e efluentes da primeira (R1) e segunda câmara (R2)

### 5.3.5 pH

As Figuras 35, 36 e o Quadro 6 (apêndice) apresentam os dados relativos à variação de pH ao longo do tempo. Pode-se observar uma estabilidade do afluente (6,47 – 8,07) e média de 7,5. Para o efluente R1 os valores ficaram próximos do afluente (média de 7,4) com exceção do 77º dia de operação, no qual se observou um alto valor (9,92), este fato pode estar relacionado a alguma descarga alcalina pontual no afluente que não foi detectada nos 55º e 77º dias. Para o efluente R2 a média dos valores foi de 7,40, com exceção do 182º dia, em que se observou um alto valor de pH (9,97). Segundo POVINELLI (1994), os altos valores de pH não são muito críticos, pois o “choque” nesta condição é controlável e a produção de metano é normalizada rapidamente. A mesma autora destaca que baixos valores de pH são mais críticos, sendo necessária em muitos casos a adição de corretivos (cal ou soda cáustica) para evitar um desequilíbrio irreversível do sistema.

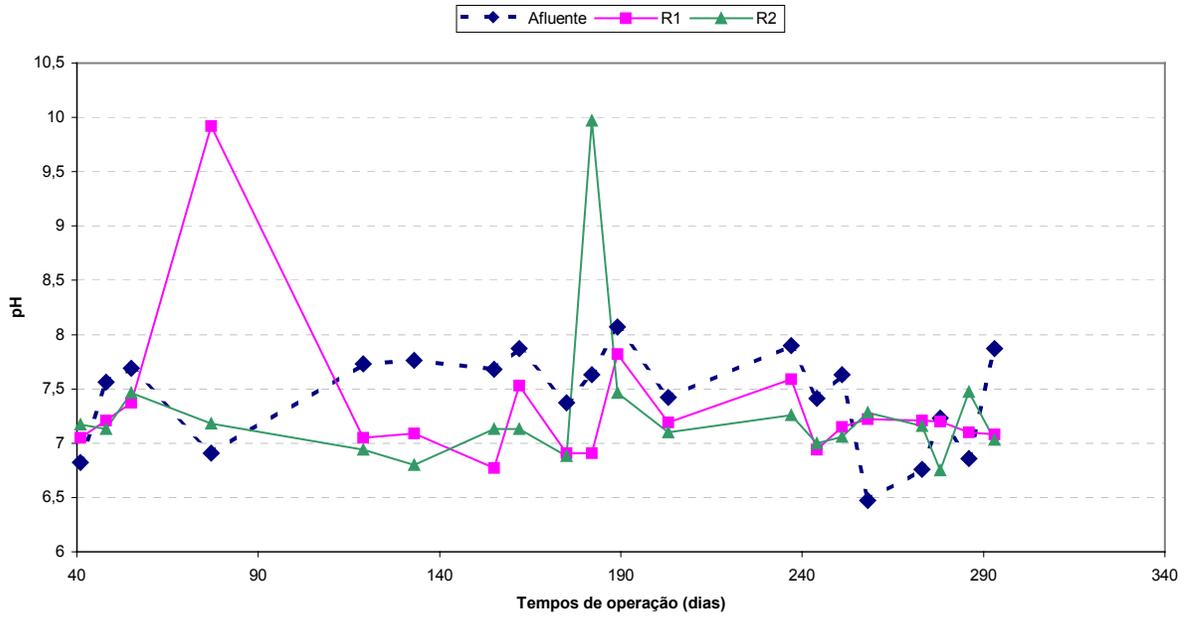


Figura 35. Variação dos valores de pH ao longo do tempo.

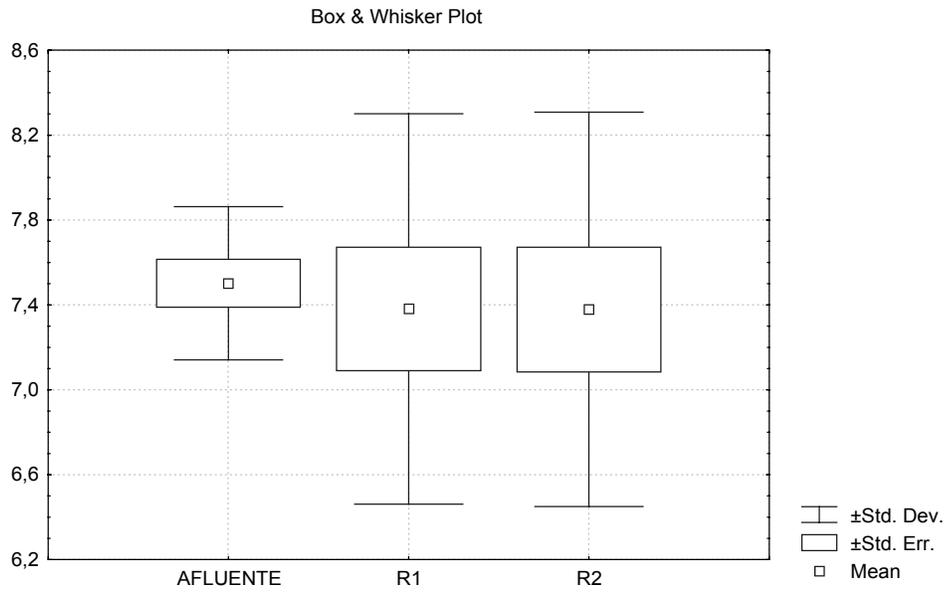


Figura 36. Variação das concentrações de pH para o afluyente e efluentes da primeira (R1) e segunda câmara (R2).

### 5.3.6 Alcalinidade

Para definir alcalinidade, considera-se uma água residuária como uma mistura de uma solução de dióxido de carbono em uma base forte (hipotética), a concentração dessa base é igual à alcalinidade e pode ser determinada através de uma titulação da água com ácido forte para neutralizar a base forte. A análise das variações de alcalinidade em um reator anaeróbio tem origens nos processos de amonificação e remoção de ácidos orgânicos voláteis (van HANDEEL e LETTINGA, 1994). A alcalinidade pode ser dividida em total e a bicarbonato (também conhecida como alcalinidade parcial). Segundo SPEECE (1996) a alcalinidade parcial (devido a bicarbonatos) refere-se à alcalinidade total menos ácidos voláteis. CAMARGO (2000) afirma que a capacidade de tamponamento da alcalinidade por bicarbonatos é muito mais importante para um processo anaeróbio que por ácidos voláteis, pois em um reator anaeróbio onde o pH possui valores próximos à 7, a concentração de bicarbonatos predomina e a capacidade de tamponamento da alcalinidade por ácidos voláteis ocorre na faixa de pH entre 3,75 e 5,75, sendo de pouca importância para digestão anaeróbia.

Nas Figuras 37, 38, 39, 40 e no Quadro 4 (apêndice) são apresentadas as variações dos valores de alcalinidade total e à bicarbonato. Verifica-se que as médias dos valores afluente de alcalinidade total e à bicarbonato são maiores que as encontradas no efluente. Observa-se um aumento da alcalinidade entre o 119º e 203º dia de operação, provavelmente devido a bicarbonatos, pois a alcalinidade parcial sofreu um aumento no mesmo período. Neste mesmo período observa-se que a alcalinidade do afluente apresenta-se maior que os efluentes R1 e R2 indicando uma perda de alcalinidade nas duas câmaras. A partir do 189º dia os valores do afluente apresentam-se abaixo dos efluentes R1 e R2, este comportamento indica segundo CAMARGO (2000) um melhor funcionamento do sistema.

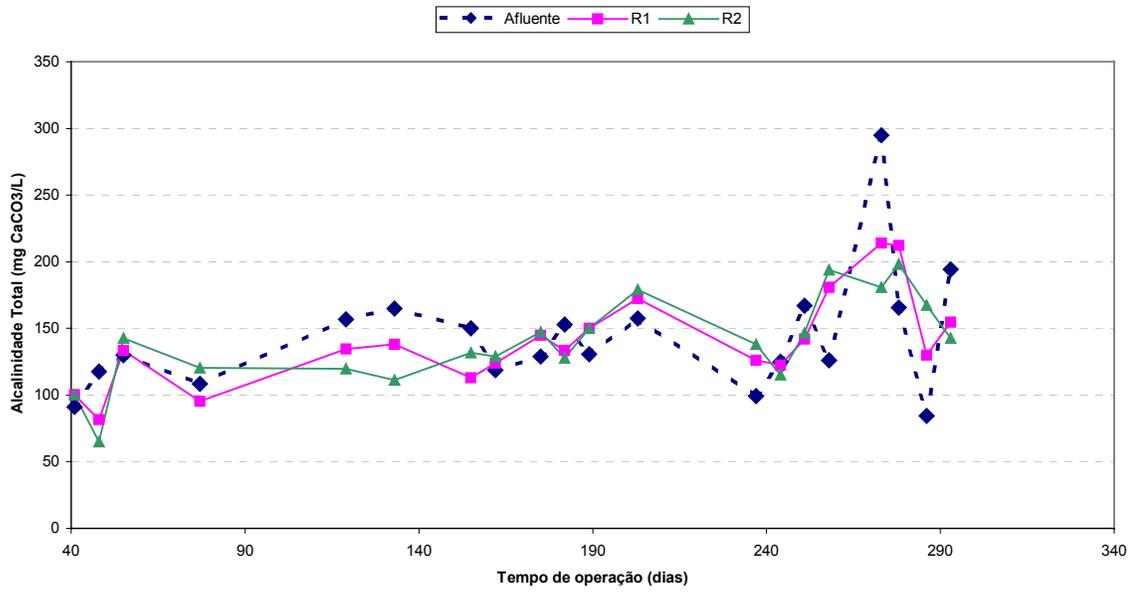


Figura 37. Variação dos valores de Alcalinidade Total (mg.CaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>) ao longo do tempo.

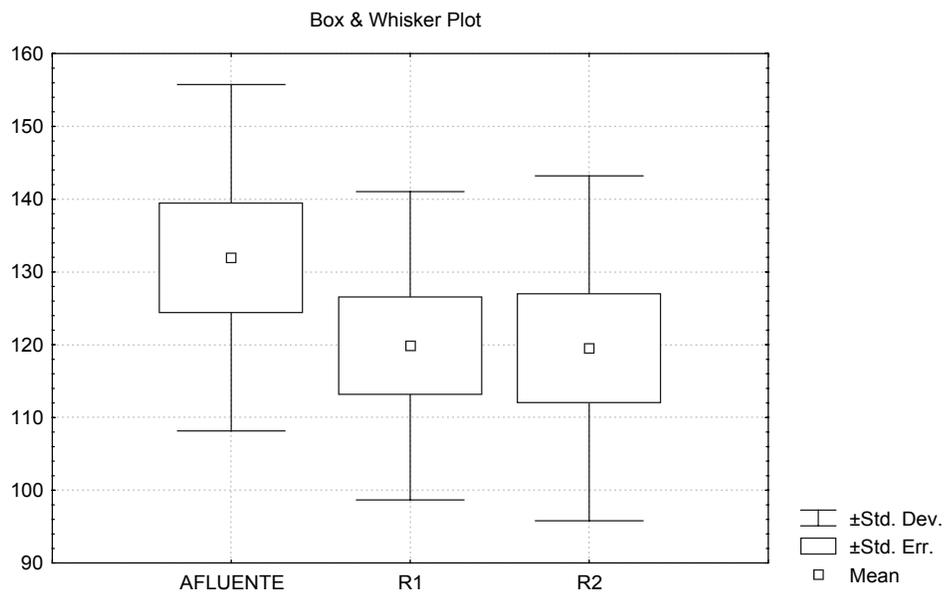


Figura 38. Variação das concentrações da alcalinidade total para o afluente e efluentes da primeira (R1) e segunda câmara (R2).

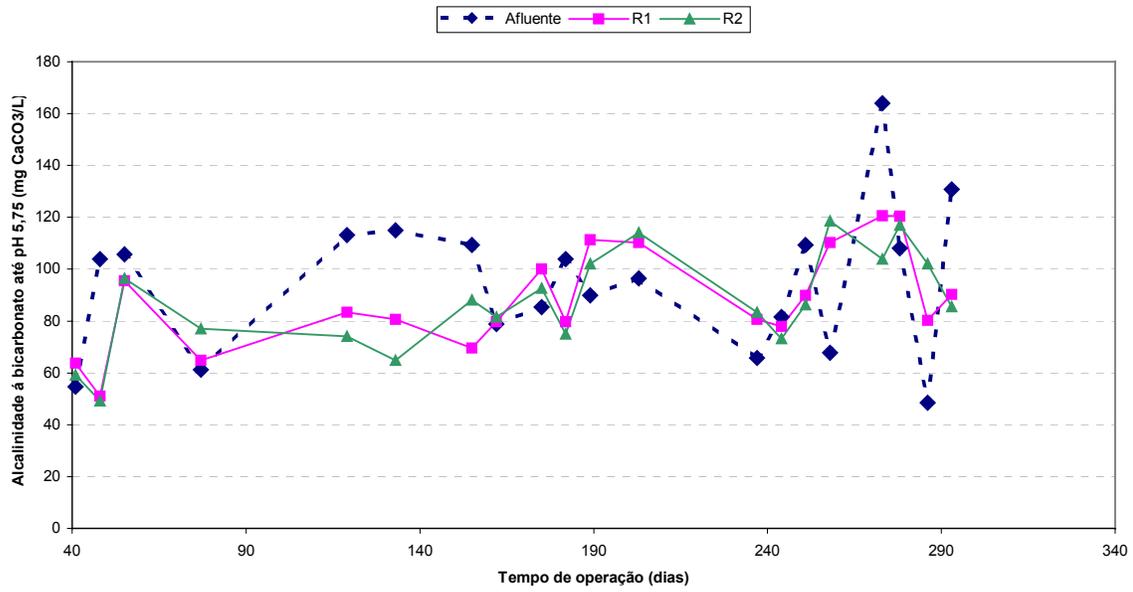


Figura 39. Variação dos valores de Alcalinidade a bicarbonato ( $\text{mg. CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ ) ao longo do tempo.



Figura 40. Variação das concentrações da alcalinidade à bicarbonato para o afluente e efluentes da primeira (R1) e segunda câmara (R2).

Segundo RIPLEY *et al.* (1986), *apud* CAMARGO (2000), a análise da relação entre alcalinidade total e parcial é uma ferramenta adequada e rápida para acompanhar as condições

operacionais da digestão anaeróbia. Na Figura 41 pode-se observar o comportamento das curvas das relações entre alcalinidade total e parcial. Nota-se que na maioria das análises realizadas a relação entre alcalinidade total e parcial para o afluente se manteve acima dos valores de efluente, este fato indica que houve um aumento relativo da alcalinidade parcial para os afluentes, indicando que o sistema de tampão gerado no interior dos reatores foi devido principalmente a bicarbonatos. CAMARGO (2000), analisando filtros anaeróbios com enchimentos de bambu observou um comportamento semelhante.

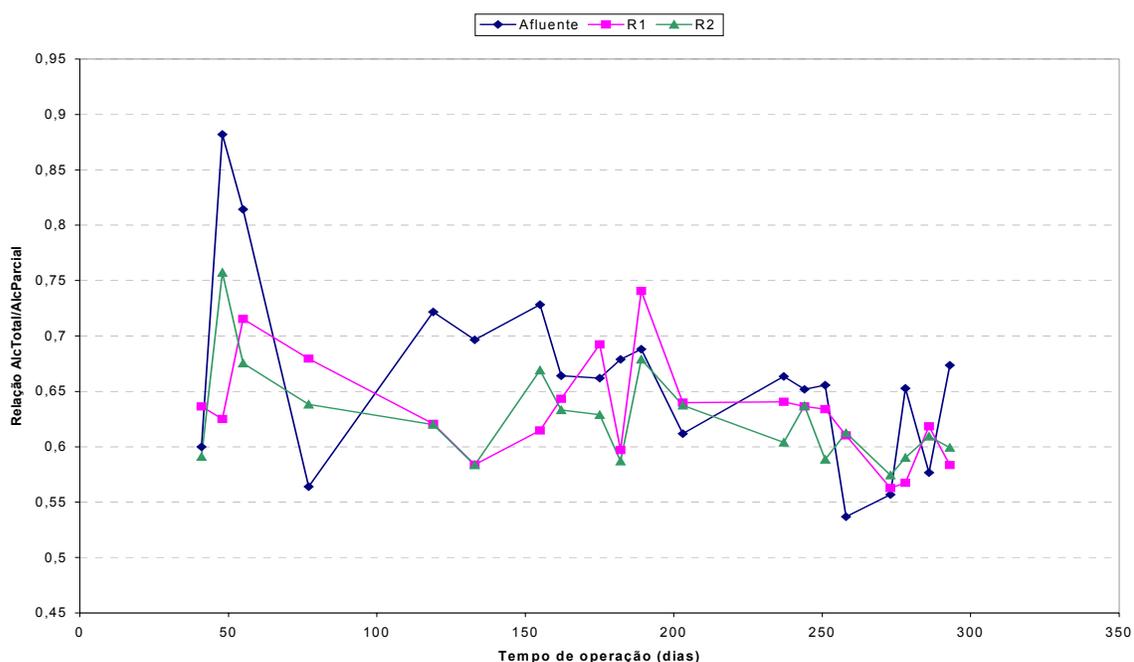


Figura 41. Variação dos valores da relação Alcalinidade total e à bicarbonato (parcial) ao longo do tempo.

### 5.3.7 Ácidos Voláteis

Segundo van HANDEEL e LETTINGA (1994), a definição de acidez em um reator é semelhante à alcalinidade, mas neste caso considera-se a água como se fosse uma mistura de solução de carbonato com ácido forte. Determina-se a acidez experimentalmente através de uma titulação da amostra com base forte até atingir o ponto de equivalência de carbonato.

A variação da concentração de ácidos voláteis são apresentadas nas Figuras 42, 43 e no Quadro 5. Nota-se uma tendência de elevação dos valores do afluente e dos efluentes entre o início da operação do sistema e 203º dia. Após esta data observa-se uma tendência de queda entre o 237º e 244º dia. Para o período subsequente (244º - 290º) observa-se novamente um aumento com manutenção dos valores em torno de 170 mg.Hac.L<sup>-1</sup>.

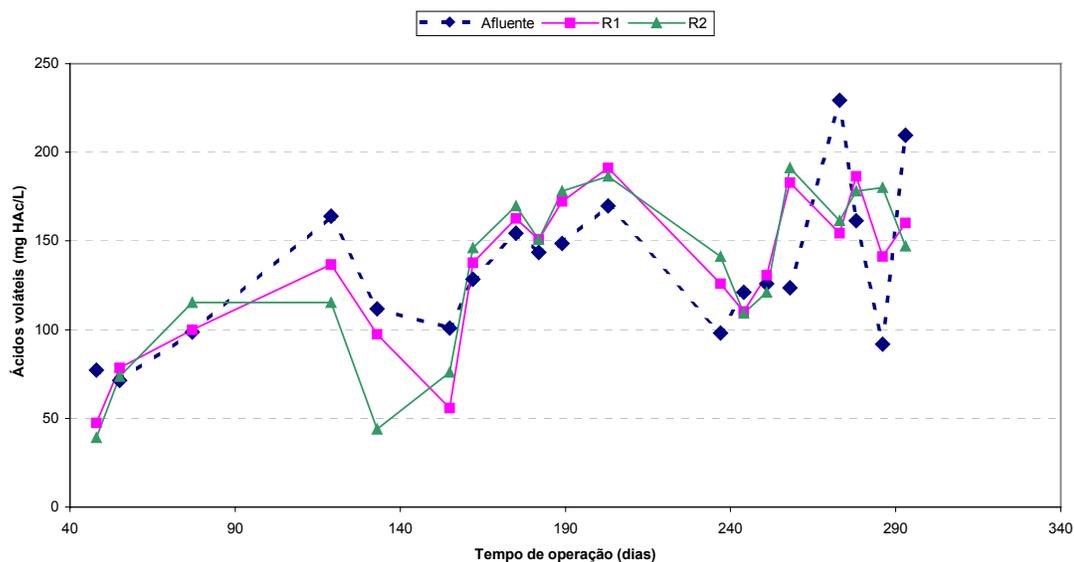


Figura 42. Variação dos valores de Ácidos voláteis (mg.Hac.L<sup>-1</sup>) ao longo do tempo.

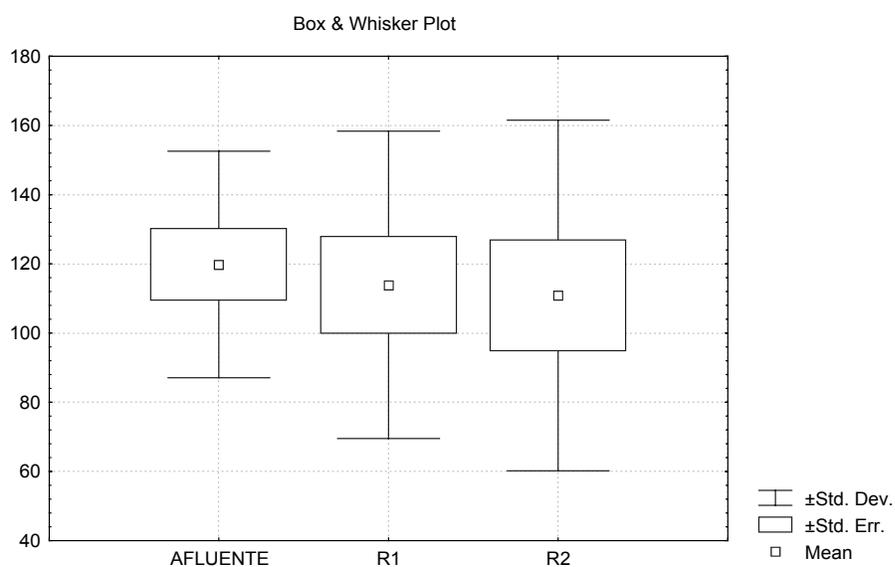
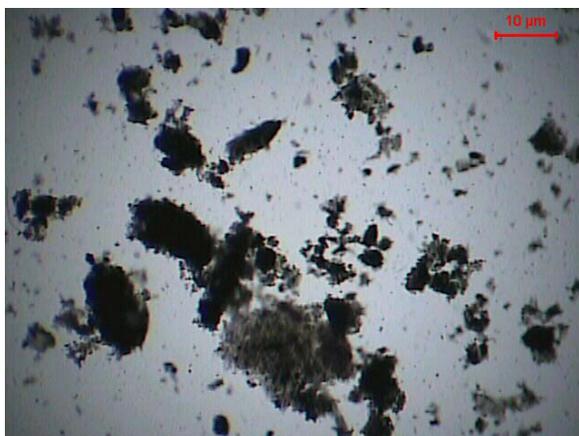


Figura 43. Variação das concentrações de ácidos voláteis para o afluente e efluentes da primeira (R1) e segunda câmara (R2).

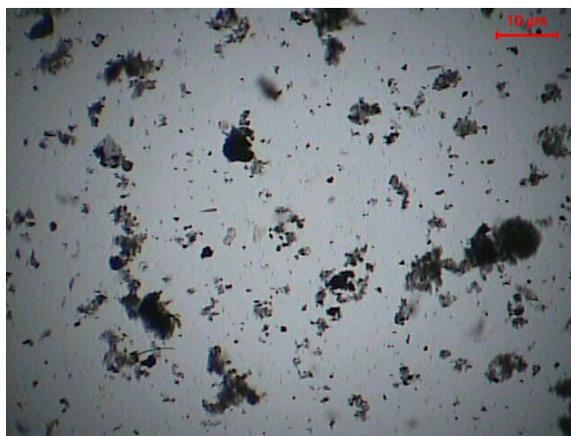
### 5.3.8 Caracterização do lodo do RAC

No final do período de avaliação do sistema (300 dias) do reator foram realizadas coletas do lodo das duas câmaras do RAC para caracterização dos flocos e/ou grânulos presentes. A coleta foi feita pelo tubo de inspeção.

A metodologia de preparação das amostras para análise microscópica foi realizada segundo descrição de RECH e CARVALHO (1993). A preparação das amostras foi realizada pelo método descrito para lodos que não apresentam grânulos, nesta análise foi possível a verificação da não existência de grânulos no reator. Em seguida, as amostras foram diluídas a 5% em água destilada e observadas ao microscópio com aumento de 10x, para verificação da morfologia dos flocos (Figuras 44 e 45)



*Figura 44. Vista dos flocos da primeira câmara (aumento 10x).*



*Figura 45. Vista dos flocos da segunda câmara (aumento 10x).*

Pode-se observar pelas Figuras 44 e 45 a formação de flocos dispersos nas duas câmaras do reator, no entanto, algumas estruturas ovais ou esféricas bem definidas foram observadas, o que pode indicar o início da granulação.

A Tabela 4 apresenta os valores de sólidos totais, voláteis e relação entre sólidos voláteis e totais presentes no lodo do RAC.

Tabela 4. Caracterização dos sólidos totais e voláteis presentes no lodo do RAC.

RAC	Sólidos Totais (mg.L <sup>-1</sup> )	Sólidos Voláteis (mg.L <sup>-1</sup> )	$\frac{\text{Sólidos Voláteis}}{\text{Sólidos Totais}}$
Câmara 1	0,05325	0,0309	0,58
Câmara 2	0,035	0,02285	0,65

Na relação entre sólidos voláteis e totais a primeira câmara apresenta 58% de sólidos voláteis e a segunda 65%. A quantidade maior de sólidos voláteis presentes na segunda câmara indica uma maior quantidade de material orgânico e microorganismos.

#### 5.4 Análise dos parâmetros de controle nos Leitões Cultivados

O desempenho dos leitões cultivados no tratamento do efluente do RAC para os parâmetros turbidez, sólidos suspensos totais, DQO, fósforo, nitrogênio amoniacal, nitrato e pH, são apresentados nas Figuras de 46 à 52 e nos Quadros 7 à 20 (Apêndices). A avaliação de cada parâmetro foi realizada nos três tipos de leitões (*Typha sp* (1), *Eleocharis sp* (2) e controle não vegetado(3)) com quatro diferentes tempos de reação (24, 48, 72 e 96h) e 6 repetições cada. Para avaliação estatística dos dados de cada parâmetro foram realizadas análises de variância fatoriais com dois fatores (tipo de leito e tempo de reação), com três níveis para o fator tipo de leito e quatro níveis para o fator tempo de reação. Para auxílio na análise dos dados foram utilizados os programas *ESTAT* e *ESTATISICA*.

A temperatura dos leitões foi medida no momento das coletas e poucas variações foram observadas, permanecendo entre 22 e 24 °C.

##### 5.4.1 Turbidez

Os dados relativos à turbidez e à análise estatística são apresentados na Figura 46 e nos Quadros 7 e 14. A Figura 46 apresenta o gráfico com os valores médios de remoção para cada tratamento, com seus respectivos erros padrões ( $\pm$  Err. Dev.) e desvios padrões ( $\pm$  Std. Dev.). O coeficiente de variação dos dados foi de 28,08%, este valor, apesar de demonstrar uma grande variabilidade, pode ser considerado baixo em relação aos outros parâmetros analisados.

Os índices médios de remoção ficaram entre 52 e 80%, sendo que, as maiores variações ocorreram nos leitos 1 e 3 para os tempos de 48h, e as menores variações ocorreram nos leitos 1 e 2 para os tempos de 72 e 96h.

Nota-se um comportamento semelhante das médias de remoção de turbidez para todos os leitos com aumento gradual, respectivamente, para os tempos de 24, 48 e 72h, seguido de uma queda na remoção para o tempo de reação de 96h. A análise estatística comprovou esta observação, uma vez que não foi observada diferença significativa entre as médias para o fator tipo de leito.

Para o fator tempo de reação foram observadas diferenças significantes ao nível de 5%. As médias apresentaram-se estatisticamente diferentes para os tempos de 72 e 24h, o tempo de 72h demonstrou uma melhor capacidade de remoção (77,21%), e o tempo de 24h as remoções mais baixas (56,38%). Os tempos de 48 e 96h apresentaram valores médios de remoção estatisticamente iguais aos tempos de 24 e 72h.

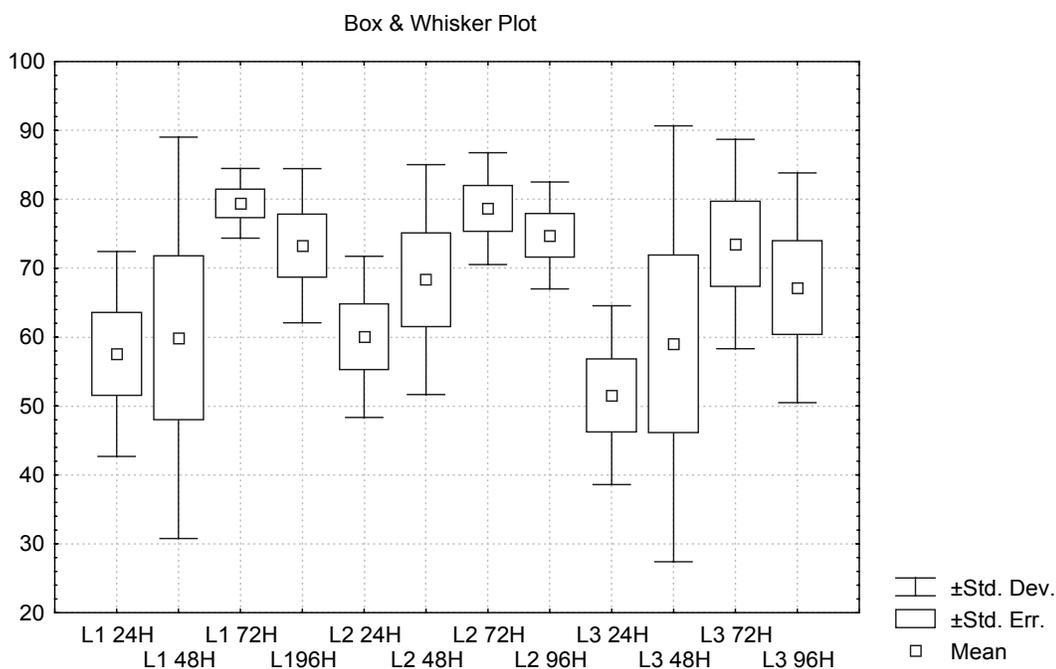


Figura 46. Variação dos índices de remoções médios (%) de turbidez para os três tipos de leitos (L1, L2 e L3) e quatro tempos de reação (24, 48, 72 e 96h).

#### 5.4.2 Sólidos Suspensos Totais

A Figura 47 e os Quadros 8 e 15 apresentam os dados relativos à análise do parâmetro sólidos suspensos totais para os leitos cultivados. Os índices de remoção apresentaram grandes variações (17,70 - 78,51%), sendo indicado pelo elevado coeficiente de variação global de 93,77%. Uma das repetições foi excluída da análise estatística, pois apresentou uma concentração do afluente igual a 1,0 mg.L<sup>-1</sup> e valores de efluente entre 0 e 17 mg.L<sup>-1</sup>, esta diferença no cálculo do índice de remoção gerou índices com altos valores negativos que impossibilitaram a comparação com o restante dos índices.

Os leitos cultivados (1 e 2) apresentaram um comportamento bastante instável para todos os tempos de reação, não sendo possível identificar nenhuma tendência. Este fato pode estar relacionado aos baixos valores do afluente e às liberações pelas raízes das plantas de material orgânico. Para o leito não cultivado (3) identificaram-se índices de remoções crescentes de 30, 64 e 84%, respectivamente, para os tempos de 24, 48 e 72h. Para o tempo de 96h verificou-se uma diminuição no índice de remoção (78%) em relação ao de 72h (84%), possivelmente devido a liberação de sólidos aderidos ao biofilme.

A análise fatorial não apresentou diferença significativa entre as médias para os fatores tipo de leito e tempo de reação. No entanto, observa-se uma remoção maior do leito de controle em relação aos cultivados. Este comportamento pode ser atribuído liberação de fragmentos pelas rizosferas das plantas, que ocasionam aumento dos sólidos suspensos no efluente.

No leito cultivado com *Typha sp* observa-se remoções de 30% para os tempos de 24 e 72h e remoções de 60% para os tempos de 48 e 96h. Para o leito cultivado com *Eleocharis sp* a remoção aumenta com o aumento dos tempos de reação, variando entre 30 e 60%, respectivamente, para os tempos de 24 e 96h. O leito controle apresenta os maiores índices de remoção (60 – 84%) para os tempos de 48, 72 e 96h.

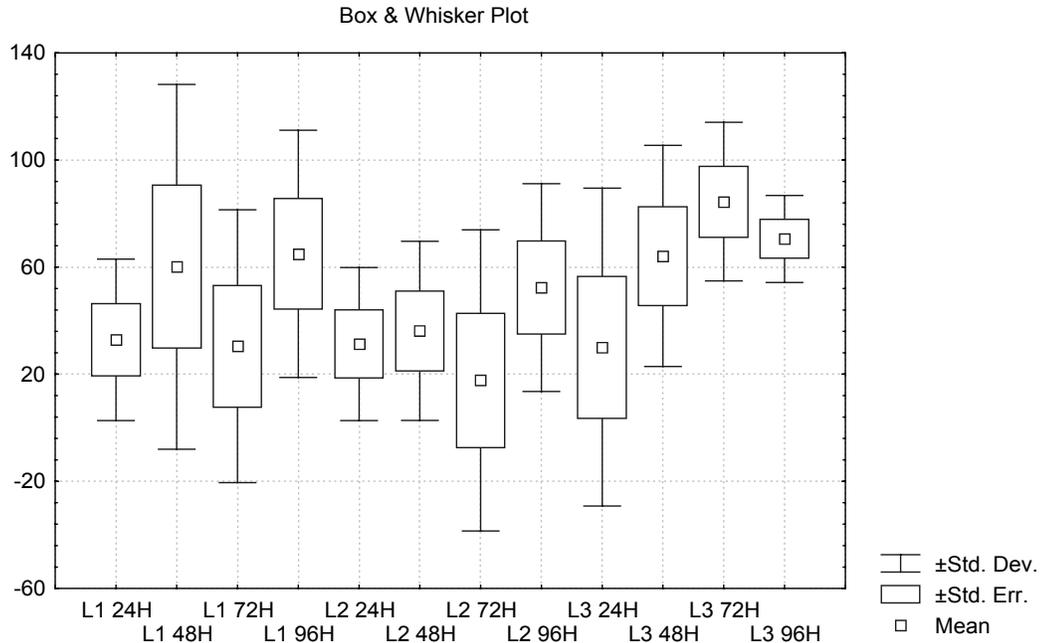


Figura 47. Variação dos índices de remoções médias (%) de sólidos suspensos para os três tipos de leitos (L1, L2 e L3) e quatro tempos de reação (24, 48, 72 e 96h).

### 5.4.3 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A Figura 48 e os Quadros 10 e 17 apresentam os valores de DQO para o afluente e efluente nos diferentes tratamentos. O afluente dos leitos tiveram pouca variação, com valor médio de  $144 \text{ mg.L}^{-1}$ . As porcentagens médias de remoção apresentaram grande variação, com valores entre 20 e 80% e um alto coeficiente de variação global (77,86%). Os maiores erros e desvios padrões encontrados ocorreram para os três leitos nos tempos de reação de 24 e 48h.

Os comportamentos dos leitos mostraram-se semelhantes, sendo comprovado pela análise estatística, em que não foi encontrada diferença significativa entre as médias para o fator tipo de leito.

A análise do fator tempo de reação apresentou diferenças significantes ao nível de 1,0%. Os tempos de reação de 96h (remoção média de 73,50%) e 72h (70,47%) mostraram-se melhores estatisticamente que os tempos de 24h (26,04%) e 48h (29,15%), para os três tipos de leitos. Os altos índices de remoção para os tempos de 72 e 96h, ocasionaram efluentes com

baixa DQO (média de 42,80 mg.L<sup>-1</sup>). A degradação dos compostos orgânicos pelos microorganismos são, possivelmente, os maiores responsáveis pela redução de DQO nos maiores tempos de reação.

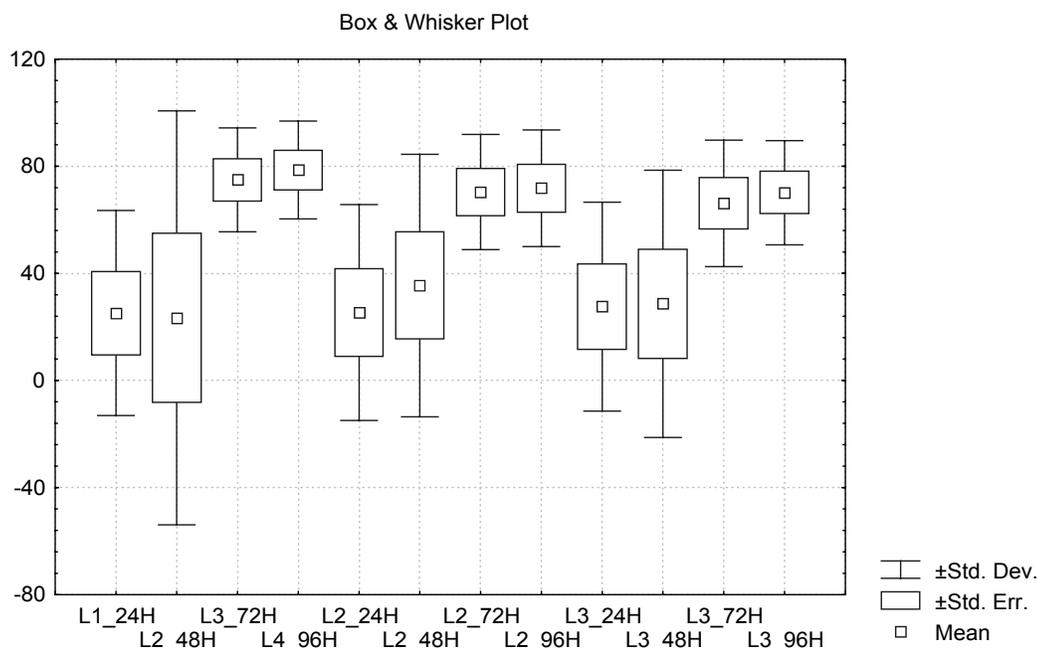


Figura 48. Variação dos índices de remoções médios (%) de DQO para os três tipos de leitos (L1, L2 e L3) e quatro tempos de reação (24, 48, 72 e 96h).

#### 5.4.4 Fósforo

Segundo VALENTIM (1999) a retirada de fósforo do meio é feita pelo processo de adsorção promovida pela matéria orgânica em decomposição, pela formação de compostos insolúveis com ferro e manganês e também pela absorção pela planta. A Figura 49 e os Quadros 10 e 17 apresentam os valores de fósforo total do afluente e efluente para os diferentes tratamentos. Os índices de remoção de fósforo apresentaram elevada variação (3% - 30%) e grandes erros e desvios padrões para todos os tratamentos, sendo comprovado pelo alto coeficiente de variação (123%) relacionado aos dados.

O fator tipo de leito apresentou diferença significativa ao nível de 5% para a remoção de fósforo. O leito 1 (*Typha sp*) apresentou os maiores índices de remoção para os tempos de 48, 72 e 96h (respectivamente, 20%, 30% e 25%). Este fato pode ser atribuído a absorção pela

planta do fósforo livre, pois a *Typha sp* apresentou uma alta taxa de crescimento e produção de biomassa (folhas e raízes) durante o período das análises. O leito 2 cultivado com *Eleocharis sp* apresentou um índice de remoção médio de 11,42%, sendo indicativo da existência de um pequeno componente de remoção pela absorção das raízes da plantas, quando comparado com o leito 3 não vegetado que apresentou uma média de remoção menor (8,55%).

A análise estatística do fator tempo de reação também apresentou diferenças significativas entre as médias ao nível de 5%. O tempo de reação de 72h apresentou as maiores médias de remoção (19,24%), sendo estatisticamente diferente do tempo de 24h (4,48%). Os tempos de 48 e 96h apresentaram índices de remoções, respectivamente, de 16,92 e 13,28%, sendo estes estatisticamente iguais. Os resultados indicaram que os maiores tempos de reação proporcionaram os maiores índices de remoção para os leitos vegetados, possivelmente devido ao tempo requerido pelas plantas para absorção do fósforo.

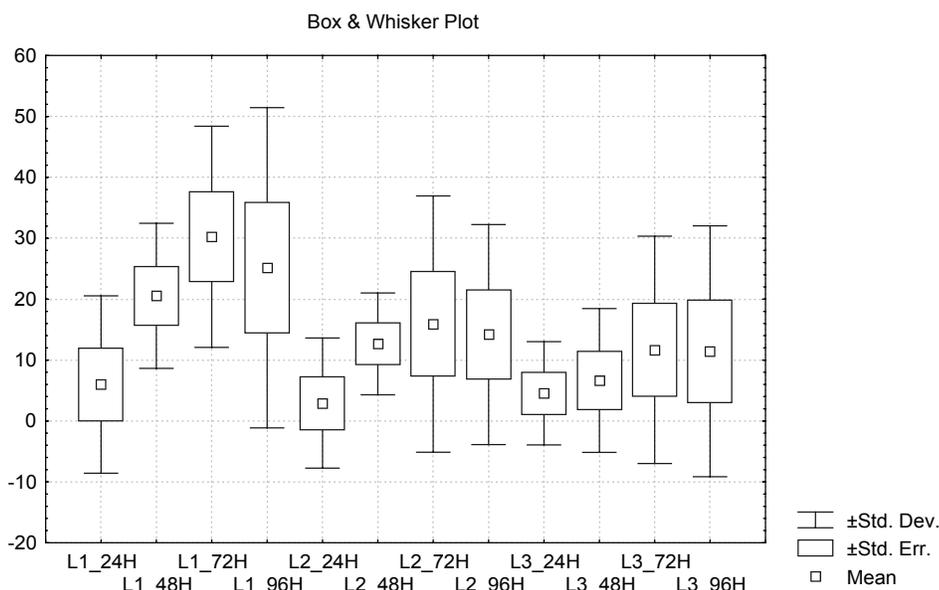


Figura 49. Variação dos índices de remoções médios (%) de fósforo para os três tipos de leitos (L1, L2 e L3) e quatro tempos de reação (24, 48, 72 e 96h).

#### 5.4.5 Nitrogênio Amoniacal

A Figura 50 e os Quadros 11 e 18 apresentam os dados referentes a análise do parâmetro nitrogênio amoniacal. Observa-se concentrações médias relativamente altas de nitrogênio amoniacal no afluente dos leitos (24,5 – 50,75 mg.L<sup>-1</sup>), sendo resultado da amonificação de compostos nitrogenados no RAC. Os valores do afluente e efluente estão muito próximos, como pode ser observado pelos pequenos índices de remoção (1,48 – 14,17%).

O leito 1 (*Typha sp.*) apresentou índices de remoções entre 10 e 15% para todos os tempos de reação. O leito 2 (*Eleocharis sp.*) apresentou índice de remoção em torno de 10% para os tempos de 24, 48 e 96h e para o tempo de reação de 72h o índice de remoção foi menor e igual a 1,48%. O leito não cultivado (3) apresentou para o tempos de reação de 72h a maior remoção média (14,17%), com grande desvio padrão, os demais tempos de reação apresentaram remoções médias entre 5,23 e 10,2%.

As análises fatoriais realizadas para os fatores tipo de leito e tempo de reação, não apresentaram diferenças significativas entre as médias.

A equação abaixo apresenta o balanço estequiométrico do processo de nitrificação (GREEN *et al.*, 1998):



Pela equação pode-se observar que para cada mol de amônia oxidado, são requeridos 1,86 mol de oxigênio e liberados 0,98 mol de nitrato. Assim para os pequenos índices de remoção observados (1,48 – 14,17%) tem-se a redução média aproximadamente de 5,0 mg.L<sup>-1</sup> (0,35 mmol.L<sup>-1</sup>) de nitrogênio amoniacal (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N), sendo requerido cerca de 23,43 mg.L<sup>-1</sup> (0,65 mmol.L<sup>-1</sup>) de oxigênio (O<sub>2</sub>) e liberado cerca de 1,0 mg.L<sup>-1</sup> de nitrogênio nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N).

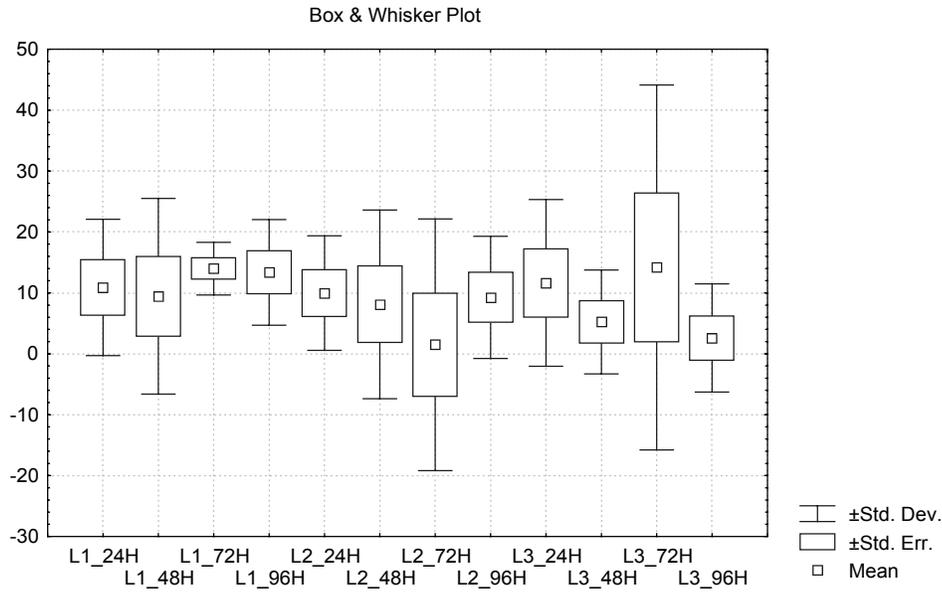


Figura 50. Variação dos índices de remoções médios (%) de nitrogênio amoniacal para os três tipos de leitos (L1, L2 e L3) e quatro tempos de reação (24, 48, 72 e 96h).

#### 5.4.6 Nitrato

A Figura 51 e os Quadros 12 e 19 apresentam os dados relativos as concentrações de nitrato no afluente e efluentes dos leitos para os diferentes tratamentos. As concentrações de nitrato mantiveram-se relativamente baixas no afluente ( $0,4 - 1,3 \text{ mg.L}^{-1}$ ) e efluente ( $0,1 - 0,9 \text{ mg.L}^{-1}$ ). O coeficiente de variação global dos dados de 103,24% indica uma grande variação nos índices de remoção.

Destaca-se para o tempo de 24h nos leitos cultivados com *Typha sp.* e *Eleocharis sp.* um aumento nas concentrações de nitrato do efluente, respectivamente, de 8,06 e 11,11%. Este aumento das concentrações de nitrato esta relacionado a ocorrência do processo de nitrificação, estimulado pela quantidade de oxigênio fornecida ao sistema durante o processo de drenagem dos leitos. Para o leito não vegetado (3) no tempo de 24h, observa-se uma pequena diminuição da concentração de nitrato (13,73%), diferente do ocorrido com os leitos cultivados. Este fato pode estar relacionado as melhores condições de desenvolvimento das bactérias nitrificantes na rizosfera das macrófitas e a liberação pelas raízes de uma quantidade adicional de oxigênio para o meio.

No entanto, este aumento percentual de nitrato para os leitos cultivados representa um pequeno aumento da concentração, em torno de  $0,3 \text{ mg.L}^{-1}$ . Considerando-se, pela análise do nitrogênio amoniacal, que aproximadamente  $5 \text{ mg.L}^{-1}$  de amônia foi consumida para nitrificação, espera-se pela equação de nitrificação a geração de cerca de  $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$  de nitrato. A diferença entre o alto valor esperado teoricamente e o medido pode estar relacionado com a ocorrência de nitrificação apenas nas primeiras horas e no tempo restante até o momento da análise (24h) teve-se a ocorrência da desnitrificação e conseqüente diminuição da concentração de nitrato.

O leito não vegetado apresentou uma relação direta entre o aumento do tempo de reação (24, 48, 72 e 96h) e índices de remoção de nitrato (13, 38, 46 e 58%). Para os leitos vegetados depois do aumento de nitrato identificado no tempo de 24h, obteve-se maiores índices de remoção (em torno de 60%) para os tempos de 48 e 72h. O tempo de 96h nos leitos cultivados não apresentou aumento nos índices de remoção, em relação ao tempo de 72 e 48h.

Para os tempos de 48, 72 e 96h todos os leitos apresentaram comportamento semelhante com altos índices de remoção de nitrato. Este comportamento pode ser atribuído ao processo de desnitrificação, pois todo oxigênio fornecido inicialmente pela drenagem do sistema foi consumido pelas bactérias aeróbias facultativas nas primeiras horas e estabeleceu-se uma condição anóxica ou anaeróbia. Nestas condições as bactérias facultativas na ausência de oxigênio utilizam o nitrato como principal acceptor de elétron, liberando para o meio e conseqüentemente para a atmosfera nitrogênio na forma de gás.

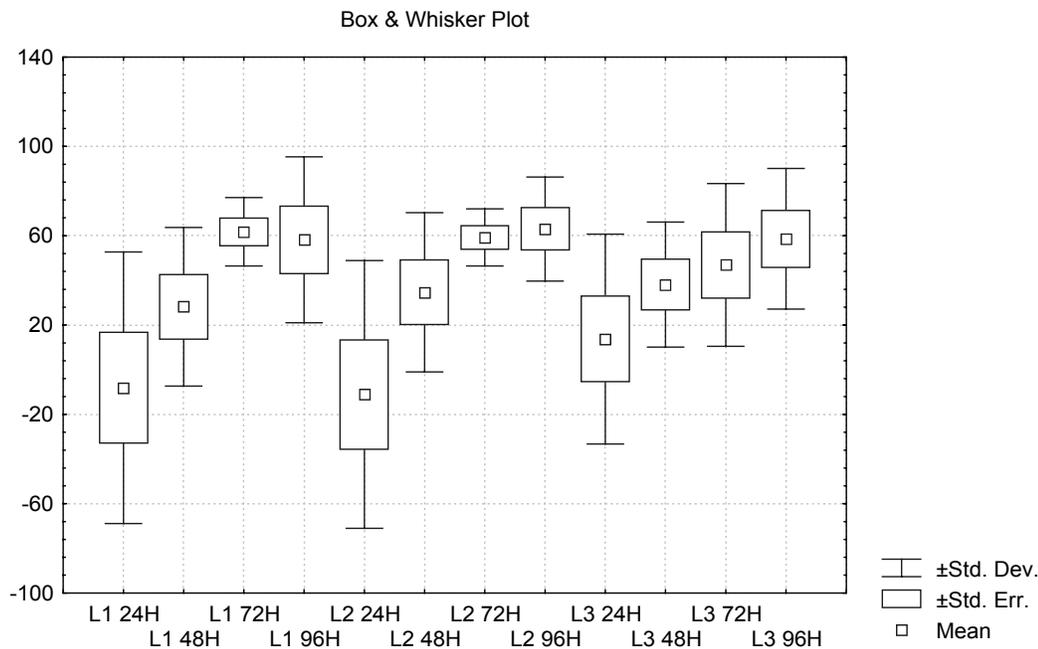


Figura 51. Variação dos índices de remoções médias (%) de nitrato para os três tipos de leitos (L1, L2 e L3) e quatro tempos de reação (24, 48, 72 e 96h).

#### 5.4.7 pH

A Figura 52 e os Quadros 13 e 20 apresentam os valores de pH do afluente (AF) e dos efluentes para os diferentes tratamentos. Destaca-se a pequena variação do afluente e efluente para os tempos de reação de 24 e 48h em que suas médias ficaram entre 6,8 e 7,1. Para os tempos de reação de 72 e 96h foram encontrados grandes variações entre os dados com grandes erros e desvios padrões e médias entre 9,4 e 7,5. No entanto, para grande parte dos tempos de reação e tipo de leitos identificou-se uma diminuição do pH do efluente em relação ao afluente.

Os altos valores de pH encontrados no afluente dos tempos de 72 e 96h foram provenientes de algum desequilíbrio ocorrido no RAC ou no reservatório, como também indicativo de alguma descarga alcalina na rede de esgoto.

Para o leito cultivado com *Typha sp* (1) apesar do alto valor de pH do afluente (9,5), no tempo de reação de 72h observou-se uma grande redução para 7,5 e posterior aumento para

7,9 no tempo de 96h. O leito cultivado com *Eleocharis sp* (2) apresentou o mesmo comportamento. Este fato indica o predomínio do processo de nitrificação nas primeiras horas, pois este processo consome alcalinidade e diminui o pH. Segundo KADLEC (1996) aproximadamente  $7,14 \text{ mg.L}^{-1}$  ( $\text{CaCO}_3$ ) de alcalinidade são consumidas para cada  $\text{mg.L}^{-1}$  de nitrogênio amoniacal nitrificado e  $1,98 \text{ mol}$  de  $\text{H}^+$  são liberados para cada mol de nitrogênio amoniacal consumido. O aumento do pH observado para o tempo de 96h para estes leitos (1 e 2) pode estar relacionado ao predomínio do processo de desnitrificação, pois segundo o mesmo autor para cada grama de  $\text{NO}_3^-$  consumido  $3,0\text{g}$  de  $\text{CaCO}_3$  são liberados, tendo como consequência o aumento do pH.

Para o leito não cultivado (3) o afluente apresentou valores muito próximos aos do efluente, isto pode estar relacionado à baixa taxa de nitrificação encontrada e predomínio do processo de desnitrificação para remoção da quantidade de nitrogênio adicionada ao sistema pelo afluente. Como o pH do afluente estava muito alto possivelmente não pode ser observado um aumento significativo devido a desnitrificação.

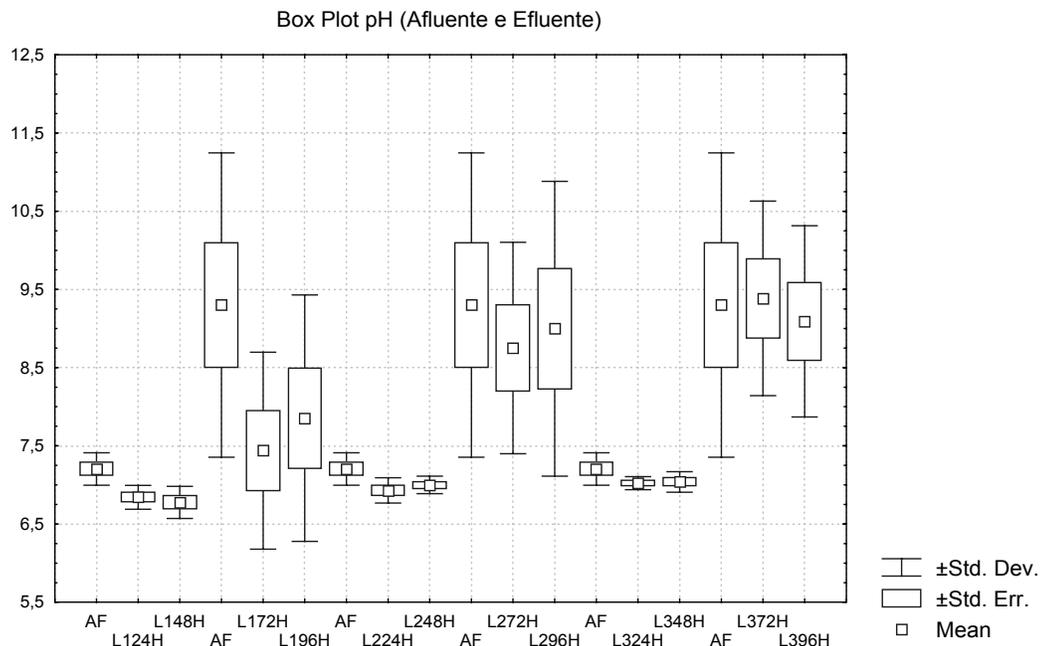


Figura 52. Variação dos valores médios de pH (afluente e efluente) para os três tipos de leitos (L1, L2 e L3) e quatro tempos de reação (24, 48, 72 e 96h). Variação dos nos diferentes leitos e tempos de reação.

### 5.5 Análise do Desenvolvimento das Macrófitas

As mudas de *Typha sp* e *Eleocharis sp* foram retiradas do sistema em operação a quatro anos na Faculdade e analisados por VALENTIM (1999). Em cada leito foram plantadas 20 mudas de cada espécie e posteriormente acompanhado seu desenvolvimento ao longo do tempo. A Tabela 5 apresenta o desenvolvimento da *Typha sp* mensurado pelo número de plantas, observa-se que no final dos primeiros 60 dias o número de plantas duplicou, passando para 40. No final dos 150 dias de desenvolvimento foram contadas cerca de 90 mudas.

Tabela 5. Número de plantas de *Typha sp* ao longo do tempo.

Data	Tempo de decorrido (dias)	Número de plantas
20/03/02	0	20
20/05/02	60	40
20/06/02	90	75
20/08/02	151	90
20/09/02	182	130
15/10/02	207	140

Nas Figuras 53 e 54 podem-se observar os leitos de *Typha sp* e *Eleocharis sp* com 90 dias de desenvolvimento. Destaca-se o maior volume de matéria orgânica produzido pelo leito de *Typha sp*.



Figura 53. Vista do leito de *Typha sp* com 90 dias de desenvolvimento.



Figura 54. Vista do leito de *Eleocharis sp* com 90 dias de desenvolvimento.

As Figuras 55 a 58 apresentam os leitos de *Typha sp* e *Eleocharis sp* com 207 dias de desenvolvimento, numa vista geral e os detalhes do florescimento.



*Figura 55. Vista do leito de Typha sp com 207 dias de desenvolvimento.*



*Figura 56. Vista em detalhe do florescimento do leito de Typha sp, com 207 dias de desenvolvimento.*



*Figura 57. Vista do leito de Eleocharis sp com 207 dias de desenvolvimento.*



*Figura 58. Vista em detalhe do florescimento do leito de Eleocharis sp com 207 dias de desenvolvimento.*

Após o florescimento dos leitos ocorrido na mesma época foram realizados cortes das plantas para quantificação da produção de biomassa. As Figuras 59 e 60 apresentam os leitos de *Typha sp* e *Eleocharis sp*, respectivamente, após o corte.



Figura 59. Vista do leito de *Typha sp* após o corte.



Figura 60. Vista do leito de *Eleocharis sp* após o corte.

A Tabela 6 apresenta a produção de biomassa de cada leito.

Tabela 6. Produção de biomassa (verde e seca) dos leitos, após o corte.

	Área do leito (m <sup>2</sup> )	Biomassa Verde (Kg)	Biomassa Seca (Kg)	Total (ton/ha)
<i>Typha sp</i>	1,76	38,0	9,0	50,38
<i>Eleocharis sp</i>	1,76	6,0	1,0	5,02

Pode-se destacar na Tabela 6 a grande diferença de produção de biomassa entre as duas macrófitas cultivadas. O *Typha sp* produziu o correspondente a 50,38 ton.ha<sup>-1</sup> e a *Eleocharis sp* teve uma produção correspondente de 5,02 ton.ha<sup>-1</sup>. A *Typha sp* teve uma produção de biomassa cerca de 10 vezes maior que a *Eleocharis sp*.

## 6. CONCLUSÕES

- A técnica construtiva de ferrocimento com a utilização de impermeabilizante demonstrou ser uma excelente opção para construção de sistemas de tratamento de água residuária em pequena escala.
- O RAC apresentou altos índices de remoção de sólidos sedimentáveis e suspensos totais. O efluente do segundo compartimento do RAC apresentou concentrações de sólidos sedimentáveis médias de  $0,8 \text{ mL}^{-1}$  e  $33,6 \text{ mg.L}^{-1}$  para sólidos em suspensão, com remoções respectivamente de 93,7 e 80,4%.
- A análise do parâmetro DQO apresentou baixos índices de remoção, próximo a 40% para o efluente final da segunda câmara do RAC. Este fato indica a existência de algum problema no RAC, podendo estar relacionado: à existência de caminhos preferências nas câmaras (“curto circuito”) e ao pouco desenvolvimento da camada microbiana.
- Os valores de pH no efluente do RAC estiveram na faixa adequada para digestão anaeróbia, com exceção de dois pontos que apresentaram pH em torno de 9,7. Não foi necessária a adição de corretivos.
- A análise dos parâmetros alcalinidade e ácidos voláteis demonstraram um bom funcionamento do RAC.
- A análise do lodo das duas câmaras do RAC apresentou características floculenta, sem a observação de grânulos.
- Para os leitos cultivados a análise estatística do parâmetro turbidez indicou uma diferença significativa para o fator tempo de reação. O tempo de reação de 72h apresentou os melhores índices de remoção, com média de 77,21%.

- A análise do parâmetro sólidos suspensos totais apresentou grandes variações para os leitos cultivados, não sendo possível identificar nenhuma tendência. Este fato ocorreu possivelmente devido à liberação de material orgânico pelas raízes das plantas.
- Para o parâmetro DQO o fator tempo de reação apresentou diferença ao nível de significância de 1% entre as médias. Para este parâmetro o aumento do tempo de reação ocasionou um aumento do índice de remoção. Os tempos de 24, 48, 72 e 96h obtiveram remoções, respectivamente, de 26, 29, 70 e 73%.
- Na análise do parâmetro fósforo foram observadas diferenças significativas entre as médias para os fatores tipo de leito e tempo de reação. O leito vegetado com *Typha sp* apresentou os maiores índices de remoção para os tempos de 72 e 96h (respectivamente de 30 e 25%), este fato está relacionado ao grande desenvolvimento da planta no período e o tempo requerido pela planta para absorção de fósforo.
- A análise do parâmetro nitrogênio amoniacal não apresentou diferenças significativas para os fatores tipo de leito e tempo de reação. Os índices de remoções médios foram em torno de 10%.
- Para os leitos cultivados (*Typha sp* e *Eleocharis sp*) foi observado um aumento da quantidade de nitrato (respectivamente de 8,06 e 11,11%) no efluente para o tempo de 24h. Este fato indica que o oxigênio fornecido inicialmente pela drenagem do leito favoreceu o processo de nitrificação.
- O leito não cultivado apresentou diminuição da concentração de nitrato (13,73%) para o tempo de 24h. Este fato pode indicar uma dificuldade para o desenvolvimento das bactérias nitrificantes no meio suporte sem a presença das raízes.
- Para os tempos de 48, 72 e 96h todos os leitos apresentaram comportamentos semelhantes, com altos índices de remoção de nitrato (respectivamente de 33, 56 e 59%).

- As macrófitas *Typha sp* e *Eleocharis sp* apresentaram um grande desenvolvimento e adaptação às condições do meio determinadas pelas características da água residuária.

## 7. RECOMENDAÇÕES

- Avaliar o comportamento das construções em ferrocimento ao longo do tempo e sob condições de efluentes ácidos que podem ocasionar corrosões na parede de concreto.
- Avaliação do comportamento hidrodinâmico do RAC para identificação de possíveis problemas de “curto circuito”.
- Medir a produção de metano nas duas câmaras do RAC e confirmar a hipótese de predominância da fase metonogênica da digestão anaeróbia na segunda câmara.
- Efetuar medidas da concentração de oxigênio dissolvido em função do tempo de reação para os leitos cultivados.
- Avaliar tempos de reação menores que 24h e utilização de sistemas de leitos cultivados por batelada como sistemas nitrificantes.
- Avaliar a utilização em série de sistemas de fluxo por batelada seguida de sistemas de leitos cultivados com fluxo subsuperficial.
- Utilização de sifões para redução dos custos com válvulas e sensores.
- Avaliar o comportamento de outras espécies de plantas para utilização em sistemas de leitos cultivados.
- Avaliar o sistema para outros tipos de efluentes com maiores concentrações de nitrogênio.

## 8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA; AWWA & WPCF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19ª edição, Washington D. C./USA, American Public Health Association, 1995.

ARMSTRONG, N.; ARMSTRONG, J. & BECKETT, P. M. “Measurements and modelling of oxygen release from roots of *Phragmites australis*.” **Constructed Wetlands in Water Pollution Control** (Adv. Wat. Pollut. Control no 11) Pergamon Press, Oxford/UK, pp. 41-51. 1990.

AZEVEDO NETO, J. M. (organizador). **Técnica de abastecimento e tratamento de água**. Centro tecnológico de saneamento básico (CETESB), São Paulo, 586p, 1973.

BARROS, W. & CAMPOS, J. R. “Tratamento de Esgotos Sanitários por Reator Anaeróbio Compartimentado”, Anais: XXIII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, La Habana - Cuba, pp. 297-307, nov./1992.

BAVOR, H. J.; ROSER, D. J. & ADCOCK, P. W. “Challenges for the development of advanced constructed wetlands technology.” **Wat. Sci. and Tech.**, vol 32, nº 3, pp. 13-20, 1995.

BRIX, H. “Wastewater treatment in constructed wetlands: system design, removal processes and treatment performance. In: **Constructed Wetland for a Water Quality Improvement**, Moshiro, G. A. (ed.), p. 9-12, 1993.

BRIX, H. “Function of macrophytes in constructed wetlands.” **Wat. Sci. and Tech.**, vol 29, nº 4, pp. 71-78, 1994.

BURKA, U. & LAWRENCE, P. C. A new community approach to waste treatment with higher plants. pp. 359-372. In: **Constructed wetlands for water pollution control** (eds. P. F. Cooper & B. C. Findlater), Pergamon Press, Oxford, UK, 1990.

CAMARGO, S. A. R. **Filtro anaeróbio com enchimento de bambu para tratamento de esgotos sanitários: avaliação da partida e operação**. FEC – Faculdade de Engenharia Civil – UNICAMP, Campinas/SP, 2000. 181 p. (Dissertação de Mestrado)

COOPER, P. “A review of the design and performance of vertical flow and hybrid reed bed treatment systems” . Proceedings: **6<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control**, 229-242, Águas de São Pedro/SP, out/1998.

COOPER, P.; GRIFFIN, P.; HUMPHRIES, S. & POUND, A. “Design of a hybrid reed bed system to achieve complete nitrification and denitrification of domestic sewage”. Proceedings: **6<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control**, 243-252, Águas de São Pedro/SP, out/1998.

COOPER, P. & GREEN, B. “Red bed treatment systems for sewage treatment in the United Kingdom – the first 10 years experience”. **Wat. Sci. and Tech.**, vol 32, n<sup>o</sup> 3, pp. 317-327, 1997.

DAMACESNO, S. **Remoção de metais pesados em sistemas de tratamento de esgotos sanitários por processo de lodos ativados e por um reator compartimentado anaeróbio**. EESC – Escola de Engenharia de São Carlos – USP, São Carlos/SP, 1996. 141p. (Dissertação de Mestrado)

DILLALO, R. & ALBERTESON, O. E. (1961) Volatile acids by direct titration, *Jornal Water Pollution Control Federation*, v. 33, n. 4, 356 – 365.

DELWICHE, C. C. “The nitrogen cycle”. **Sci. Amer.**, 223, 136-147, 1970.

GREEN, M.; FRIEDLER, E. & SAFRAI, I. Enhancing nitrification in vertical flow constructed wetland utilizing a passive air pump, **Wat. Res.**, v. 32, n. 12, 3513 – 3520, 1998.

GROBICKI, A. & STUCKEY, D. C. Performance of the anaerobic baffled reactor under steady-state and shock loading conditions. **Biotechnology and Bioengineering**, vol 33, 344-355, 1991.

GUNTENSPERGEN, G. R., STEARNS, F. & KADLEC, J. A. “Wetland vegetation”. **Anais: 1<sup>st</sup> International Conference on Constructed Wetlands for Wastewater Treatment**, Chattanooga – Tennessee/USA, vol. I, n<sup>o</sup> 5, pp. 73-88, junho/1988.

HACH COMPANY, **Procedures Manual of Dr/2010 – Spectrophotometer**, USA, 1996;

HEGEMANN, W. “Natural wastewater treatment systems in Germany - Constructed wetlands and lagoons”, Anais: **Seminário Internacional Tendências no Tratamento Simplificado de Águas Residuárias Domésticas e Industriais**, Belo Horizonte - MG, pp. 81-105, março/1996.

IZA, J.; COLLERAN, E.; PARIS, J. M. & WU, W. M. “International Workshop on Anaerobic Treatment Technology for Municipal and Industrial Wastewaters: Summary Paper”, **Wat. Sci. and Tech.**, vol 24, n<sup>o</sup> 8, pp. 1-16, 1991.

JOLY, A. B. **Botânica: introdução à taxonomia vegetal**. 5<sup>a</sup> edição, São Paulo/SP, Ed. Nacional, 1979. 465p.

KADLEC, R. H. “Overview: surface flow constructed wetlands”. **Wat. Sci. and Tech.**, vol. 32, n<sup>o</sup> 3, pp. 1-12, 1995.

LABER, J.; HABERL, R. & SHRESTHA, R. “Two stage constructed wetland for treating hospital wastewater in Nepal”. Proceedings: **6<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control**, p. 90-100, Águas de São Pedro/SP, out/1998.

LAHAV, O.; ARTZI E.; TARRE S. & GREEN M. “Ammonium removal using a novel unsaturated flow biological filter with passive aeration”. **Wat. Res.**, vol. 35, n° 2, pp. 397-404, 2001.

LIMA, A. S. **Análise de desempenho de reator anaeróbio (UASB) associado a leito cultivado de fluxo subsuperficial para tratamento de esgoto doméstico**. Faculdade de Tecnologia – UnB, Brasília/DF, 1998. 93 p. (Dissertação de Mestrado)

LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas, tóxicas e medicinais**. Edição do autor. Nova Odessa/SP, 1982. 425p.

MANSOR, M. T. C. **Uso de leitos de macrófitas no tratamento de águas residuárias**. FEAGRI – Faculdade de Engenharia Agrícola – UNICAMP, Campinas/SP, 1998. 106p. (Dissertação de Mestrado)

NOUR, E. A. A. **Tratamento de esgoto sanitário empregando-se reator anaeróbio compartimentado**. EESC – Escola de Engenharia de São Carlos - USP, São Carlos/SP, 1996. 148 p. (Tese de Doutorado)

PERFLER, T. & LABER, J. & HABERL, R.. “Einstz und Betried von Pflanzenkläranlagen – Praxiserfahrungen aus österreicherischer Sicht In: Pflanzenkläranlagen – kostengünstige Alternative zu zentraen Kläranlagen?”. **IWU Seminar 1/96**. Magdeburg.

PLATZER, C. Design recommendations for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. Proceedings: **6<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control**, p. 253-263, Águas de São Pedro/SP, out/1998.

PLATZER, C. & MAUCH, K. “Soil clogging in vertical flow reed beds – mechanism, parameters, consequences and .... solutions?”. **Wat. Sci. and Tech.**, vol. 35, nº 5, pp. 175-181, 1997

POVINELLI, S. C. C. **Estudo da hidrodinâmica e partida de reator anaeróbio com chicanas tratando esgoto sanitário**. EESC – Escola de Engenharia de São Carlos - USP, São Carlos/SP, 1994. 181 p. (Dissertação de Mestrado)

RECH, C.M.; CARVALHO, J.L. Análise microbiológica para acompanhamento da granulação em reator UASB tratando esgoto doméstico. **In: Anais do 17º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Natal, 1993, p.731-742.

REED, S. C.; CRITES, R. W.; MIDDLEBROOKS, E. J. **Natural Systems for Waste Manegement and Treatment**, 2ª edição, McGraw-Hill, 1995. 434 p.

RIPLEY, L.E.; BOYLE, W. C. & CONVERSE, J.C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. **Jornal Water Pollution Control Federation**, v.58, n.5, p. 406-411. 1986.

ROSTON, D. M. “Uso de várzeas artificiais para tratamento de efluente de tanque séptico”, Anais: **XXIII Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola**, Campinas - SP, nº 94-7-210, julho/1994.

SOUZA, L. E. L. & BERNARDES, R. S. “Avaliação do desempenho de um RAFA no tratamento de esgotos domésticos, com pós-tratamento através de leitos cultivados”, Anais: **III SIBESA: Simpósio Italo-Brasiliiano de Ingeniería Sanitaria-Ambientale**, Gramado - RS, vol. I, nº, junho/1996.

SPEECE, R. E. (1996) **Anaerobic Biotechnology – For Industrial Wastewaters** Archae Press Vanderbilt University, 416p.

SPERLING, M. “Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos”, **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**, Depto. Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, Belo Horizonte - MG, 2ª ed., vol. 1, 243 p., 1996.

U.S.E.P.A. **Design manual on constructed wetlands and aquatic plant systems for municipal wastewater treatment**, EPA/625/1-88/022, CERI, Cincinnati, OH, 1988.

VALENTIM, M. A. A. **Uso de leitos cultivados no tratamento de efluente de tanque séptico modificado**. FEAGRI – Faculdade de Engenharia Agrícola – UNICAMP, Campinas/SP, 1999. 119 p. (Dissertação de Mestrado)

VALENTIM, M. A. A. & ROSTON, D. M. “Project of Constructed Wetland for Treating Septic Tank Effluent”. Proceedings: **6<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control**, p. 126-129, Águas de São Pedro/SP, out/1998.

VALENTIM, M. A. A.; ROSTON, D. M. & JOB, S. L. P. “Sistema “in loco” de baixo custo para tratamento de águas residuárias”. Anais: **III SILUBESA: Simpósio Luso - Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Porto Seguro - BA, III-025 (CD-ROM). abril/2000.

van HAANDEL, A. C. e LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos: Um manual para regiões de clima quente.**, Campina Grande – PA, 1994, 240p.

VYMAJAL, J. “Types of Constructed Wetlands for Wastewater Treatment”. Proceedings: **6<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control**, pp. 150-160, Águas de São Pedro/SP, out/1998.

WAINHSTOK, H. R. “**Ferrocimento: diseño e construccion**”, Habana/Cuba, La Habana, 1992. 217p.

WELCH, E. B. & LINDELL, T. Ecological Effects of wastewater: applied limnology and pollutant effects, 2nd. ed., Londres, E & FN SPON, 1992. 425p.

WOLVERTON, B. C. "Aquatic Plant / Microbial Filters for Treating Septic Tank Effluent", Chattanooga - Tennessee - USA, **First International Conference on Constructed Wetlands for Wastewater Treatment**, vol. I, n° 5, pp. 173-177, junho/1988.

WOOD, R. B. & McATAMNEY, C. F. "Constructed wetlands for wastewater treatment: the use of laterite in the bed medium in phosphorus and heavy metal removal", Kluwer Academic Publishers, **Hidrobiologia**, vol. 340, pp. 323-331, 1996.

ZHU, T. & SIKORA, F.J.. "Ammonium and nitrate removal in vegetated and unvegetated gravel bed microcosm wetlands", **Wat. Sci. and Tech.**, vol 32, n° 3, pp. 219-218, 1995.

## APÊNDICE

*Quadro 1. Concentrações obtidas de Sólidos Suspensos ( $mg.L^{-1}$ ) e Sólidos Sedimentáveis ( $ml.L^{-1}$ ) ao longo do tempo.*

Dias de operação	Data	Sólidos Sedimentáveis			Sólidos Suspensos		
		Afluente	R1	R2	Afluente	R1	R2
41	22/1/02	40	4	2	470	210	20
48	29/1/02	20	8	1	30	340	20
55	5/2/02	18	3,5	0	190	180	30
77	27/2/02	35	1,5	0,1	125	25	8
119	9/4/02	3	0,4	0	25	30	8
133	23/4/02	2	0,5	0	580	640	30
155	14/5/02	4	3	0	30	390	10
162	21/5/02	3	1	3	20	20	30
175	4/6/02	0,7	1	0,5	40	50	60
182	11/6/02	3	5	1,5	210	280	120
189	17/6/02	1	1,5	0,5	67	58	33
203	2/7/02	42	12	2	917	80	58
237	6/8/02	5	10	1	25	100	33
244	13/8/02	8	2	1	258	250	42
251	20/8/02	10	5	2	183,33	133,33	41,67
258	27/8/02	15	10	1	50	66,67	25
273	12/9/02	20	10	3	41,67	325	58,33
278	17/9/02	5	3	1	41,67	258,33	25
286	25/9/02	6	16	1	66,67	166,67	50
293	2/10/02	1	0,5	0	583,33	91,67	33,33

*Quadro 2. Valores obtidos de Turbidez (NTU) ao longo do tempo.*

Dias de operação	Data	Turbidez		
		Afluente	R1	R2
41	22/1/02	16	17,6	10,4
48	29/1/02	10,1	14,1	11
55	5/2/02	38,2	18,3	13,9
77	27/2/02	37	7,64	12,3
119	9/4/02	16,8	31,9	21,2
133	23/4/02	13,7	34,9	24,3
155	14/5/02	10,8	11,8	21,6
162	21/5/02	14,7	13,4	13,4
175	4/6/02	12,3	15,8	15,3
182	11/6/02	20,8	27,8	20,8
189	17/6/02	19	15,2	14
203	2/7/02	22,9	34,1	59,4
237	6/8/02	30	11,8	13,5
244	13/8/02	33,7	26,8	26,6
251	20/8/02	15,3	20,9	25,5
258	27/8/02	20,5	31,7	31,1
273	12/9/02	65,2	35,7	34,6
278	17/9/02	17,8	25,6	29,3
286	25/9/02	13,2	14,9	20,8
293	2/10/02	22,5	20,1	21,9

Quadro 3. Concentrações obtidas de DQO ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) ao longo do tempo.

Dias de operação	Data	DQO		
		Afluente	R1	R2
48	29/1/02	93	71	47
55	5/2/02	392	380	194
77	27/2/02	370	152	135
119	9/4/02	169	132	113
133	23/4/02	181	189	167
155	14/5/02	262	121	114
162	21/5/02	181	151	102
175	4/6/02	121	142	137
182	11/6/02	190	114	88
189	17/6/02	149	144	188
203	2/7/02	225	204	205
237	6/8/02	230	274	161
244	13/8/02	482	141	109
251	20/8/02	137	144	116
258	27/8/02	240	190	168
273	12/9/02	363	430	153
278	17/9/02	205	222	183
286	25/9/02	77	86	114
293	2/10/02	173	158	173

Quadro 4. Concentrações obtidas de Alcalinidade Total e Alcalinidade à bicarbonato ( $\text{mg.CaCO}_3.\text{L}^{-1}$ ) ao longo do tempo.

Dias de operação	Data	Alcalinidade			Alcalinidade à bicarbonato		
		Afluente	R1	R2	Afluente	R1	R2
41	22/1/02	91,05	100,15	100,15	54,63	63,73	59,18
48	29/1/02	117,75	81,59	64,9	103,84	50,99	49,14
55	5/2/02	129,8	133,51	142,78	105,69	95,5	96,42
77	27/2/02	108,48	95,5	120,53	61,19	64,9	76,95
119	9/4/02	156,69	134,44	119,6	113,11	83,44	74,17
133	23/4/02	165,03	138,14	111,25	114,97	80,66	64,9
155	14/5/02	150,2	113,11	131,65	109,4	69,53	88,08
162	21/5/02	118,67	123,95	128,87	78,81	79,73	81,59
175	4/6/02	128,87	144,63	147,42	85,3	100,13	92,71
182	11/6/02	152,98	133,51	127,95	103,84	79,73	75,1
189	17/6/02	130,73	150,2	150,2	89,93	111,26	101,99
203	2/7/02	157,61	172,45	178,94	96,42	110,33	114,04
237	6/8/02	99,2	125,95	138,14	65,83	80,66	83,44
244	13/8/02	125,16	122,38	114,97	81,59	77,88	73,24
251	20/8/02	166,89	141,85	146,49	109,4	89,93	86,22
258	27/8/02	126,09	180,79	193,77	67,68	110,33	118,67
273	12/9/02	294,83	214,17	180,79	164,1	120,53	103,84
278	17/9/02	165,55	212,14	198,26	108,05	120,4	116,97
286	25/9/02	84,26	129,86	167,53	48,57	80,3	102,1
293	2/10/02	194,29	154,64	142,75	130,85	90,21	85,52

Quadro 5. Concentrações obtidas de Ácidos Voláteis (mg HAc.L<sup>-1</sup>) ao longo do tempo.

Dias de operação	Ácidos Voláteis			
	Data	Afluente	R1	R2
41	22/1/02	8,61	8,61	9,15
48	29/1/02	77,22	47,52	39,2
55	5/2/02	71,28	78,41	73,66
77	27/2/02	98,6	99,79	115,24
119	9/4/02	163,94	136,62	115,24
133	23/4/02	111,67	97,42	43,96
155	14/5/02	100,98	55,84	76,03
162	21/5/02	128,3	137,81	146,12
175	4/6/02	154,44	162,76	169,88
182	11/6/02	143,55	150,88	150,88
189	17/6/02	148,5	172,26	178,2
203	2/7/02	169,88	191,27	186,52
237	6/8/02	98,2	125,93	141,37
244	13/8/02	121,18	110,25	109,3
251	20/8/02	125,93	130,68	121,18
258	27/8/02	123,55	182,95	191,27
273	12/9/02	229,28	154,44	161,57
278	17/9/02	161,57	186,52	178,2
286	25/9/02	91,82	141,26	180,11
293	2/10/02	209,54	160,1	147,15

Quadro 6. Valores obtidos de pH ao longo do tempo.

Dias de operação	Data	pH		
		Afluente	R1	R2
41	22/1/02	6,82	7,05	7,17
48	29/1/02	7,56	7,21	7,13
55	5/2/02	7,69	7,37	7,46
77	27/2/02	6,91	9,92	7,18
119	9/4/02	7,73	7,05	6,94
133	23/4/02	7,76	7,09	6,8
155	14/5/02	7,68	6,77	7,13
162	21/5/02	7,87	7,53	7,13
175	4/6/02	7,37	6,91	6,88
182	11/6/02	7,63	6,91	9,97
189	17/6/02	8,07	7,82	7,46
203	2/7/02	7,42	7,19	7,1
237	6/8/02	7,9	7,59	7,26
244	13/8/02	7,41	6,94	7
251	20/8/02	7,63	7,15	7,06
258	27/8/02	6,47	7,22	7,28
273	12/9/02	6,76	7,21	7,16
278	17/9/02	7,23	7,2	6,75
286	25/9/02	6,86	7,1	7,47
293	2/10/02	7,87	7,08	7,03

Quadro 7. Valores obtidos (NTU) e índices de remoção (%) de Turbidez ao longo do tempo.

Turbidez (24h)							Remoção (%) - 24h								
Data	03/06/02	10/06/03	16/06/02	18/06/02	25/06/02	16/09/02	03/06/02	10/06/03	16/06/02	18/06/02	25/06/02	16/09/02	MÉDIA	DP	
Afluente	14,3	21,3	21,3	21,8	21,5	30,1									
Leito 1	5,19	7,59	7,59	14,6	11,5	8,01	63,71	64,37	64,37	33,03	46,51	73,39	57,56	14,86	
Leito 2	5,93	8,04	8,04	13,2	8,13	7,34	58,53	62,25	62,25	39,45	62,19	75,61	60,05	11,68	
Leito 3	4,5	10,5	10,5	15,1	8,26	15,9	68,53	50,70	50,70	30,73	61,58	47,18	51,57	12,98	
Turbidez (48h)							Remoção (%) - 48h								
Data	03/06/02	10/06/03	16/06/02	18/06/02	22/06/02	16/09/02	03/06/02	10/06/03	16/06/02	18/06/02	25/06/02	16/09/02	MÉDIA	DP	
Afluente	14,3	21,3	21,3	21,8	21,5	30,1									
Leito 1	6,27	3,87	3,87	13,9	18,1	3,75	56,15	81,83	81,83	36,24	15,81	87,54	59,90	29,13	
Leito 2	6,39	4,26	4,26	10,8	9,71	3,16	55,31	80,00	80,00	50,46	54,84	89,50	68,35	16,68	
Leito 3	6	3,54	3,54	14,5	19,4	4,15	58,04	83,38	83,38	33,49	9,77	86,21	59,04	31,63	
Turbidez (72h)							Remoção (%) - 72h								
Data	28/06/02	12/07/02	19/07/02	06/08/02	10/08/02	19/09/02	03/06/02	10/06/03	16/06/02	18/06/02	25/06/02	16/09/02	MÉDIA	DP	
Afluente	26,1	19,1	35,9	25,4	15	30,1									
Leito 1	4,86	4,72	6,69	5,46	4,07	3,87	81,38	75,29	81,36	78,50	72,87	87,14	79,42	5,06	
Leito 2	5,24	4,9	5,81	4,41	5,33	4	79,92	74,35	83,82	82,64	64,47	86,71	78,65	8,11	
Leito 3	3,69	6,8	5,47	5,67	7,97	5,55	85,86	64,40	84,76	77,68	46,87	81,56	73,52	15,19	
Turbidez (96h)							Remoção (%) - 96h								
Data	28/06/02	12/07/02	19/07/02	06/08/02	10/08/02	19/09/02	03/06/02	10/06/03	16/06/02	18/06/02	25/06/02	16/09/02	MÉDIA	DP	
Afluente	26,1	19,1	35,9	25,4	15	30,1									
Leito 1	4,54	6,2	5,8	4,85	6,69	9,24	82,61	67,54	83,84	80,91	55,40	69,30	73,27	11,18	
Leito 2	5,73	5,34	6,02	4,73	5,67	8,52	78,05	72,04	83,23	81,38	62,20	71,69	74,77	7,75	
Leito 3	5,94	6,02	5,14	5,69	8,47	14,9	77,24	68,48	85,68	77,60	43,53	50,50	67,17	16,68	

Quadro 8. Concentrações (mg.L<sup>-1</sup>) obtidas e índices de remoção (%) de Sólidos Suspensos ao longo do tempo.

Sólidos Suspensos (24h)						Remoção (%) - 24h						
Data	03/06/02	10/06/03	16/06/02	18/06/02	25/06/02	03/06/02	10/06/03	16/06/02	18/06/02	25/06/02	MÉDIA	DP
Afluente	8,3	17	5	25	17							
Leito 1	8,3	8,3	2	25	8	0,00	51,18	60,00	0,00	52,94	32,82	30,14
Leito 2	8,3	8,3	2,3	25	8,3	0,00	51,18	54,00	0,00	51,18	31,27	28,56
Leito 3	3,3	3	8	8	17	60,24	82,35	-60,00	68,00	0,00	30,12	59,37
Sólidos Suspensos (48h)						Remoção (%) - 48h						
Data	03/06/02	10/06/03	16/06/02	18/06/02	22/06/02	03/06/02	10/06/03	16/06/02	18/06/02	25/06/02	MÉDIA	DP
Afluente	8,3	17	5	25	17							
Leito 1	2,3	2	8	0	0	72,29	88,24	-60,00	100,00	100,00	60,10	68,09
Leito 2	8,3	17	2	8	8	0,00	0,00	60,00	68,00	52,94	36,19	33,46
Leito 3	8,3	8	0	8	0	0,00	52,94	100,00	68,00	100,00	64,19	41,31
Sólidos Suspensos (72h)						Remoção (%) - 72h						
Data	28/06/02	12/07/02	19/07/02	06/08/02	10/08/02	03/06/02	10/06/03	16/06/02	18/06/02	25/06/02	MÉDIA	DP
Afluente	8	108	17	25	6							
Leito 1	8	50	0	17	8	0,00	53,70	100,00	32,00	-33,33	30,47	50,93
Leito 2	8	17	25	8	7	0,00	84,26	-47,06	68,00	-16,67	17,71	56,23
Leito 3	0	10,35	0	17	0	100,00	90,42	100,00	32,00	100,00	84,48	29,63
Sólidos Suspensos (96h)						Remoção (%) - 96h						
Data	28/06/02	12/07/02	19/07/02	06/08/02	10/08/02	03/06/02	10/06/03	16/06/02	18/06/02	25/06/02	MÉDIA	DP
Afluente	8	108	17	25	6							
Leito 1	8	8	0	17	0	0,00	92,59	100,00	32,00	100,00	64,92	46,16
Leito 2	8	25	8	17	0	0,00	76,85	52,94	32,00	100,00	52,36	38,81
Leito 3	0	8	0	25	0	100,00	92,59	100,00	0,00	100,00	78,52	16,26

Quadro 9. Concentrações ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) obtidas e índices de remoção (%) de DQO ao longo do tempo.

DQO (24h)							Remoção (%) - 24h								
Data	03/06/02	10/06/03	16/06/02	18/06/02	25/06/02	16/09/02	03/06/02	10/06/03	16/06/02	18/06/02	25/06/02	16/09/02	MÉDIA	DP	
Afluente	107	53	156	316	104	131									
Leito 1	65	51	88	149	149	59	39,25	3,77	43,59	52,85	-43,27	54,96	25,19	38,29	
Leito 2	86	28	86	160	160	72	19,63	47,17	44,87	49,37	-53,85	45,04	25,37	40,31	
Leito 3	77	19	107	153	153	82	28,04	64,15	31,41	51,58	-47,12	37,40	27,58	38,99	
DQO (48h)							Remoção (%) - 48h								
Data	03/06/02	10/06/03	16/06/02	18/06/02	22/06/02	16/09/02	03/06/02	10/06/03	16/06/02	18/06/02	25/06/02	16/09/02	MÉDIA	DP	
Afluente	107	53	156	316	104	131									
Leito 1	49	116	77	111	111	5	54,21	-118,87	50,64	64,87	-6,73	96,18	23,38	77,27	
Leito 2	49	70	77	121	121	7	54,21	-32,08	50,64	61,71	-16,35	94,66	35,47	49,03	
Leito 3	46	58	125	149	149	7	57,01	-9,43	19,87	52,85	-43,27	94,66	28,61	49,89	
DQO (72h)							Remoção (%) - 72h								
Data	28/06/02	12/07/02	19/07/02	06/08/02	10/08/02	19/09/02	03/06/02	10/06/03	16/06/02	18/06/02	25/06/02	16/09/02	MÉDIA	DP	
Afluente	176	151	137	151	124	131									
Leito 1	100	32	44	44	12	2	43,18	78,81	67,88	70,86	90,32	98,47	74,92	19,39	
Leito 2	102	32	67	52	17	2	42,05	78,81	51,09	65,56	86,29	98,47	70,38	21,5	
Leito 3	107	17	59	82	40	2	39,20	88,74	56,93	45,70	67,74	98,47	66,13	23,6	
DQO (96h)							Remoção (%) - 96h								
Data	28/06/02	12/07/02	19/07/02	06/08/02	10/08/02	19/09/02	03/06/02	10/06/03	16/06/02	18/06/02	25/06/02	16/09/02	MÉDIA	DP	
Afluente	176	151	137	151	124	131									
Leito 1	86	7	37	52	10	7	51,14	95,36	72,99	65,56	91,94	94,66	78,61	18,28	
Leito 2	91	17	64	67	17	2	48,30	88,74	53,28	55,63	86,29	98,47	71,79	21,74	
Leito 3	93	15	64	64	15	20	47,16	90,07	53,28	57,62	87,90	84,73	70,13	19,46	

Quadro 10. Concentrações ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) obtidas e índices de remoção (%) de Fósforo ao longo do tempo.

Fósforo (24h)							Remoção (%) - 24h								
Data	03/06/02	10/06/03	16/06/02	18/06/02	25/06/02	16/09/02	03/06/02	10/06/03	16/06/02	18/06/02	25/06/02	16/09/02	MÉDIA	DP	
Afluente	3,55	3,6	3,65	3,8	4,15	5,6									
Leito 1	2,75	4,15	3,1	4,05	3,5	5,35	22,54	-15,28	15,07	-6,58	15,66	4,46	5,98	14,67	
Leito 2	2,9	3,8	3,7	4,2	3,75	5,2	18,31	-5,56	-1,37	-10,53	9,64	7,14	2,94	10,77	
Leito 3	3,1	3,8	3,3	4,05	3,7	5,25	12,68	-5,56	9,59	-6,58	10,84	6,25	4,54	8,92	
Fósforo (48h)							Remoção (%) - 48h								
Data	03/06/02	10/06/03	16/06/02	18/06/02	22/06/02	16/09/02	03/06/02	10/06/03	16/06/02	18/06/02	25/06/02	16/09/02	MÉDIA	DP	
Afluente	3,55	3,6	3,65	3,8	4,15	5,6									
Leito 1	2,95	3,25	3,1	3,3	3,05	3,25	16,90	9,72	15,07	13,16	26,51	41,96	20,55	11,87	
Leito 2	3,15	3,45	3,45	3,45	3,25	4,25	11,27	4,17	5,48	9,21	21,69	24,11	12,65	8,57	
Leito 3	3,15	3,9	3,25	3,9	4	4,2	11,27	-8,33	10,96	-2,63	3,61	25,00	6,65	11,8	
Fósforo (72h)							Remoção (%) - 72h								
Data	28/06/02	12/07/02	19/07/02	06/08/02	10/08/02	19/09/02	03/06/02	10/06/03	16/06/02	18/06/02	25/06/02	16/09/02	MÉDIA	DP	
Afluente	2,9	3,9	3,82	3,12	4,23	5,6									
Leito 1	2,95	2,6	2,35	2,35	2	3,7	-1,72	33,33	38,48	24,68	52,72	33,93	30,24	20,44	
Leito 2	3,4	3,6	2,75	2,95	2,75	3,55	-17,24	7,69	28,01	5,45	34,99	36,61	15,92	20,35	
Leito 3	3,4	3,4	2,95	3,25	3	4,1	-17,24	12,82	22,77	-4,17	29,08	26,79	11,68	23,27	
Fósforo (96h)							Remoção (%) - 96h								
Data	28/06/02	12/07/02	19/07/02	06/08/02	10/08/02	19/09/02	03/06/02	10/06/03	16/06/02	18/06/02	25/06/02	16/09/02	MÉDIA	DP	
Afluente	2,9	3,9	3,82	3,12	4,23	5,6									
Leito 1	3,7	2,8	2,25	2,05	2,8	3,3	-27,59	28,21	41,10	34,29	33,81	41,07	25,15	19,25	
Leito 2	3,3	3,65	2,75	2,7	2,6	4,9	-13,79	6,41	28,01	13,46	38,53	12,50	14,19	19,73	
Leito 3	3,7	3,45	2,9	2,85	3,05	4,25	-27,59	11,54	24,08	8,65	27,90	24,11	11,45	15,96	

Quadro 11. Concentrações ( $mg.L^{-1}$ ) obtidas e índices de remoção (%) de Nitrogênio Amoniacal ao longo do tempo.

Nitrogênio Amoniacal (24h)							Remoção (%) - 24h								
Data	03/06/02	10/06/03	16/06/02	18/06/02	25/06/02	16/09/02	03/06/02	10/06/03	16/06/02	18/06/02	25/06/02	16/09/02	MÉDIA	DP	
Afluente	24,5	31,5	44,25	46	41,5	50,25									
Leito 1	26,5	30	36,25	41,25	33	40,25	-8,16	4,76	18,08	10,33	20,48	19,90	10,90	11,18	
Leito 2	26,25	29,75	38	40	34,5	41,5	-7,14	5,56	14,12	13,04	16,87	17,41	9,98	9,4	
Leito 3	26,75	31,25	38	12,45	31,25	43,5	-9,18	0,79	14,12	72,93	24,70	13,43	19,47	28,7	
Nitrogênio Amoniacal (48h)							Remoção (%) - 48h								
Data	03/06/02	10/06/03	16/06/02	18/06/02	22/06/02	16/09/02	03/06/02	10/06/03	16/06/02	18/06/02	25/06/02	16/09/02	MÉDIA	DP	
Afluente	24,5	31,5	44,25	46	41,5	39,5									
Leito 1	27,5	29,75	36,25	39,25	27,75	40,5	-12,24	5,56	18,08	14,67	33,13	-2,53	9,44	16,07	
Leito 2	25,5	29,75	37,75	38,75	29	44,75	-4,08	5,56	14,69	15,76	30,12	-13,29	8,13	15,48	
Leito 3	25,75	30,75	40	40,75	34,75	40,75	-5,10	2,38	9,60	11,41	16,27	-3,16	5,23	8,53	
Nitrogênio Amoniacal (72h)							Remoção (%) - 72h								
Data	28/06/02	12/07/02	19/07/02	06/08/02	10/08/02	19/09/02	03/06/02	10/06/03	16/06/02	18/06/02	25/06/02	16/09/02	MÉDIA	DP	
Afluente	36,75	32,5	29,75	26,25	26,25	50,75									
Leito 1	32,25	29	26	21,25	23,75	40,75	12,24	10,77	12,61	19,05	9,52	19,70	13,98	4,32	
Leito 2	35	45	28,75	22,5	25	40,5	4,76	-38,46	3,36	14,29	4,76	20,20	1,48	20,66	
Leito 3	10,5	31,25	29	25	30,25	41,75	71,43	3,85	2,52	4,76	-15,24	17,73	14,18	29,95	
Nitrogênio Amoniacal (96h)							Remoção (%) - 96h								
Data	28/06/02	12/07/02	19/07/02	06/08/02	10/08/02	19/09/02	03/06/02	10/06/03	16/06/02	18/06/02	25/06/02	16/09/02	MÉDIA	DP	
Afluente	36,75	32,5	29,75	26,25	26,25	50,75									
Leito 1	28	30,5	26,75	20,75	25,75	42	23,81	6,15	10,08	20,95	1,90	17,24	13,36	8,66	
Leito 2	31,75	31,75	28,25	22,5	27,25	38,5	13,61	2,31	5,04	14,29	-3,81	24,14	9,26	10,02	
Leito 3	34,5	33,25	29,25	26	28,5	41,75	6,12	-2,31	1,68	0,95	-8,57	17,73	2,60	8,87	

Quadro 12. Concentrações ( $mg.L^{-1}$ ) obtidas e índices de remoção (%) de Nitrato ao longo do tempo.

Nitrato (24h)							Remoção (%) - 24h								
Data	03/06/02	10/06/03	16/06/02	18/06/02	25/06/02	16/09/02	03/06/02	10/06/03	16/06/02	18/06/02	25/06/02	16/09/02	MÉDIA	DP	
Afluente	0,4	0,6	0,7	1,3	0,8	0,8									
Leito 1	0,9	0,7	0,7	0,9	0,6	0,5	-125,00	-16,67	0,00	30,77	25,00	37,50	-8,07	60,81	
Leito 2	0,9	0,7	0,7	1,3	0,5	0,5	-125,00	-16,67	0,00	0,00	37,50	37,50	-11,11	59,95	
Leito 3	0,7	0,6	0,5	0,6	0,5	0,5	-75,00	0,00	28,57	53,85	37,50	37,50	13,74	46,94	
Nitrato (48h)							Remoção (%) - 48h								
Data	03/06/02	10/06/03	16/06/02	18/06/02	22/06/02	16/09/02	03/06/02	10/06/03	16/06/02	18/06/02	25/06/02	16/09/02	MÉDIA	DP	
Afluente	0,4	0,6	0,7	1,3	0,8	0,8									
Leito 1	0,5	0,2	0,5	0,5	0,8	0,5	-25,00	66,67	28,57	61,54	0,00	37,50	28,21	35,5	
Leito 2	0,5	0,3	0,2	0,5	0,7	0,5	-25,00	50,00	71,43	61,54	12,50	37,50	34,66	35,68	
Leito 3	0,4	0,2	0,4	0,4	0,7	0,5	0,00	66,67	42,86	69,23	12,50	37,50	38,13	27,98	
Nitrato (72h)							Remoção (%) - 72h								
Data	28/06/02	12/07/02	19/07/02	06/08/02	10/08/02	19/09/02	03/06/02	10/06/03	16/06/02	18/06/02	25/06/02	16/09/02	MÉDIA	DP	
Afluente	0,8	1	1	0,9	0,6	0,8									
Leito 1	0,4	0,2	0,3	0,3	0,2	0,5	50,00	80,00	70,00	66,67	66,67	37,50	61,81	15,33	
Leito 2	0,4	0,2	0,3	0,4	0,3	0,4	50,00	80,00	70,00	55,56	50,00	50,00	59,26	12,77	
Leito 3	0,4	0,3	0,3	0,3	0,3	1	50,00	70,00	70,00	66,67	50,00	-25,00	46,94	36,46	
Nitrato (96h)							Remoção (%) - 96h								
Data	28/06/02	12/07/02	19/07/02	06/08/02	10/08/02	19/09/02	03/06/02	10/06/03	16/06/02	18/06/02	25/06/02	16/09/02	MÉDIA	DP	
Afluente	0,8	1	1	0,9	0,6	0,8									
Leito 1	0,2	0,1	0,2	0,3	0,3	0,9	75,00	90,00	80,00	66,67	50,00	-12,50	58,19	37,16	
Leito 2	0,2	0,1	0,4	0,2	0,3	0,6	75,00	90,00	60,00	77,78	50,00	25,00	62,96	23,29	
Leito 3	0,2	0,1	0,3	0,3	0,3	0,8	75,00	90,00	70,00	66,67	50,00	0,00	58,61	31,48	

Quadro 13. Valores obtidos de pH ao longo do tempo.

pH (24h)								
Data	03/06/02	10/06/03	16/06/02	18/06/02	25/06/02	16/09/02	MÉDIA	DP
Afluente	6,9	7,2	7,47	7,23	7,37	7,05	7,2	0,2
Leito 1	6,77	6,92	6,96	6,83	6,99	6,58	6,84	0,15
Leito 2	6,8	7,08	7,12	6,88	6,99	6,71	6,93	0,16
Leito 3	6,93	7,06	7,16	6,95	7,03	7	7,02	0,08
pH (48h)								
Data	03/06/02	10/06/03	16/06/02	18/06/02	22/06/02	16/09/02	MÉDIA	DP
Afluente	6,9	7,2	7,47	7,23	7,37	7,05	6,84	0,15
Leito 1	7,05	6,9	6,81	6,71	6,75	6,44	6,77	0,2
Leito 2	7,13	7,15	6,95	6,89	6,92	6,96	7	0,11
Leito 3	7,16	7,08	7,16	6,96	7,05	6,82	7,03	0,13
pH (72h)								
Data	28/06/02	12/07/02	19/07/02	06/08/02	10/08/02	19/09/02	MÉDIA	DP
Afluente	8,95	11,95	9,5	7,35	11	7,05	9,3	1,94
Leito 1	9,7	7,85	7,25	7,15	6,1	6,58	7,43	1,25
Leito 2	8,95	10,9	8,45	9,05	8,45	6,7	8,75	1,35
Leito 3	10,5	10,35	9,15	9,95	9,25	8,75	9,38	1,24
pH (96h)								
Data	28/06/02	12/07/02	19/07/02	06/08/02	10/08/02	19/09/02	MÉDIA	DP
Afluente	8,95	11,95	9,5	7,35	11	7,05	9,3	1,94
Leito 1	10,35	8,5	7	6,15	8,55	6,57	7,85	1,57
Leito 2	11,4	11,2	8,5	8,25	7,9	6,73	8,99	1,88
Leito 3	10,05	10,5	8,9	8,6	9,45	7,05	9,09	1,22

*Quadro 14. Análise Fatorial dos índices de remoção (%) de Turbidez, realizada pelo programa ESTAT.*

ANALISE FATORIAL TURBIDEZ				
FATOR A = TIPO DE LEITO			FATOR B = TEMPO DE REACAO	
ANALISE DE UM EXPERIMENTO FATORIAL 3X4				
QUADRO A/B				
(1)	1	2	3	
B 1	57.5550	60.0433	51.5683	
B 2	59.8983	68.3483	59.0417	
B 3	79.4183	78.6450	73.5667	
B 4	63.2717	74.7617	67.1683	
QUADRO DE ANALISE DE VARIANCIA				
CAUSAS DE VARIACAO	G.L.	S.Q.	Q.M.	F
FATOR A	2	736.8776	368.4388	1.0689 NS
FATOR B	3	4257.0559	1419.0186	4.1168 *
FATOR AXB	6	339.3231	56.5539	.1641 NS
(TRATAMENTOS)	11	5333.2566	484.8415	
RESIDUO	60	20681.5026	344.6917	
MEDIA GERAL DO ENSAIO		66.1072		
DESVIO PADRAO		18.5659		
COEFICIENTE DE VARIACAO		28.0845		
TESTE DE TUKEY PARA AS MEDIAS DE A				
TESTE DE TUKEY				
DMS (TUKEY) = 12.8851				
TRAT. MEDIA				
2	70.4496	A		
1	65.0358	A		
3	62.8363	A		
TESTE DE TUKEY PARA AS MEDIAS DE B				
TESTE DE TUKEY				
DMS (TUKEY) = 16.3663				
TRAT. MEDIA				
3	77.2100	A		
4	68.4006	AB		
2	62.4294	AB		
1	56.3889	B		

*Quadro 15. Análise Fatorial dos índices de remoção (%) de Sólidos Suspensos, realizada pelo programa ESTAT.*

ANALISE FATORIA SOLIDOS SUSPENSOS				
FATOR A = TIPO DE LEITO			FATOR B = TEMPO DE REACAO	
ANALISE DE UM EXPERIMENTO FATORIAL 3X4				
QUADRO A/B				
(1)	1	2	3	
B 1	32.8220	31.2680	30.1180	
B 2	60.1020	36.1880	64.1880	
B 3	30.4740	17.7080	84.4820	
B 4	64.9180	52.3580	78.5180	
QUADRO DE ANALISE DE VARIANCIA				
CAUSAS DE VARIACAO	G.L.	S.Q.	Q.M.	F
FATOR A	2	9036.6072	4518.3036	2.1757 NS
FATOR B	3	9248.5532	3082.8511	1.4845 NS
FATOR AXB	6	7545.5344	1257.5891	.6056 NS
(TRATAMENTOS)	11	25830.6947	2348.2450	
RESIDUO	48	99681.5188	2076.6983	
<p>MEDIA GERAL DO ENSAIO 48.5953            DESVIO PADRAO 45.5708            COEFICIENTE DE VARIACAO 93.7761</p>				
TESTE DE TUKEY PARA AS MEDIAS DE A				
TESTE DE TUKEY				
DMS (TUKEY) = 34.8496				
TRAT. MEDIA				
3	64.3265	A		
1	47.0790	A		
2	34.3805	A		
TESTE DE TUKEY PARA AS MEDIAS DE B				
TESTE DE TUKEY				
DMS (TUKEY) = 44.3002				
TRAT. MEDIA				
4	65.2647	A		
2	53.4927	A		
3	44.2213	A		
1	31.4027	A		

*Quadro 16. Análise Fatorial dos índices de remoção (%) de DQO, realizada pelo programa ESTAT.*

ANALISE FATORIAL DQO

FATOR A = TIPO DE LEITO                      FATOR B = TEMPO DE REACAO

ANALISE DE UM EXPERIMENTO FATORIAL 3X4

QUADRO A/B

(1)	1	2	3
B 1	25.1917	25.3717	27.5783
B 2	23.4483	35.4150	28.6150
B 3	74.9200	70.3767	66.1283
B 4	78.6067	71.7833	70.1250

QUADRO DE ANALISE DE VARIANCIA

CAUSAS DE VARIACAO	G.L.	S.Q.	Q.M.	F
FATOR A	2	102.6684	51.3342	.0341 NS
FATOR B	3	35632.9726	11877.6575	7.8995 **
FATOR AXB	6	825.2591	137.5432	.0915 NS
(TRATAMENTOS)	11	36560.9001	3323.7182	
RESIDUO	60	90215.5369	1503.5923	

MEDIA GERAL DO ENSAIO                      49.7967  
 DESVIO PADRAO                                  38.7762  
 COEFICIENTE DE VARIACAO                      77.8690

TESTE DE TUKEY PARA AS MEDIAS DE A

TESTE DE TUKEY  
 DMS (TUKEY) =                      26.9115  
 TRAT.                      MEDIA

TRAT.	MEDIA	CLASSIFICACAO
2	50.7367	A
1	50.5417	A
3	48.1117	A

TESTE DE TUKEY PARA AS MEDIAS DE B

TESTE DE TUKEY  
 DMS (TUKEY) =                      34.1822  
 TRAT.                      MEDIA

TRAT.	MEDIA	CLASSIFICACAO
4	73.5050	A
3	70.4750	A
2	29.1594	B
1	26.0472	B

*Quadro 17. Análise Fatorial dos índices de remoção (%) de Fósforo, realizada pelo programa ESTAT.*

ANALISE DE FOSFORO

FATOR A = TIPO DE LEITO                      FATOR B = TEMPO DE REACAO

ANALISE DE UM EXPERIMENTO FATORIAL 3X4

QUADRO A/B

(1)	1	2	3
B 1	5.9783	2.9383	4.5367
B 2	20.5533	12.6550	6.6467
B 3	30.2367	15.9183	11.5750
B 4	25.1483	14.1867	11.4483

QUADRO DE ANALISE DE VARIANCIA

CAUSAS DE VARIACAO	G.L.	S.Q.	Q.M.	F
FATOR A	2	1860.0351	930.0175	3.3645 *
FATOR B	3	2269.1002	756.3667	2.7363 *
FATOR AXB	6	526.4397	87.7400	.3174 NS
(TRATAMENTOS)	11	4655.5750	423.2341	
RESIDUO	60	16585.0914	276.4182	

MEDIA GERAL DO ENSAIO            13.4851  
 DESVIO PADRAO                    16.6258  
 COEFICIENTE DE VARIACAO        123.2900

TESTE DE TUKEY PARA AS MEDIAS DE A

TESTE DE TUKEY  
 DMS (TUKEY) =            11.5387  
 TRAT.                    MEDIA

TRAT.	MEDIA	CLASSIFICACAO
1	20.4792	A
2	11.4246	AB
3	8.5517	B

TESTE DE TUKEY PARA AS MEDIAS DE B

TESTE DE TUKEY  
 DMS (TUKEY) =            14.6561  
 TRAT.                    MEDIA

TRAT.	MEDIA	CLASSIFICACAO
3	19.2433	A
4	16.9278	AB
2	13.2850	AB
1	4.4844	B

*Quadro 18. Análise Fatorial dos índices de remoção (%) de Nitrogênio Amoniacal, realizada pelo programa ESTAT.*

ANALISE FATORIAL NITROGENIO AMONIACAL				
FATOR A = TIPO DE LEITO			FATOR B = TEMPO DE REACAO	
ANALISE DE UM EXPERIMENTO FATORIAL 3X4				
QUADRO A/B				
(1)	1	2	3	
B 1	10.8950	9.9733	19.4633	
B 2	7.7750	8.1233	5.2317	
B 3	13.9767	1.4817	14.1733	
B 4	13.3533	9.2583	2.6017	
QUADRO DE ANALISE DE VARIANCIA				
CAUSAS DE VARIACAO	G.L.	S.Q.	Q.M.	F
FATOR A	2	237.3510	118.6755	.4449 NS
FATOR B	3	410.1158	136.7053	.5125 NS
FATOR AXB	6	1109.0454	184.8409	.6929 NS
(TRATAMENTOS)	11	1756.5122	159.6829	
RESIDUO	60	16005.6126	266.7602	
MEDIA GERAL DO ENSAIO		9.6922		
DESVIO PADRAO		16.3328		
COEFICIENTE DE VARIACAO		168.5145		
TESTE DE TUKEY PARA AS MEDIAS DE A				
TESTE DE TUKEY				
DMS (TUKEY) = 11.3353				
TRAT.	MEDIA			
1	11.5000	A		
3	10.3675	A		
2	7.2092	A		
TESTE DE TUKEY PARA AS MEDIAS DE B				
TESTE DE TUKEY				
DMS (TUKEY) = 14.3978				
TRAT.	MEDIA			
1	13.4439	A		
3	9.8772	A		
4	8.4044	A		
2	7.0433	A		



*Quadro 20. Análise Fatorial valores de pH, realizada pelo programa ESTAT.*

ANALISE FATORIAL PH				
FATOR A = TIPO DE LEITO			FATOR B = TEMPO DE REACAO	
ANALISE DE UM EXPERIMENTO FATORIAL 3X4				
QUADRO A/B				
(1)	1	2	3	
B 1	6.8417	6.9300	7.0217	
B 2	6.7767	7.0000	7.0383	
B 3	7.4383	8.7500	9.3850	
B 4	7.8533	8.9967	9.0917	
QUADRO DE ANALISE DE VARIANCIA				
CAUSAS DE VARIACAO	G.L.	S.Q.	Q.M.	F
FATOR A	2	10.7734	5.3867	5.1211 **
FATOR B	3	49.2072	16.4024	15.5936 **
FATOR AXB	6	7.0893	1.1815	1.1233 NS
(TRATAMENTOS)	11	67.0698	6.0973	
RESIDUO	60	63.1120	1.0519	
<p>MEDIA GERAL DO ENSAIO 7.7603</p> <p>DESVIO PADRAO 1.0256</p> <p>COEFICIENTE DE VARIACAO 13.2161</p>				
TESTE DE TUKEY PARA AS MEDIAS DE A				
TESTE DE TUKEY				
DMS (TUKEY) = .7118				
TRAT. MEDIA				
3	8.1342	A		
2	7.9192	AB		
1	7.2275	B		
TESTE DE TUKEY PARA AS MEDIAS DE B				
TESTE DE TUKEY				
DMS (TUKEY) = .9041				
TRAT. MEDIA				
4	8.6472	A		
3	8.5244	A		
2	6.9383	B		
1	6.9311	B		