



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA AGRÍCOLA
DEPARTAMENTO DE ÁGUA E SOLO

USO DE LEITOS CULTIVADOS NO TRATAMENTO DE EFLUENTE DE TANQUE SÉPTICO MODIFICADO

MARCELUS ALEXANDER ACORINTE VALENTIM

Engenheiro Agrícola

CAMPINAS
ABRIL, 1999



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA AGRÍCOLA
DEPARTAMENTO DE ÁGUA E SOLO

USO DE LEITOS CULTIVADOS NO TRATAMENTO DE EFLUENTE DE TANQUE SÉPTICO MODIFICADO

Dissertação apresentada à Banca Examinadora para
obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola
na área de concentração Água e Solo.

MARCELUS ALEXANDER ACORINTE VALENTIM

Orientador: Prof. Dr. Denis Miguel Roston

CAMPINAS
ABRIL, 1999

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

V234u Valentim, Marcelus Alexander Acorinte
 Uso de leitos cultivados no tratamento de efluentes de
 tanque séptico modificado. / Marcelus Alexander
 Acorinte Valentim.--Campinas, SP: [s.n.], 1999.

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

 1. Águas residuais – purificação tratamento biológico.
2. Tanques sépticos. I. Roston, Denis Miguel. II.
Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de
Engenharia Agrícola. III. Título.

**Ao meu pai, de quem lembro todos os dias com carinho e saudades, à minha mãe
e minha irmã pelo apoio, estímulo e compreensão, dedico.**

AGRADECIMENTOS

Ao Grande Criador, presente ontem, hoje e sempre na minha vida.

Ao Prof. Dr. Denis Miguel Roston, pela amizade e orientação.

À FAPESP, pela bolsa de mestrado e pelo financiamento integral deste projeto.

À comissão de orientação, Prof. Paterniani e Prof. Durval, e ao Prof. Julio Sato e à Profa. Mariangela Amendola pelos grandes conselhos.

Ao Deli, Freire, Joaquim, Santana, José Budia, Daives, Jurandir, Túlio e Gélon, pela valiosa colaboração.

À Msc. Bióloga Aparecida Donizete de Faria, do Instituto de Biologia, pela apresentação à *Eleocharis*.

À Maria Angélica Peralva, pela condução das análises deste projeto e pela dedicação e profissionalismo.

À Msc. Eng. Química Maria Teresa Mansor, colega de leitões cultivados, *Typha* e *Eleocharis*, pelo aprendizado conjunto e amizade.

À Aninha e Martha, secretárias da CPG, e à Susely, secretária do DAS, ao Clóvis e ao André, do Labin, pelos incontáveis auxílios.

Ao Delvivo, Sebastião, Ana Carolina, Calhau, Fernanda, Cristiane, Júlio, Claudinei e os profs. Roberto e Edson pelo convívio diário no Laboratório de Hidráulica e Irrigação.

Ao Prof. Dr. Ricardo da Silveira Bernardes, pelo convívio e ensinamento durante a 6th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control.

Aos meus grandes amigos, Carlos Eduardo Signorini, Fernando Pedro Reis Brod, Evandro Lutero Alves e Marcelo de Melo Martins, companheiros nesta longa jornada.

Agradeço.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	VI
LISTA DE TABELAS	IX
RESUMO.....	XIII
ABSTRACT	XV
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVO	3
3. REVISÃO DE LITERATURA.....	4
3.1. SISTEMAS NATURAIS	4
3.2. TANQUE SÉPTICO E REATOR ANAERÓBIO COMPARTIMENTADO.....	5
3.3. LEITOS CULTIVADOS OU “CONSTRUCTED WETLANDS”	10
3.3.1. <i>Classificação e Parâmetros de Projeto</i>	10
3.3.2. <i>Remoção de poluentes</i>	15
3.3.3. <i>Macrófitas</i>	17
3.3.3.1. Classificação	17
3.3.3.2. Transferência do Oxigênio	20
3.3.3.3. Seleção do gênero	23
3.3.3.3.1. <i>Typha</i> spp. (Taboa)	24
3.3.3.3.2. <i>Eleocharis</i> spp. (Junco Manso)	26
3.4. DESENVOLVIMENTO CIENTÍFICO E PESQUISAS EM LEITOS CULTIVADOS.....	29
3.5. ASSIMILAÇÃO DOS POLUENTES	34
3.5.1. <i>Fatores abióticos</i>	37
3.5.2. <i>Catabolismo oxidativo e fermentativo</i>	39
3.5.3. <i>Nitrogênio</i>	41
3.5.4. <i>Fósforo</i>	47
4. MATERIAIS E MÉTODOS	50
4.1. LOCAL DO EXPERIMENTO	50

4.2. USO DA ÁGUA NA FEAGRI.....	50
4.3. DESCRIÇÃO DO EXPERIMENTO.....	51
4.3.1. <i>Esquema geral da planta piloto</i>	51
4.3.2. <i>Projeto e construção do tanque séptico compartimentado</i>	53
4.3.3. <i>Divisor de vazão</i>	54
4.3.4. <i>Projeto e montagem dos leitos cultivados</i>	57
4.3.5 <i>Período de experimento</i>	60
4.4. PROCEDIMENTOS.....	61
4.4.1. <i>Coleta e plantio das macrófitas</i>	61
4.4.2. <i>Coleta de amostras e manutenção da planta piloto</i>	63
4.4.3. <i>Sumário dos métodos de análise laboratorial</i>	65
4.4.4. <i>Custo do experimento</i>	67
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	68
5.1. ANÁLISES PRELIMINARES.....	68
5.2. CARACTERIZAÇÃO DA VAZÃO AFLUENTE.....	69
5.3. DESEMPENHO DO TANQUE SÉPTICO MODIFICADO.....	71
5.4. ADAPTAÇÃO DAS MACRÓFITAS NOS LEITOS CULTIVADOS	80
5.5. DESEMPENHO DOS LEITOS CULTIVADOS.....	82
6. CONCLUSÃO E SUGESTÕES	97
7. LITERATURA CITADA.....	99
8. APÊNDICE	107

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Leitos cultivados de fluxo (a) superficial (FS), (b) subsuperficial (FSS) e vertical (FV).....	11
Figura 2. Detalhe da rizosfera e do transporte de oxigênio para as raízes.....	22
Figura 3. <u>Typha spp.</u> (Taboa).....	25
Figura 4. <u>Eleocharis spp.</u> (Junco Manso)	28
Figura 5. Processos de remoção da matéria orgânica em função dos aceptores de elétron e do potencial redox	35
Figura 6. Diagrama simplificado do ciclo do nitrogênio nos leitos cultivados.....	43
Figura 7. Esquema geral da planta piloto	52
Figura 8. Derivação da água residuária bruta da Faculdade de Engenharia Agrícola-UNICAMP	53
Figura 9. Detalhe interno da primeira câmara do tanque séptico modificado (a) e dos pontos de amostragem no tanque séptico (b).	54
Figura 10. Divisor de vazão com a atual configuração (a) e configuração antiga (b).....	55
Figura 11. Dreno do leito retangular (a), dreno do leito quadrado (b) e detalhe dos amostradores verticais e dos distribuidores nos leitos (c).	58
Figura 12. Vista geral dos leitos cultivados com macrófitas com mudas e touceiras após 1 mês de plantio (23/10/1998): (a) quadrados e (b) retangulares.	59
Figura 13. Regulador da lâmina d'água dos leitos cultivados.....	60
Figura 14 . Variação média horária da vazão total do sistema e sua equação horária.	70
Figura 15. Concentração da DQO (mg O ₂ /L)da água residuária bruta e do efluente dos compartimentos do tanque séptico modificado entre 4/11/98 a 21/12/98	73

Figura 16. Concentração dos sólidos sedimentáveis (mL/L) da água residuária bruta e do efluente dos compartimentos do tanque séptico modificado entre 04/11/98 a 21/12/98	74
Figura 17. Concentração dos sólidos suspensos (mg/L) da água residuária bruta e do efluente dos compartimentos do tanque séptico modificado entre 04/11/98 a 21/12/98.....	75
Figura 18. Turbidez (FAU) da água residuária bruta e do efluente dos compartimentos do tanque séptico modificado entre 04/11/98 a 21/12/98.....	76
Figura 19. Valores do pH (-) da água residuária bruta e do efluente dos compartimentos do tanque séptico modificado entre 04/11/98 a 21/12/98.....	77
Figura 20. Número de <u>E. coli</u> (NMP/100mL) da água residuária bruta e no efluente do 3º compartimento do tanque séptico modificado entre 04/11/98 a 21/12/98.....	79
Figura 21. Leitos quadrados em 23/10/98 (a), leitos retangulares em 23/10/98 (b), leitos quadrados em 20/11/98 (c), leitos retangulares em 20/11/98 (d), vista geral dos leitos em 21/12/98 (e).....	81
Figura 22. Concentração de DQO (mg O ₂ /L) do afluente e dos efluentes dos leitos cultivados entre 04/11/98 a 21/12/98.....	84
Figura 23. Concentração de sólidos suspensos (mg/L) do afluente e dos efluentes dos leitos cultivados entre 04/11/98 a 21/12/98.....	85
Figura 24. Turbidez (FAU) do afluente e dos efluentes dos leitos cultivados entre 04/11/98 a 21/12/98.....	86
Figura 25. Valores de pH do afluente e dos efluentes dos leitos cultivados entre 04/11/98 a 21/12/98.....	87

Figura 26. Número de coliformes totais (NMP/100mL) do afluento e dos efluentes dos leitos cultivados entre 04/11/98 a 21/12/98.....	88
Figura 27. Número de <u>E. coli</u> (NMP/100mL) do afluento e dos efluentes dos leitos cultivados entre 04/11/98 a 21/12/98.....	89
Figura 28. Concentração de nitrogênio amoniacal-NH ₃ -N (mg/L) do afluento e dos efluentes dos leitos cultivados entre 04/11/98 a 21/12/98.....	91
Figura 29. Concentração de nitrogênio total Kjeldahl-NTK (mg/L) do afluento e dos efluentes dos leitos cultivados entre 04/11/98 a 21/12/98.....	92
Figura 30. Concentração de nitrogênio orgânico-Norg (mg/L) do afluento e dos efluentes dos leitos cultivados entre 04/11/98 a 21/12/98.....	93
Figura 31. Concentração de fósforo total-PO ₄ ⁻³ (mg/L) do afluento e dos efluentes dos leitos cultivados entre 04/11/98 a 21/12/98.....	95

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Critérios de projeto para os leitos cultivados de fluxo superficial (LCFS) e fluxo subsuperficial (LCFSS).	13
Tabela 2. Possibilidades de aplicações dos leitos cultivados.	14
Tabela 3. Mecanismos de remoção no LC dos poluentes presentes nas águas residuárias..	16
Tabela 4. Algumas espécies de macrófitas testadas para o uso em processos de tratamento de águas residuárias.	18
Tabela 5. Condições de desenvolvimento para algumas macrófitas emergentes.	19
Tabela 6. Várias aplicações do uso dos leitos cultivados com macrófitas no tratamento de efluentes desde 1956.....	30
Tabela 7. Valores médios do tratamento de águas residuárias em leitos cultivados para os Estados Unidos.	31
Tabela 8. Aceptores de elétron típicos das reações de oxidação no tratamento de esgotos (listados em ordem decrescente de liberação de energia).....	37
Tabela 9. Principais características do catabolismo oxidativo e do fermentativo	41
Tabela 10. Distribuição relativa da formas de nitrogênio segundo distintas condições.	42
Tabela 11. Especificações dos leitos cultivados.....	59
Tabela 12. Cultivo e adaptação das macrófitas nos leitos cultivados.....	63
Tabela 13 . Caracterização preliminar da água residuária da FEAGRI/UNICAMP	68
Tabela 14. Cálculos dos parâmetros de projeto dos leitos cultivados.	107
Tabela 15 .Variação média horária da vazão total (L/h) do sistema para o período de 04/11/98 a 21/12/98.....	108
Tabela 16 . Resultados de DQO (mg O ₂ /L) da água residuária bruta e do efluente dos compartimentos do tanque séptico modificado para o período de 4/11/98 a 21/12/98...	

.....	108
Tabela 17 . Resultados de sólidos sedimentáveis (mL/L) da água residuária bruta e do efluente de cada compartimento do tanque séptico modificado para o período de 4/11/98 a 21/12/98.....	109
Tabela 18. Resultados de sólidos suspensos (mg/L) da água residuária bruta e do efluente de cada compartimento do tanque séptico modificado para o período de 4/11/98 a 21/12/98	109
Tabela 19. Resultados da turbidez (FAU) da água residuária bruta e do efluente de cada compartimento do tanque séptico modificado para o período de 4/11/98 a 21/12/98	109
.....	109
Tabela 20. Resultados do pH (-) da água residuária bruta e do efluente de cada compartimento do tanque séptico modificado para o período de 4/11/98 a 21/12/98.....	109
Tabela 21. Resultados de <u>E. coli</u> (NMP/100mL) da água residuária bruta e do efluente do 3º compartimento do tanque séptico modificado para o período de 4/11/98 a 21/12/98	110
Tabela 22. Avaliação de DBO ₅ (mg O ₂ /L) da água residuária bruta e do efluente dos compartimentos do tanque séptico modificado entre 02/12/98 a 16/12/98	110
Tabela 23. Resultados de DQO (mg O ₂ /L) do afluente e dos efluentes dos leitos cultivados entre 04/11/98 a 21/12/98 e a suas remoções (%).	110
Tabela 24. Resultados de sólidos suspensos (mg O ₂ /L) do afluente e dos efluentes dos leitos cultivados entre 04/11/98 a 21/12/98 e a suas remoções (%).	111
Tabela 25. Resultados de turbidez (FAU) do afluente e dos efluentes dos leitos cultivados entre 04/11/98 a 21/12/98 e a suas remoções (%).	111

Tabela 26. Resultados de pH (-) do afluentes e dos efluentes dos leitos cultivados entre 04/11/98 a 21/12/98	112
Tabela 27. Resultados de coliformes totais (NMP/100mL) do afluentes e dos efluentes dos leitos cultivados entre 04/11/98 a 21/12/98.....	112
Tabela 28. Resultados de <u>E. coli</u> (NMP/100mL) do afluentes e dos efluentes dos leitos cultivados entre 04/11/98 a 21/12/98.....	113
Tabela 29. Resultados de nitrogênio amoniacal-NH ₃ -N (mg/L) do afluentes e dos efluentes dos leitos cultivados entre 04/11/98 a 21/12/98.....	113
Tabela 30. Resultados de nitrogênio total Kjeldahl-NTK (mg/L) do afluentes e dos efluentes dos leitos cultivados entre 04/11/98 a 21/12/98.....	114
Tabela 31. Resultados de nitrogênio orgânico-Norg (mg/L) do afluentes e dos efluentes dos leitos cultivados entre 04/11/98 a 21/12/98.....	114
Tabela 32. Resultados de nitrato-NO ₃ ⁻ (mg/L) do afluentes e dos efluentes dos leitos cultivados entre 04/11/98 a 21/12/98.....	115
Tabela 33. Resultados de fósforo total-PO ₄ ⁻³ (mg/L) do afluentes e dos efluentes dos leitos cultivados entre 04/11/98 a 21/12/98.....	115
Tabela 34. Resultados de DOB ₅ (mg O ₂ /L) do afluentes e dos efluentes dos leitos cultivados entre 04/11/98 a 21/12/98.....	116
Tabela 35 . Vazão dos leitos cultivados em 04/11/98 (8 ^a semana).....	116
Tabela 36. Vazão dos leitos cultivados em 11/11/98 (9 ^a semana).....	117
Tabela 37. Vazão dos leitos cultivados em 18/11/98 (10 ^a semana).....	117
Tabela 38. Vazão dos leitos cultivados em 25/11/98 (11 ^a semana).....	118
Tabela 39. Vazão dos leitos cultivados em 02/12/98 (12 ^a semana).....	118

Tabela 40. Vazão dos leitos cultivados em 09/12/98 (13 ^a semana).....	119
Tabela 41. Vazão dos leitos cultivados em 16/12/98 (14 ^a semana).....	119
Tabela 42. Vazão dos leitos cultivados em 21/12/98 (15 ^a semana).....	120

RESUMO

O presente trabalho visou projetar, construir e avaliar por um período de 4,5 meses (set/98 a jan/99) o desempenho de um tanque séptico de três compartimentos em série modificado (conceito dos reatores anaeróbios compartimentados) e de leitos cultivados com macrófitas (sistema aquático natural) no tratamento de águas residuárias brutas da Faculdade de Engenharia Agrícola (FEAGRI) da Universidade Estadual de Campinas-UNICAMP, localizada em Campinas (SP). O resíduo líquido desta Faculdade é composto de uma mistura de dejetos domésticos e sanitários com águas residuárias de lavagem de vidrarias dos laboratórios e de equipamentos da oficina mecânica, com sua vazão acompanhando o ritmo do expediente, iniciando por volta das 7:30h, crescendo continuamente até atingir seu máximo entre 15:30h e 16:30h e decrescendo a partir deste ponto até às 21:00h, e sendo praticamente inexistente nos finais de semana e feriados.

O experimento foi composto de um tratamento primário, tanque séptico modificado de três compartimentos em série, tendo como característica a entrada do efluente junto ao fundo dos compartimentos, volume total de 2000L e vazão diária média de 1330 L (9 PE), 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%. Como tratamento secundário foram construídos, em blocos de concreto e acima do solo, seis leitos cultivados com macrófitas, três de forma retangular e três quadrada, dispostos em paralelo, com o mesmo tipo de brita (nº 2 – 55 a 90mm) utilizada como meio suporte e cultivados com duas espécies de macrófitas emergentes (Typha sp. ou Eleocharis sp.) e de fluxo subsuperficial. A área de cada leito é de

4,0 m² e altura de 0,70m. Um leito quadrado e outro retangular permanecerão sem cultivo para controle. Os leitos com os maiores valores de remoção foram o 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 controle retangular, com redução de turbidez de 87 a 98% e nitrogênio amoniacal de 35 a 87%, 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 das macrófitas cultivadas nos leitos, a Eleocharis sp. mostrou-se mais vigorosa que a Typha sp. com lançamento de brotos, crescimento e espalhamento nos leitos mais intenso em condições adversas, devido às características peculiares da espécie.

Palavras-Chave: Tanque Séptico, Leitos Cultivados, tratamento de água residuária, macrófitas.

ABSTRACT

This study has evaluated the performance of three compartment septic tank followed by a constructed wetland in the treatment of the raw sewage from the School of Agricultural Engineering (University of Campinas – Brazil). Experiments were carried out over a period of 4.5 months (sept/98 to jan/99). The concept of compartments anaerobic reactor was applied to design the septic tank. The inflow to the compartments was located near the bottom in order to provide better contact between microorganisms and wastewater. The results indicated COD removal ranging from 17 to 69%; settleable solids removal up to 100%; suspended solids ranging from 58 to 92%; turbidity from 67 to 92%; and E. coli ranging from zero to 75%. As secondary treatment were constructed six subsurface flow wetlands (Area= 4.0 m², depth 0.7m), 3 with square shape and 3 rectangular. The units were constructed above soil level with concrete bricks. The medium used was gravel with size ranging from 55 to 90 mm and macrophytes from two species Typha sp. and Eleocharis sp. Better results were achieved in the square unit planted with Eleocharis sp. with suspended solids removal ranging from 91 to 97%, total coliformes from 59 to 96%, Kjeldahl nitrogen ranging from 35 to 90% and total phosphorus ranging from 41 to 65%; the unplanted rectangular unit presented turbidity reduction ranging from 87 to 98% and Ammonia nitrogen ranging from 35 to 87%; the rectangular unit planted with Eleocharis sp. presented COD removal ranging from 70 to 97% and E. coli between 74 and 97%; the square unit planted with Typha sp. presented nitrate removal ranging from 71 to 83%. The Eleocharis sp. showed faster propagation in the units compared to the Typha sp.

1. INTRODUÇÃO

Segundo o Catálogo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Cables XVII, citado por Wartchow (1995), mais de 105 milhões de brasileiros não dispõem de um sistema de esgotamento sanitário adequado, 30% das mortes de crianças com menos de um ano de idade ocorrem por causa da diarreia e cerca de 60% das internações em pediatria devem-se à falta de saneamento.

Este déficit na área de saneamento básico em nosso país tem propiciado a volta de inúmeras doenças consideradas como erradicadas ou mesmo eliminadas do nosso cotidiano, e contribuído para a poluição dos nossos mananciais. No meio urbano estas situações são identificadas pela população com mais facilidade e frequência graças à proximidade dos focos de contaminação das moradias e pela constante divulgação destes problemas nos veículos de comunicação. Mas as ações efetivas para resolução deste problema são demoradas, pois dependem da construção de grandes sistemas de tratamento de águas residuárias que são onerosos, gigantescos e nem sempre valorizados pela população.

Apesar da falta de estudos científicos sobre o assunto, também na área rural a contaminação do solo, das águas de superfície e subterrâneas decorrentes do não tratamento das águas residuárias domiciliares e principalmente das águas residuárias geradas por atividades zootécnicas como a criação de gado leiteiro, frangos de corte e de suínos, já é uma realidade que preocupa diversos setores da sociedade.

Porém, se no meio urbano onde existe facilidade de informações, de recursos humanos e materiais para a resolução do problema a situação não é boa, mais crítica ainda é a situação do

meio rural, onde há falta de recursos financeiros, baixa instrução da população e pouca informação sobre a importância e a gravidade da situação (Valentim & Roston, 1998).

Diante deste quadro faz-se necessário o desenvolvimento de sistemas de tratamento de águas residuárias que sejam simples, não mecanizados, baratos e fáceis de construir e operar, utilizando materiais de construção de fácil aquisição, mão-de-obra não especializada, e que possam ser incorporados à paisagem local, criando uma harmonia no ambiente.

Entre os vários sistemas naturais existentes é destacado no presente trabalho o tanque séptico associado aos leitos cultivados com macrófitas, constituindo um sistema “primário+secundário” para o tratamento de águas residuárias. Algumas pesquisas têm sido desenvolvidas sobre estes temas, porém a experiência prática ainda se apresenta incipiente e pouco desenvolvida (Barros & Campos, 1992; von Sperling, 1996a) devendo ser mais pesquisadas e testadas para diferentes tipos de situações, pois são favorecidas pelas condições climáticas brasileiras, pela carência de recursos e pela facilidade de montagem e manutenção.

2. OBJETIVO

Os objetivos da presente pesquisa foram (1) caracterizar a água residuária da Faculdade de Engenharia Agrícola (FEAGRI) da Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP, localizada em Campinas (SP); (2) projetar, utilizando o conceito de reatores anaeróbios compartimentados, construir e avaliar a eficiência de um tanque séptico modificado de três câmaras em série no tratamento de parte da água residuária desta Faculdade; (3) projetar, construir e avaliar o desempenho de leitos cultivados com macrófitas de fluxo subsuperficial no tratamento do efluente líquido do tanque séptico e (4) fornecer um protótipo experimental para utilização como módulo didático e para avaliação do sistema no tratamento de outros tipos de águas residuárias geradas do meio rural.

3. REVISÃO DE LITERATURA

A revisão das publicações científicas nacionais e internacionais apresentadas neste capítulo visa apresentar um panorama do desenvolvimento das tecnologias testadas nesta pesquisa, sendo uma contribuição para trabalhos futuros.

3.1. Sistemas Naturais

Todo lançamento de dejetos líquidos em um corpo receptor está obrigado a seguir padrões de qualidade contemplados nas legislações municipais, estaduais, federais e internacionais que dizem respeito à proteção dos cursos d'água. Estes padrões se baseiam no princípio de restabelecimento do equilíbrio e da autodepuração do corpo receptor, sendo que estes são os responsáveis pela conversão de compostos orgânicos ativos em compostos orgânicos inertes e não prejudiciais do ponto de vista ecológico (von Sperling, 1996a). É fundamental conhecer e quantificar estes mecanismos para desenvolver processos de tratamento de águas residuárias que otimizem o que ocorre na natureza.

O termo “sistemas naturais” é usado por Reed et al. (1995) para descrever os processos de tratamento de resíduos que tenham como principais componentes: a força gravitacional, microrganismos, plantas e animais. Pode-se incluir bombas e tubulações, mas não depende exclusivamente de fontes externas de energia para que o tratamento do resíduo se complete.

Os processos de tratamento de águas residuárias baseados nos sistemas naturais, que voltaram à tona nos EUA com o advento do Clean Water Act de 1972, possuem as seguintes

vantagens em relação aos sistemas convencionais: baixo custo de implantação e operação, são pouco mecanizados, necessitam de baixa manutenção e são de fácil operação. O Brasil é um dos países que oferecem excelentes condições climáticas e ambientais para a implantação deste tipo de sistema, além de apresentar uma enorme carência de tratamento de águas residuárias, especialmente em pequenas comunidades rurais .

3.2. Tanque Séptico e Reator Anaeróbio Compartimentado

No Brasil é obrigatório o uso de algum tipo de instalação para a depuração biológica e bacteriana das águas residuárias, pois os despejos lançados sem tratamento podem proporcionar a proliferação de inúmeras doenças (Regulamento do Departamento Nacional de Saúde Pública - Dec. Nº 16.300, de 31/12/1932, citado por Creder, 1984). Apesar deste regulamento existir desde 1932, de acordo com o relatório sobre o desenvolvimento humano no Brasil (IPEA (1996) citado por Philippi et al., 1998) apenas 10% da população urbana brasileira tem seu esgoto tratado.

A primeira opção de sistema de tratamento de esgoto doméstico a ser considerada para áreas desprovidas de sistema de captação e com poucos recursos financeiros é o tanque séptico, estando presente em 5% das residências rurais brasileiras (Lobo & Santos (1993) citado por Philippi et al., 1998). Muito difundido no mundo todo, ele é utilizado para remover os sólidos sedimentáveis e parte dos sólidos suspensos, a DQO e a DBO presentes no esgoto doméstico bruto. Apesar disto, o projeto e a manutenção do tanque séptico são freqüentemente realizados com bases arbitrárias e observadas diferenças significativas na prática utilizada em diferentes países, seja no volume recomendado, seja na regularidade da retirada do lodo, sendo estes dependentes diretos da eficiência da digestão anaeróbia (Otis, 1991; Philip et al., 1993).

Alguns estudos têm sido realizados tentando mostrar a viabilidade da utilização do tanque séptico como uma forma de tratamento de águas residuárias e não como um sistema paliativo. Otis (1991) desenvolveu seu artigo mostrando a importância do uso do tanque séptico para o desenvolvimento das cidades americanas durante este século e indicando alternativas para sua utilização em pequenas comunidades e em casas de fazenda, além de incentivar seu estudo na busca de sistemas mais eficientes e com menores custos para que afirmações como:

“ O tanque séptico é um sistema que não funciona”.

“É apenas uma solução temporária enquanto os grandes sistemas não chegam”.

“O tanque séptico contamina as águas subterrâneas”.

virem história e não uma realidade.

Visando uma melhor compreensão sobre o funcionamento do tanque séptico, Philip et al. (1993) realizaram na França a avaliação de 14 sistemas durante 4 anos. Após 2 anos de funcionamento a taxa média de acumulação de lodo foi 0,2 L/hab.dia e entre 3 e 3,5 anos a taxa de acumulação caiu de 0,2 para 0,16 L/hab.dia. Esta lenta alteração, segundo os autores, é resultado das fases sucessivas da digestão anaeróbia que atuam no sistema (hidrólise, acidogênese e metanogênese), havendo variação na acumulação do lodo após 2 anos de tratamento devido ao início do processo de metanogênese depois deste período. Estes autores fizeram, ainda, uma classificação do desempenho do tanque séptico na acumulação do lodo durante o primeiro ano de funcionamento, determinando 3 categorias de tanques: bons: com valores menores que 0,175L/hab.dia; médios: com valores entre 0,175 e 0,225L/hab.dia e ruins: com valores maiores que 0,225L/hab.dia.

No Brasil, o tanque séptico está normalizado pela NBR-7229 (ABNT, 1993) que indica como possível tratamento do seu efluente a disposição no solo por meio de valas de infiltração ou sumidouros e a utilização de filtro anaeróbio para posterior lançamento do efluente em um curso d'água, não estando contemplada a utilização dos leitos cultivados. Um dos tipos de tanque séptico proposto na NBR-7229 (ABNT, 1993) é o de câmaras em série, constituído de compartimentos interligados nos quais se processam os fenômenos de decantação e digestão com predominância da digestão no primeiro compartimento e a remoção de sólidos suspensos em uma câmara secundária ou até mesmo em uma terciária.

Nos últimos anos tem-se buscado um maior conhecimento sobre a utilização e o potencial econômico do processo anaeróbio no tratamento de esgoto sanitário. Segundo Iza et al. (1991), o conceito dos reatores anaeróbios para tratamento de esgotos é baseado em três aspectos fundamentais:

1. Acumulação, no interior do reator, de 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 detenção dos sólidos superior ao tempo de detenção hidráulico;
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.

Lettinga et al. (1980) propuseram um modelo de reator anaeróbio de fluxo ascendente, sendo seu princípio operacional básico a retenção de grande parte dos microrganismos no reator, impedindo sua eliminação com o efluente por meio de um sistema separador de fases

líquido/gás/sólidos. Segundo Campos (1990), vários centros de pesquisa no Brasil, como a CETESB - Companhia de Saneamento Ambiental, o IPT - Instituto de Pesquisas Tecnológicas e a EESC - Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, vêm estudando este tipo de reator.

Outro tipo também em estudo é reator anaeróbio compartimentado. Baseia-se na introdução do efluente junto ao fundo do reator para explorar o efeito favorável dos reatores anaeróbios de manta de lodo e na compartimentação do reator, podendo-se explorar a separação das fases da digestão anaeróbia (Barros & Campos, 1992).

Estes mesmos autores descrevem em seu trabalho o primeiro sistema de tratamento com reatores anaeróbios compartimentados instalado no Brasil, implantado em Cosmópolis-SP, projetado para uma vazão média de 4.800 m³/dia (24.000 habitantes). O sistema foi dividido em três reatores instalados em paralelo e cada qual com três compartimentos em série com fluxo ascendente, com tempo de detenção total da ordem de 12 horas, sendo: 3,0 horas para o primeiro, 7,0 horas para o segundo e 2,5 horas para o terceiro compartimento (leito de brita nº 4).

No reator descrito por Barros & Campos (1992) o primeiro compartimento foi projetado com o objetivo de reter a maior parcela possível de sólidos e promover a digestão parcial dos sólidos sedimentáveis, além da atividade dos microrganismos promover certa redução da DBO solúvel. Neste compartimento, segundo os autores, prevalecem a hidrólise inicial e a acidogênese (constatada pela queda do pH), além de uma maior produção de gases que promovem o arraste dos sólidos suspensos para o segundo compartimento. No segundo compartimento, ainda segundo Barros & Campos (1992), prevalece a metanogênese e uma menor produção de gases, gerando menor turbulência que no primeiro e, conseqüentemente, um menor arraste de sólidos para o terceiro compartimento.

Outro fator positivo do primeiro compartimento é a sua potencialidade de atenuar “ondas de choque” ou danos decorrentes de sobrecargas ou de agentes tóxicos, protegendo o segundo compartimento. (Barros & Campos, 1992)

Outra pesquisa sobre o assunto foi desenvolvida por Povinelli (1994) que realizou o estudo da hidrodinâmica e da partida de um reator anaeróbio compartimentado, em escala piloto, utilizado no tratamento de esgotos sanitários e instalado junto ao Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos (SP), tendo o reator um volume total de 11m^3 , 3 câmaras de volumes iguais e uma quarta contendo um filtro com pedregulhos. Dos estudos hidrodinâmicos, o autor constatou que o reator apresentou boa mistura nas câmaras e tendência de escoamento pistonado no reator como um todo. Nour (1996), continuando a análise deste mesmo reator, constatou a viabilidade da partida do reator (200 dias) sem a adição de qualquer tipo de inóculo. A análise da atividade metanogênica indicou diferenças entre os lodos das 3 câmaras, onde o lodo presente na terceira câmara foi o que apresentou melhores resultados.

Apesar da pouca experiência em relação ao reator anaeróbio compartimentado, o seu princípio pode ser utilizado para aumentar a eficiência do tanque séptico, sendo as características de decantação e digestão praticamente as mesmas (Barros & Campos, 1992).

3.3. Leitos cultivados ou “constructed wetlands”

3.3.1. Classificação e Parâmetros de Projeto

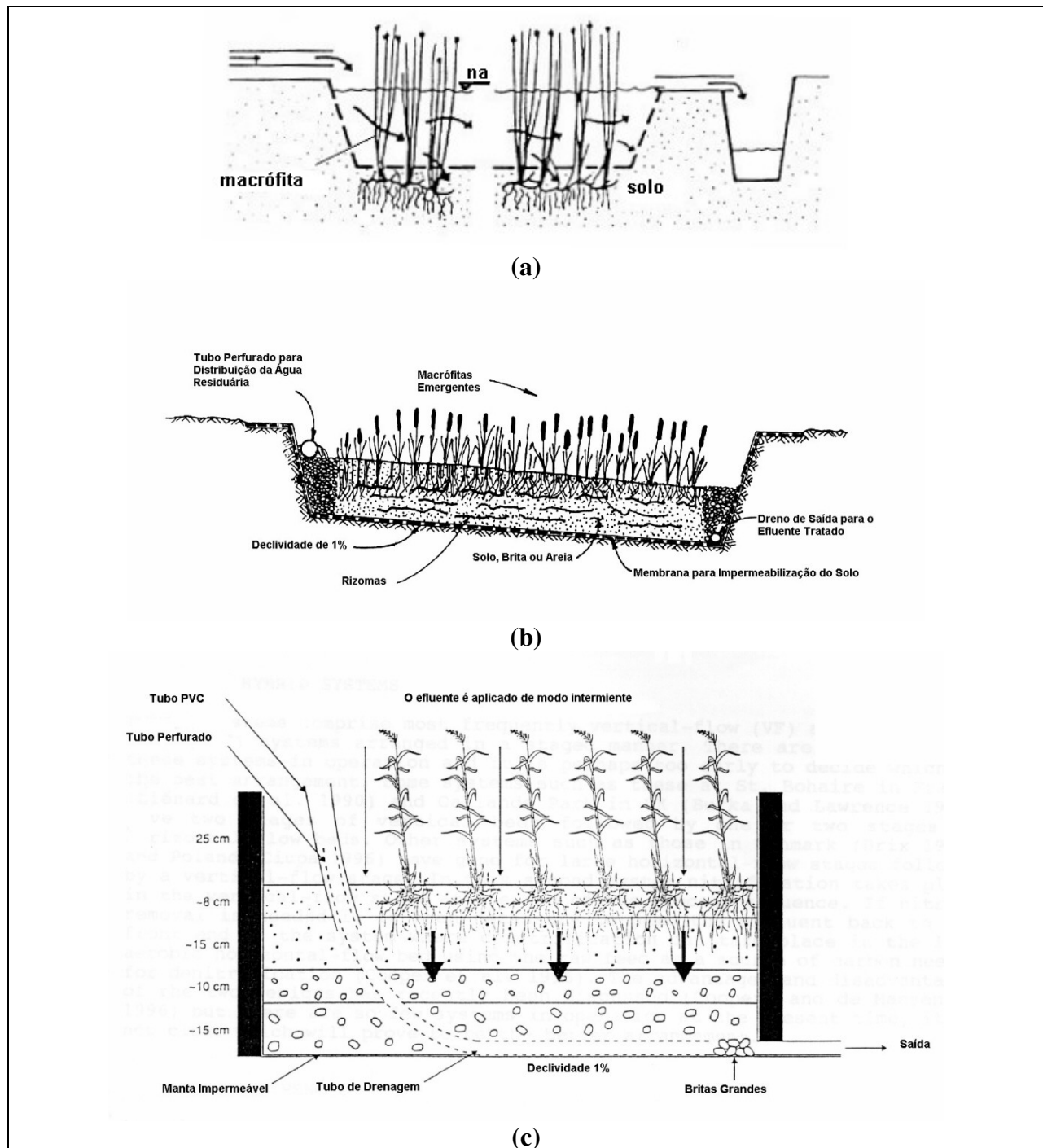
Os leitos cultivados (LC) podem ser classificados como um sistema natural de tratamento de águas residuárias, sendo baseados nos alagados, nas várzeas ou “wetlands” naturais que são áreas de solo hidromórfico estando permanentemente inundados ou saturados por águas superficiais ou subterrâneas e onde 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.

Há aproximadamente cinco tipos de combinações envolvendo as águas residuárias e as várzeas observadas nos Estados Unidos (Reed et al., 1995):

1. Disposição e tratamento do efluente em várzeas naturais;
2. Uso de várzeas naturais no tratamento de volume adicional de efluente ;
3. Uso de efluentes tratados na formação, restauração ou ampliação de várzeas naturais;
4. Uso de leitos cultivados ou “constructed wetlands” como processo de tratamento de efluentes (utilizado neste projeto);
5. Uso dos leitos cultivados no tratamento de escoamento superficial (“runoff”) rural e de drenagem de minas.

Os leitos cultivados podem ser classificados de acordo com seu fluxo: superficial (FS); subsuperficial (FSS) e vertical (FV), como visto na Figura 1.

Figura 1. Leitos cultivados de fluxo (a) superficial (FS), (b) subsuperficial (FSS) e vertical (FV).



(Adaptado de U.S.E.P.A., 1988; Vymazal, 1998)

Suas características são as seguintes (U.S.E.P.A., 1988; Wood, 1995; Vymazal, 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;
- **Leitos cultivados de fluxo subsuperficial (LCFSS):** são essencialmente filtros lentos horizontais preenchidos com brita ou areia como meio suporte e onde as raízes das plantas se desenvolvem. Este é o sistema proposto neste trabalho por se mostrar eficiente no tratamento secundário de águas residuárias (Roston, 1994; Souza & Bernardes, 1996) e por não oferecer boas condições para o desenvolvimento e proliferação de mosquitos e impossibilitar o contato de pessoas e animais com a lâmina d'água. 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),
- **Leitos cultivados de fluxo vertical (LCFV):** filtros de vazão vertical intermitente preenchidos com brita ou areia. Nível d'água abaixo do meio suporte, impossibilitando seu contato com animais e pessoas. É o sistema que está sendo analisado mais detalhadamente por causa do seu grande potencial para nitrificação. 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, às vezes conhecido como o processo do Instituto Max Planck.

Estudo realizado por Knight (1992) sobre a utilização destes sistemas para o tratamento de águas residuárias sugere que as várzeas naturais requerem aproximadamente 10 vezes mais área por unidade de volume que os LCFS, e estes 10 vezes mais que os LCFSS para a mesma qualidade de água. Os LCFSS estão geralmente integrados a um sistema global onde seu efluente passa por um LCFS para polimento.

Já os LCFV requerem uma área 5 vezes menor que os LCFSS, sendo mais aeróbios que estes e bons para a nitrificação e remoção de DBO, porém não provocam uma boa desnitrificação e são menos eficientes na remoção de sólidos suspensos e fósforo que os outros sistemas. (Vymazal, 1998)

Os parâmetros de projeto para os LCFS e os LCFSS são apresentados na Tabela 1 e as possibilidades de aplicações dos leitos cultivados na Tabela 2.

Tabela 1. Critérios de projeto para os leitos cultivados de fluxo superficial (LCFS) e fluxo subsuperficial (LCFSS).

Parâmetros	Fluxo Superficial	Fluxo Subsuperficial
Tempo de Detenção (dias)	5-14	2-7
Altura da coluna d'água (m)	0,1-0,5	0,1-1,0
Área por vazão (ha/m ³ .d)	0,002-0,014	0,001-0,007
Razão comprimento : largura do leito	2:1 a 10:1	0,25:1 a 5:1
Controle de mosquitos	Requer	Não requer
Frequência de colheita (ano)	3-5	3-5
DBO máxima (kg/ha.dia)	80	75
Carga hidráulica (mm ³ /mm ² .d)	7-60	2-30

(Adaptado de Wood & McAtamney, 1996)

Tabela 2. Possibilidades de aplicações dos leitos cultivados.

Aplicação	Conceito e Uso
Tratamento primário e secundário das águas residuárias	Promove um completo tratamento da água, incluindo remoção de nutrientes. Indicados para pequenas comunidades, hotéis e casas isoladas. Tratamento de dejetos de confinamentos (gado leiteiro, suinocultura, gado de corte)
Polimento terciário do efluente	Tempo de detenção elevado, principalmente na remoção de fósforo. Indústrias de processamento de alimentos, papel, petroquímicas e abatedouros.
Desinfecção	Determina as condições de remoção de vários indicadores de microrganismos e suas condições de eliminação e monitoramento. Explora o potencial do LC em promover a remoção dos microrganismos patogênicos da água.
Manejo do escoamento superficial urbano e rural	Identificação de estratégias e locais apropriados para este fim. Possibilidade de utilização em microbacias.
Manejo de materiais tóxicos	Conhecimento e modelagem de processos que metais e organismos possam ser imobilizados e/ou transformados. Tratamento de águas de minas de carvão e de chorume de aterro sanitário.
Manejo do Lodo	Longo tempo de disposição de resíduos que possam conter substanciais níveis de metais pesados. Secagem de lodo de estações de tratamento de esgoto.
Produção de Biomassa	Identificação e desenvolvimento de usos e viabilidade de produtos pelo LC.
Águas subterrâneas	Conhecimento dos impactos nas águas subterrâneas e na sua hidrologia, p. ex., nos solos com sulfato ácido.
Pré-tratamento e limpeza da água para esquemas de reuso	Determinação de níveis apropriados de diferentes tipos de reuso e economia. Indústrias de processamento de alimentos e confinamentos (gado leiteiro, suinocultura e gado de corte)

(Adaptado de Bavor et al., 1995; Kadlec, 1995).

3.3.2. Remoção de poluentes

A remoção de poluentes nos leitos cultivados é realizada por processos físicos, químicos e biológicos, sendo realizados de modo concomitante e influenciados pelo tipo de fluxo do leito, pela planta cultivada, pelo meio suporte utilizado e pelas características da água residuária a ser tratada.

A Tabela 3 mostra os processos que ocorrem nos leitos e os mecanismos de remoção dos poluentes.

Tabela 3. Mecanismos de remoção no LC dos poluentes presentes nas águas residuárias.

Mecanismo	Contaminantes								Descrição
	SSed	SCol	DBO	N	P	Metais Pesados	Traços Orgânicos	Bactérias e Vírus	
Físico									
Sedimentação	P	S	I	I	I	I	I	I	Sedimentação gravitacional de sólidos e alguns contaminantes.
Filtração	S	S							Filtração pelo meio suporte, raízes e rizomas.
Adsorção		S							Atração entre partículas (força de van der Waals)
Químico									
Precipitação				P	P				Precipitação de componentes insolúveis (CaPO ₄)
Adsorção				P	P	S			Adsorção no meio suporte ou nas superfícies das plantas
Decomposição						P		P	Alteração de componentes menos estáveis por radiação UV, oxidação e redução
Biológico									
Metabolismo Bacteriano		P	P	P			P		Remoção de sólidos coloidais e orgânicos solúveis por bactérias suspensas e remoção por nitrificação/denitrificação.
Metabolismo Vegetal							S	S	Retirada pelas plantas dos traços orgânicos. Excreções das raízes podem ser tóxicas para organismos entéricos.
Adsorção Vegetal				S	S	S	S		Sob condições próprias, quantidades significantes destes contaminantes serão retiradas pelas plantas.
Decaimento Natural								P	Decaimento natural de organismos em ambiente desfavorável.

(Adaptado de USEPA, 1988)

P = efeito primário; S = efeito secundário; I = efeito adicional (efeito que ocorre acidentalmente na remoção de outro contaminante); O termo metabolismo inclui reações de biossíntese e catabolismo

3.3.3. 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, sendo aqui também utilizado.

3.3.3.1. Classificação

As maiores representantes das macrófitas são as plantas aquáticas vasculares florescentes, porém os musgos e a maioria das algas marinhas também estão incluídas. Podem ocupar extensas áreas e seu desenvolvimento reflete a qualidade da água em que vivem. Em água doce encontram-se desde as minúsculas Wolffia sp. (tamanho de uma cabeça de alfinete), passando pelas taboas, Typha sp. até as árvores de ciprestes, Taxodium sp. (APHA,1995).

As macrófitas estão divididas em três categorias:

- **Flutuantes:** podem estar fixadas ou não ao fundo e sua folhagem principal flutua na superfície da água;
- **Submergentes:** crescem sob a água e podem ou não 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 apresentadas na Tabela 4 as mais usadas e na Tabela 5 as condições de desenvolvimento para algumas macrófitas emergentes.

Tabela 4. Algumas espécies de macrófitas testadas para o uso em processos de tratamento de águas residuárias.

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

(Adaptado de Guntenspergen et al., 1988).

Tabela 5. Condições de desenvolvimento para algumas macrófitas emergentes.

Nome Científico	Distribuição	Temperatura, °C		Salinidade Máxima (ppm)	Faixa do pH
		Desejável	Germinação das Sementes		
<u>Typha sp.</u>	Em todo mundo	10-30	12-24	30	4-10
<u>Phragmites sp.</u>	Em todo mundo	12-23	10-30	45	2-8
<u>Juncus sp.</u>	Em todo mundo	16-26	-	20	5-7,5
<u>Scirpus sp.</u>	Em todo mundo	16-27	-	20	4-9

(Adaptado de U.S.E.P.A., 1988)

De uma forma geral, os benefícios das macrófitas no tratamento de efluentes podem ser assim sumarizados:

- Estético: o primeiro benefício da vegetação em comparação a um filtro de solo ou de pedras na redução de materiais orgânicos e sólidos suspensos é a estética e o apelo ecológico da unidade de várzea. Plantas como a Iris pseudacorus (nos Estados Unidos conhecida como “Yellow Flag”) e a Canna lilies são citadas por Brix (1994) na utilização de pequenos sistemas.
- Controle de odor: um segundo benefício é que as plantas, associadas com os sedimentos, agem como um biofiltro de odor, limitando-o e possibilitando a instalação do sistema próximo à comunidade que irá servir;
- Tratamento de Efluentes: o terceiro benefício das plantas e do meio suporte é promover um tratamento aeróbio e anaeróbio do efluente, retirando sólidos suspensos e microrganismos patogênicos;

d) Controle de Insetos: a massa superficial (planta e meio suporte) também limita o desenvolvimento de vários insetos, como mosquitos e moscas.

3.3.3.2. Transferência do Oxigênio

O tratamento da água residuária é o resultado da integração entre as interações físicas, químicas e biológicas que ocorrem nos leitos por causa da 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. Como o ambiente dos leitos cultivados é predominantemente anaeróbio, as condições aeróbias e anóxicas somente são conseguidas graças ao fornecimento de oxigênio pelas raízes das macrófitas.

O movimento interno do oxigênio para as partes inferiores das plantas servem não apenas para suprir a demanda respiratória dos tecidos das raízes, mas também para oxigenar sua rizosfera. O escape de oxigênio das raízes cria condições de oxidação, que juntamente com as condições anóxicas aí presentes, estimulam a decomposição aeróbia do material orgânico, o crescimento de bactérias nitrificantes e a inativação de compostos que seriam tóxicos às raízes das plantas. (U.S.E.P.A., 1988; Armstrong et al., 1990; Brix, 1994)

Mas como ocorre o transporte do oxigênio atmosférico até as raízes nas macrófitas emergentes?

O sistema radicular recebe o oxigênio atmosférico graças ao seu transporte pelo interior das plantas por grandes espaços internos de ar chamados *aerênquimas*, que podem ocupar até 60% do volume dos tecidos das plantas. Os aerênquimas são estruturas características das macrófitas aquáticas que não produzem madeira, tendo função estrutural e de promover a estocagem e o movimento de gases. (Guntenspergen et al., 1988)

Segundo Brix (1994) o movimento interno do gás ocorre devido a dois fatores: *concentração de oxigênio nos aerênquimas* (difusão molecular passiva) e *fluxo volumétrico convectivo* (convecção de Venturi).

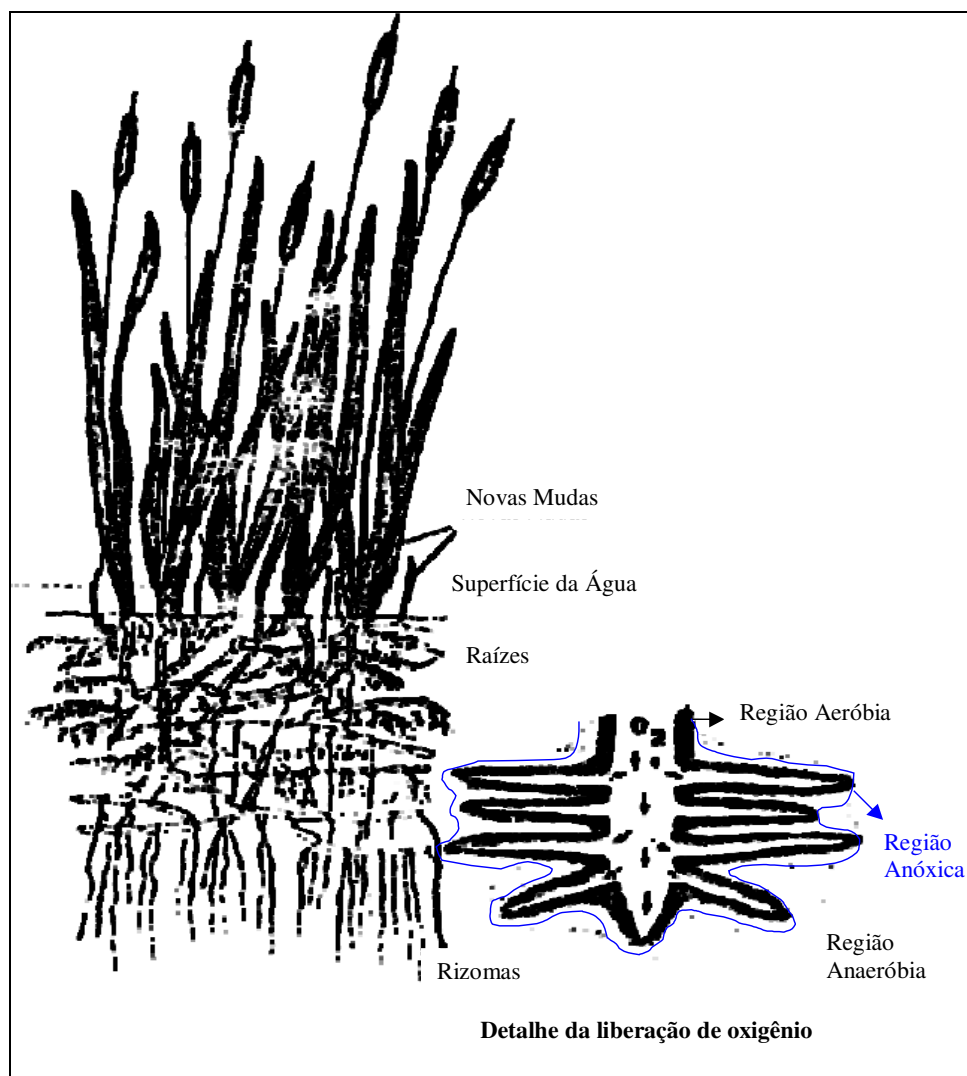
O processo de transporte devido à concentração de oxigênio ocorre por meio das trocas de gases entre o aerênquima e a água, motivadas pela diferença de solubilidade do oxigênio e do dióxido de carbono (o CO_2 é aproximadamente 30 vezes mais solúvel na água que o O_2), resultando diferentes gradientes de concentração nos aerênquimas e gerando o movimento. Para cada 5 moléculas de oxigênio destinadas à respiração das raízes das plantas apenas 1 é disponibilizada para a rizosfera, assumindo que todo gás carbônico respiratório é solubilizado na água ao redor das raízes. (Brix, 1994)

Brix (1994) comenta que em muitas espécies de macrófitas o fluxo volumétrico convectivo tem um papel significativo na aeração dos tecidos das raízes. O ar captado na atmosfera por uma parte da planta é conduzido até os rizomas e volta para a atmosfera por outra parte (vasos comunicantes). O fluxo convectivo ocorre na parte superior da planta por um processo conhecido por convecção induzida de Venturi, sendo este mecanismo baseado no gradiente de velocidade do vento que provoca zonas de alta e baixa pressões relativas nas partes mais altas da planta, podendo ocorrer até em folhas danificadas e no inverno. Este fato foi constatado por Armstrong et al. (1990), citado por Brix (1994), para a macrófita Phragmites australis.

Com a liberação do oxigênio pelas raízes na água ocorre certa oxidação das substâncias aí presentes, mas o processo mais importante e que forma a base científica do LC é a simbiose entre as plantas e os microrganismos aí fixados. Como na rizosfera ocorre a justaposição de uma região aeróbia (presença de oxigênio) com outra anóxica (presença de nitrato) envoltas em uma grande

região anaeróbia (Figura 2) têm-se o desenvolvimento de vários tipos de bactérias que motivam o processo de nitrificação-desnitrificação.

Figura 2. Detalhe da rizosfera e do transporte de oxigênio para as raízes.



(Adaptado de Guntenspergen et al., 1988)

Alguns pesquisadores, usando micro-eletrôdos, procuraram medir as perdas radiais de oxigênio para raízes individuais em soluções sem oxigênio (Armstrong (1967) e Loan et al. (1989) citados por Brix, 1994). Porém, a não homogeneidade da liberação do oxigênio pelas

raízes impossibilita a utilização dos resultados obtidos por micro-eletrôdos para a situação do tratamento em si.

Além disso, a taxa de liberação de oxigênio para as raízes depende da concentração interna de oxigênio, da demanda média de oxigênio e da permeabilidade nas paredes das raízes, sendo estes fatores influenciados pelo clima, pela espécie de planta cultivada, pelo tipo de leito e pelo manejo do sistema.

As macrófitas conservam o oxigênio interno por causa das leis do súber, da lignina na hipoderme e do córtex externo (Armstrong & Armstrong (1988) citado por Brix, 1994). Este mecanismo, utilizado para evitar a perda de oxigênio, permite que mais oxigênio enriqueça o meristema apical e contribui para o rápido desenvolvimento das plantas. Esta característica tende à mínima perda de oxigênio para a rizosfera, sendo que o tratamento de esgoto necessita de grande quantidade de oxigênio.(Brix, 1994)

De qualquer forma, as macrófitas fazem a liberação de oxigênio, que ocorre principalmente pelas pontas das raízes, porque dependem do convívio em simbiose com os diversos microrganismos presentes na água. Esta singularidade do LCFSS nos mostra que as macrófitas são de extrema importância para o sistema, sendo vital o conhecimento de suas características, suas habilidades, suas necessidades e seu manejo para o sucesso do tratamento.

3.3.3.3. Seleção do gênero

Ainda não existe um critério geral para a escolha da macrófita apropriada para um tratamento específico, sendo que é aconselhável observar as espécies presentes nas proximidades de onde será instalado o tratamento e montar um sistema piloto com algumas destas plantas, seja

em monocultivo ou em policultivo. Com o monitoramento do desempenho de cada piloto pode-se determinar o que melhor realiza o tratamento da água residuária.

Dentre os vários tipos de macrófitas indicadas para os leitos cultivados de fluxo subsuperficial, os gêneros Typha sp. e Eleocharis sp. foram os escolhidos para a presente pesquisa por serem bem adaptados e abundantes na região de Campinas (SP), além da facilidade de obtenção das mudas às margens de um lago próximo à Faculdade de Engenharia Agrícola da UNICAMP.

3.3.3.3.1. Typha sp. (Taboa)

Macrófita pertencente à ordem Pandanales, ordem de monocotiledôneas, 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. (Fig. 3) é popularmente conhecida como Tabôa, 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-flexa.

Figura 3. Typha sp. (Taboa)



(Lorenzi, 1982)

A Typha sp. é uma planta daninha aquática muito freqüente nas margens de lagoas ou represas, canais de drenagem e baixadas pantanosas em geral. É bastante agressiva chegando a produzir 7 mil kg de rizomas por hectare, possuindo um teor de proteínas igual ao do milho e de carboidratos igual ao da batata, além de propriedades medicinais (adstringente, diurético e emoliente). (Lorenzi, 1982)

As folhas e as hastes servem para o fabrico de pasta de papel, devido à grande porcentagem de celulose. Das folhas pode-se fazer esteiras, chapéus, cestas e sandálias. De seu fruto aproveita-se a paina de seda para encher travesseiros, almofadas e acolchoados e a própria flor como ornamento. (Peckolt, 1942; Lorenzi, 1982)

A Typha sp. é uma planta que tem elevados índices de saturação luminosa e suporta altas temperaturas. Caso estes índices sejam superados, estas plantas produzem altas taxas de transpiração com grandes perdas de água pelos seus estômatos para que a sua temperatura interna se reequilibre, cessando momentaneamente a fotossíntese. (Guntenspergen et al., 1988)

3.3.3.3.2. Eleocharis sp. (Junco Manso)

Macrófita pertencente 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 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)

Lorenzi (1982) também caracterizou a macrófita do gênero Eleocharis sp. (Fig. 4) que é conhecida popularmente por junco-manso e junco fino. 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. Infesta 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)

Figura 4. Eleocharis sp. (Junco Manso)



(Lorenzi, 1982)

Tanto a Typha sp. quanto a Eleocharis sp. apresentam folhas longas e eretas que, segundo Guntenspergen et al. (1988), são características que reduzem as formações de sombra enquanto criam uma maior área folhar para a realização da fotossíntese.

3.4. Desenvolvimento científico e pesquisas em leitos cultivados

Enquanto que os chineses provavelmente foram os primeiros a usar 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, 1994). 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 se tornaram populares a partir dos estudos de Wolverton (1988) para a Agência Espacial Norteamericana (NASA) onde o pesquisador testou o uso do tanque séptico associado aos leitos cultivados no tratamento de efluentes de casas isoladas.

Além dos estudos e aplicações apresentados anteriormente, a Tabela 6 apresenta, em ordem cronológica, outras investigações realizadas desde 1956.

Existem hoje 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 (Hegemann, 1996).

Knight (1992) compilou dados de vários sistemas americanos (± 300 sistemas) com tamanhos de 40m² a 1.093ha de Frank Lake Alberta (USA), sendo apresentados os valores médios de remoção na Tabela 7.

Tabela 6. Várias aplicações do uso dos leitos cultivados com macrófitas no tratamento de efluentes desde 1956.

Ano	Tratamento	Condição
1956	Efluente de gado confinado	Experimental ¹
1975	Efluente de refinaria de petróleo	Operacional ²
1978	Efluente de indústria têxtil	Operacional
1978	Efluente da drenagem de mina ácida	Experimental
1979	Efluente de lago com piscicultura	Operacional
1982	Efluente da drenagem de mina ácida	Operacional
1982	Redução de eutrofização de lago	Experimental
1982	Escoamento superficial de chuva em área urbana	Operacional
1983	Efluente de fábrica de papel	Experimental
1985	Efluente de laboratório fotográfico	Experimental
1985	Efluente de fábrica de conserva de pescado	Experimental
1988	Chorume de aterro sanitário	Experimental
1988	Chorume do processo de compostagem	Operacional
1988	Efluente de gado confinado	Operacional
1989	Redução na eutrofização de lago	Operacional
1990	Efluente de cais do porto	Experimental
1991	Efluente de indústria de papel	Operacional
1993	Remoção de cor de efluente de indústria de papel	Experimental
1994	Desidratação de lodo de esgoto urbano	Experimental
1997	Efluente de indústria de processamento de batata	Operacional

¹ Sistema piloto .

² Sistema em escala real projetado a partir de informações obtidas com o sistema piloto.

1998	Efluente de hospital	Operacional
(Adaptado de Wood & McAtamney (1994), Burgoon et al. (1998), Edwards et al. (1998) e Laber et al. (1998))		

Tabela 7. Valores médios do tratamento de águas residuárias em leitos cultivados para os Estados Unidos.

Parâmetros	Efluente (mg/l)	Remoção (%)
DBO	10,5	73
SS	15,3	69
NH ₄ ⁺ - N	4,2	44
NTK	5,0	64
Pt	1,9	55

(Adaptado de Knight, 1992)

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 cultivados com Typha latifolia e um 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 dos leitos cultivados e do não cultivado durante seis meses, obtendo, para os 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 5×10^5 NMP/100mL para 3×10^4 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.

Na Eslovênia, Urbanc-Bercic & Bulc (1995) desenvolveram um sistema para tratar o efluente também de um tanque séptico que servia a 10 pessoas. O sistema era composto de dois LC de 5x4m, um preenchido com areia média e o outro com uma mistura areia média e brita nº2, ambos em paralelo e em série com um LC de 8x5m preenchido com a mesma mistura e tendo vazão total de 1,5 L/min, sendo cultivados com Phragmites australis. A eficiência total do sistema na remoção dos poluentes foi de 97,5% para NH₃-N, 75,5% para NO₃-N, 84,8% para Norg, 97,1% para P_{total} e 94,4% para a DQO. Estes valores foram obtidos após 6 meses de funcionamento do sistema.

No Brasil ainda são raros 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 anaeróbio 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, construídos em alvenaria de blocos, de área útil de 4,24m² e lâmina d'água a 0,35m no tratamento de águas residuárias primárias (lagoa de estabilização) 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 (55-90mm) e outro com nº 4 (90-135); 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.dia, 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_4^{3-} 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 35,84m³ e os leitos cultivados foram escavados no solo e preenchidos com brita. Quanto à remoção, o UASB obteve reduções médias da DQO de 900mg/L para 650mg/L (faixa de 10 a 40%) e de sólidos sedimentáveis para 2mL/L e aumento dos sólidos suspensos de 270mg/L do afluente para 350 mg/L 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 e amônia de 62 a 60 mg/L. 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.

Philippi et al. (1998) avaliaram um sistema de tratamento composto por um tanque séptico associado a um leito cultivado com Zizania bonariensis, implantado no Centro de Treinamento da EPAGRI em Agrônômica/SC, para o tratamento de suas águas residuárias que são de origem doméstica e agroindustrial. O tanque séptico de 2 câmaras em série (1ª com 9,52m³ e a 2ª com 4,08m³) foi projetado de acordo com a ABNT (1993), seguido pelo leito cultivado de

30m de comprimento, 15m de largura e 0,7m de profundidade, tendo como meio suporte uma mistura de casca de arroz, areia e pedrisco. As remoções médias dos poluentes no tanque séptico para a DQO, sólidos totais e sólidos suspensos foram, respectivamente: 33%, 32% e acréscimo de 52%. Para os leitos cultivados as remoções da DQO, sólidos suspensos, nitrogênio total, fósforo total e nitrato foram, respectivamente: 71%, 41%, 78%, 13% e 80%.

3.5. Assimilação dos Poluentes

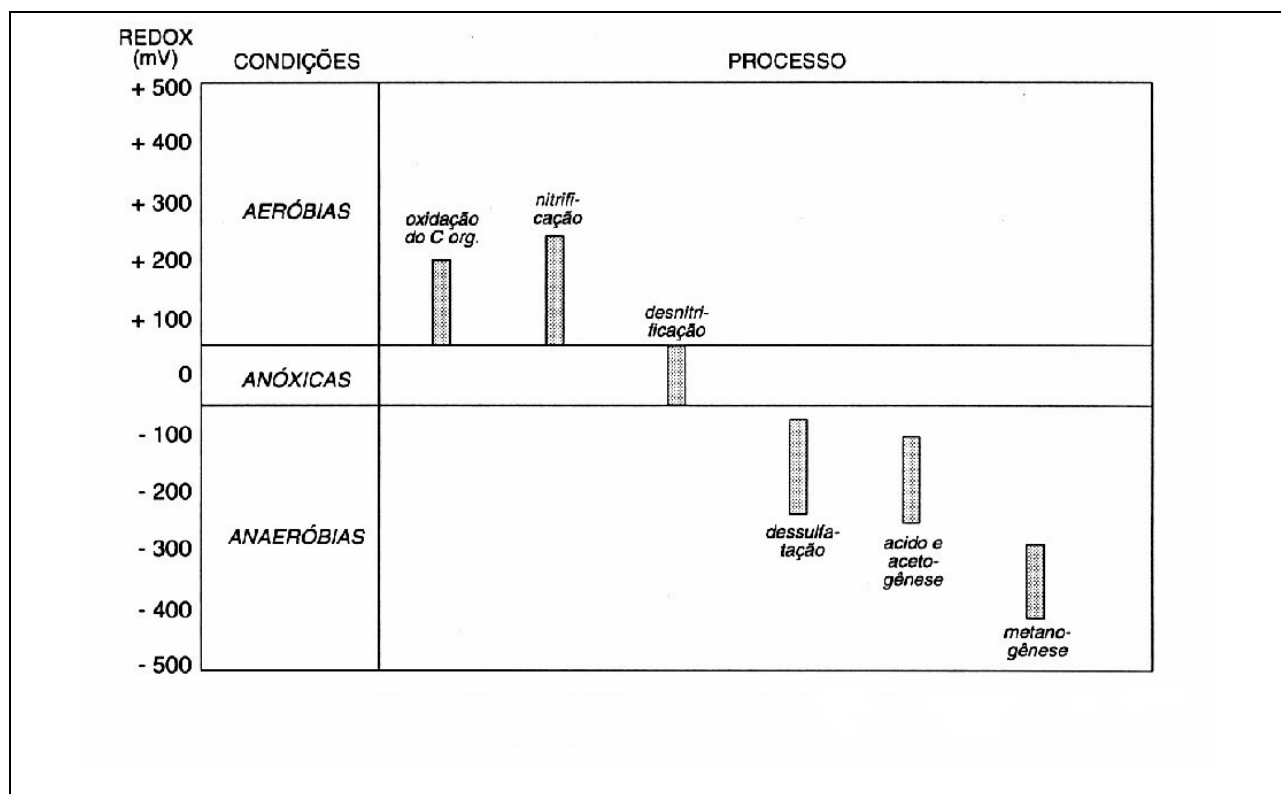
Nos sistemas biológicos, os responsáveis pela remoção da matéria orgânica das águas residuárias são os microrganismos presentes (aeróbios, facultativos e anaeróbios) que a utilizam no seu ciclo vital, obtendo dela a energia necessária para sua síntese celular, sua locomoção (quando for o caso), no seu transporte de materiais e outras funções.

A matéria orgânica é representada pelas proteínas, carboidratos, gordura e óleos, além da uréia, surfactantes, fenóis, pesticidas e outros, sendo que parte é encontrada em solução, os sólidos orgânicos dissolvidos (rapidamente biodegradáveis), e parte em suspensão, relativa aos sólidos suspensos no meio líquido (lentamente biodegradáveis). Os sólidos orgânicos dissolvidos são utilizados diretamente pelas bactérias heterotróficas, enquanto que os sólidos em suspensão são convertidos em solúvel pelo mecanismo da hidrólise, que é realizada pela atuação de enzimas intra e extracelulares produzidas pelas bactérias e que servem de catalisadores nas reações de oxidação. (Metcalf & Eddy, 1991)

Os processos de degradação da matéria orgânica nas águas residuárias são governados pelos vários aceptores de elétron disponíveis no meio, sendo que o sistema utiliza aquele que produz a mais alta quantidade de energia. Por essa razão, o oxigênio dissolvido é utilizado

primeiramente deixando o sistema de ser aeróbio. Caso haja nitratos disponíveis no meio líquido, os organismos aparelhados para utilizá-los na respiração passam a fazê-lo convertendo o nitrato a nitrogênio gasoso (desnitrificação)—condição anóxica (ausência de O_2 dissolvido e presença de nitratos). Quando estes se extinguem têm-se as condições anaeróbias estritas, sendo utilizados os sulfatos, que são reduzidos a sulfetos, e o CO_2 que é convertido a metano. Enquanto houver substâncias de maior liberação de energia as outras não serão utilizadas (Arceivala (1981) citado por von Sperling, 1996b). A sequência de transformações que ocorrem no tratamento de águas residuárias é função do acceptor de elétrons e do estado de oxidação do composto, medido pelo seu potencial de oxi-redução (expresso em mV) como mostrado na Figura 5.

Figura 5. Processos de remoção da matéria orgânica em função dos aceptores de elétron e do potencial redox .



(von Sperling, 1996b)

A Tabela 8 apresenta os aceptores de elétrons típicos.

Tabela 8. Aceptores de elétron típicos das reações de oxidação no tratamento de esgotos (listados em ordem decrescente de liberação de energia)

Condições	Aceptor de elétron	Forma do aceptor após reação	Processo
Aeróbias	Oxigênio (O_2)	H_2O	Metabolismo aeróbio
Anóxicas	Nitrato (NO_3^-)	Nitrogênio gasoso (N_2)	Redução de nitratos (desnitrificação)
Anaeróbias	Sulfato (SO_4^{2-})	Sulfeto (H_2S)	Redução de sulfatos
	Dióxido de Carbono (CO_2)	Metano (CH_4)	(dessulfatação)
			Metanogênese

(von Sperling, 1996b)

3.5.1. Fatores abióticos

Os fatores abióticos relevantes que norteiam os processos biológicos e influenciam diretamente na eficiência do tratamento das águas residuárias são: a temperatura, a alcalinidade, o pH e o oxigênio dissolvido.

A temperatura do efluente a ser tratado é aproximadamente igual à média diária da temperatura do ar devido às formas dominantes de transferência de energia: ganho pela radiação solar, perda por irradiação, condução, evaporação (predominante em lagoas e nos leitos cultivados de fluxo superficial) e evapotranspiração (leitos cultivados). Ela influencia a atividade microbiana e a solubilidade do oxigênio na água.

A alcalinidade é outro fator importante, pois mede a quantidade de íons na água que reagirão para neutralizar os íons hidrogênio (capacidade de resistir às mudanças de pH: capacidade tampão), sendo originado naturalmente pela reação do CO_2 com a água (CO_2 resultante da atmosfera ou da decomposição da matéria orgânica). Os processos oxidativos (como a nitrificação) tendem a consumir a alcalinidade, a qual, caso atinja baixos teores, pode resultar em valores reduzidos de pH. Está relacionada com o CO_2 e o pH da seguinte forma: pH > 9,4: presença de hidróxidos e carbonatos; pH entre 8,3 e 9,4: carbonatos e bicarbonatos e pH entre 4,4 e 8,3: apenas bicarbonatos. (von Sperling, 1996a)

A acidez, ao contrário da alcalinidade, é a capacidade da água em resistir às mudanças de pH causadas pelas bases sendo devida, principalmente, pela presença de gás carbônico livre (pH entre 4,5 e 8,2). Afeta o equilíbrio das formas de ácidos e bases e controla a solubilidade de muitos gases e sólidos: pH > 8,2: CO_2 livre ausente; pH entre 4,5 e 8,2: acidez carbônica e pH < 4,5: acidez por ácidos minerais fortes (von Sperling, 1996a).

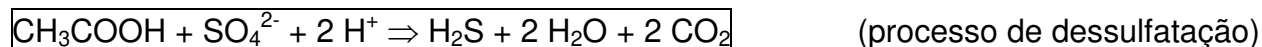
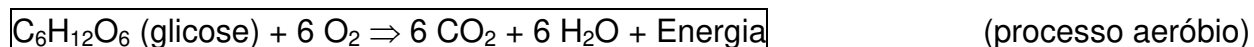
Em relação ao oxigênio dissolvido (OD), este é influenciado pela temperatura e por sais dissolvidos no efluente. A oxidação de compostos carbonáceos e a nitrificação dependem de sua concentração, sendo 1 mg/L o seu valor mínimo para o funcionamento dos reatores aeróbios. Valores superiores aos de saturação são indicadores da presença de algas (fotossíntese) e valores bem inferiores ao da saturação da presença de matéria orgânica em decomposição. Está intimamente ligado à condição de sobrevivência dos peixes no meio aquático, sendo que com OD 4-5 mg/L morrem os peixes mais exigentes quanto ao oxigênio, com OD igual a 2 mg/L todos os peixes estão mortos e com OD igual a 0 mg/L têm-se a anaerobiose. (von Sperling, 1996a).

3.5.2. Catabolismo oxidativo e fermentativo

Como visto anteriormente, a remoção da matéria orgânica pode ocorrer por meio dos processos de desassimilação ou catabolismo oxidativo (oxidação da matéria orgânica) e fermentativo (fermentação da matéria orgânica). No sistema em estudo têm-se a presença de condições aeróbias nas rizosferas, condições anóxicas na sua vizinhança e condições anaeróbias no reator anaeróbio compartimentado e nas outras regiões dos leitos cultivados.

O catabolismo oxidativo é uma reação redox na qual a matéria orgânica é oxidada por um agente oxidante presente no meio líquido (oxigênio- O_2 , nitrato- NO_3^- ou sulfato- SO_4^{2-}), sendo que em condições aeróbias (presença de O_2) a estabilização é realizada, na sua maioria, por bactérias heterotróficas aeróbias e facultativas, em condições anóxicas (presença de NO_3^-) por bactérias nitrificantes e em condições anaeróbias (SO_4^{2-}) pelo processo de dessulfatação, necessitando, neste caso, que a matéria orgânica tenha sido convertida anteriormente a ácidos orgânicos (p. ex. CH_3COOH – ácido acético) pelo processo de acidogênese. (von Sperling, 1996b)

As equações gerais simplificadas do processo aeróbio e do processo de dessulfatação, citadas por von Sperling (1996a), são apresentada na sequência, sendo as da condição anóxica apresentadas no item 3.5.3.

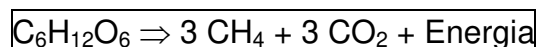


No caso da dessulfatação se o pH atingir valores superiores a 8 o sulfeto (H_2S), causador do mau cheiro e que é perdido para atmosfera, é convertido a bissulfeto (HS^-) e permanece em solução no efluente.

Se no catabolismo oxidativo há a necessidade de um oxidante, no catabolismo fermentativo o processo ocorre devido ao rearranjo dos elétrons na molécula fermentativa, de tal modo que se formam no mínimo dois produtos (CO_2 e CH_4). Segundo von Sperling (1996a) a conversão anaeróbia ocorre em duas etapas sucessivas: acidogênese e metanogênese, sendo que antes da primeira etapa, os compostos orgânicos complexos (carboidratos, proteínas e lipídeos) necessitam ser convertidos a compostos orgânicos simples pelo mecanismo da hidrólise:

- Fase Acidogênica: conversão da matéria orgânica a ácidos orgânicos, realizada por bactérias denominadas acidogênicas. Nesta etapa não há remoção da matéria orgânica, mas apenas conversão da mesma;
- Fase Metanogênica: conversão dos ácidos orgânicos a metano, gás carbônico e água, realizada por bactérias denominadas metanogênicas. A matéria orgânica é novamente convertida, mas pelo fato do CH_4 ser transferido para a atmosfera, tem-se a remoção da matéria orgânica.

Na equação geral simplificada do processo anaeróbio apresentada abaixo pode-se destacar: a não exclusividade da oxidação (CO_2 no mais alto nível de oxidação (+4) e CH_4 no estado mais reduzido (-4), liberação de energia (inferior a respiração aeróbia) e que a maior parte de CH_4 é desprendida resultando em remoção de matéria orgânica. (von Sperling, 1996a)



(processo anaeróbio)

A Tabela 9 apresenta as principais características dos processos oxidativo e fermentativo.

Tabela 9. Principais características do catabolismo oxidativo e do fermentativo

Características	Catabolismo oxidativo (respiração)	Catabolismo fermentativo (fermentação)
Doador de elétrons	Matéria orgânica	Matéria orgânica oxidada
Aceptor de elétrons	Externo: composto inorgânico (oxigênio, nitrato ou sulfato)	Interno: matéria orgânica reduzida
Número de produtos finais resultantes da matéria orgânica	Um (CO ₂)	No mínimo dois (CO ₂ e CH ₄)
Forma do carbono no produto final	Carbono inorgânico oxidado (CO ₂)	Carbono inorgânico oxidado (CO ₂) + carbono orgânico reduzido (CH ₄)
Estado de oxidação do carbono no produto final	4+ (CO ₂)	4+ (CO ₂) 4- (CH ₄)

(von Sperling, 1996b)

3.5.3. Nitrogênio

O nitrogênio é limitado na água potável para a proteção da saúde infantil e deve ser limitado nas águas de superfície para proteger a vida dos peixes e evitar a eutrofização dos corpos d'água, sendo um elemento indispensável para o crescimento de algas. A concentração do nitrogênio total em efluentes municipais está na faixa de 15 a mais de 50mg/L, sendo que

aproximadamente 60% está na forma de amônia, e o restante na forma orgânica (von Sperling, 1996b).

No meio aquático o nitrogênio pode ser encontrado como:

- Nitrogênio molecular (N_2) (escapando para a atmosfera)
- Nitrogênio orgânico dissolvido e em suspensão (uréia e matéria protéica)
- Amônia (livre- NH_3 e ionizada NH_4^+)
- Íon Nitrito (NO_2^-)
- Íon Nitrato (NO_3^-)

A ocorrência do nitrogênio como uma destas formas depende de certas condições, apresentadas na Tabela 10.

Tabela 10. Distribuição relativa da formas de nitrogênio segundo distintas condições.

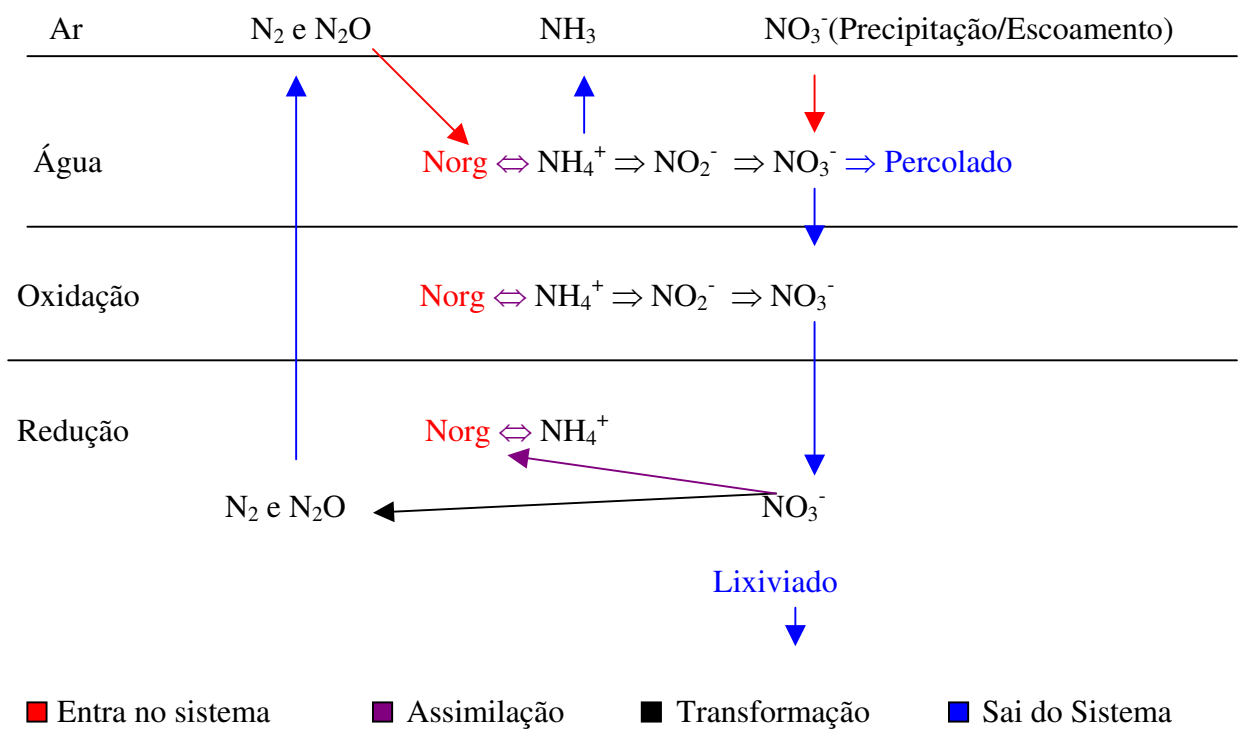
Condição	Forma predominante do nitrogênio
Água Residuária Bruta	- Nitrogênio orgânico - Amônia
Poluição recente em um curso d'água	- Nitrogênio orgânico - Amônia
Estágio intermediário da poluição em Curso d'água	- Nitrogênio orgânico - Amônia - Nitrito (em menores concentrações) - Nitrato
Poluição remota em um curso d'água	- Nitrato
Efluente de tratamento sem nitrificação	- Amônia
Efluente de tratamento com nitrificação	- Nitrato
Efluente de tratamento com nitrificação/desnitrificação	- Concentrações mais reduzidas de todas as formas de nitrogênio

(von Sperling, 1996b)

Nos leitos cultivados o nitrogênio sofre diversas transformações (Figura 6):

1. Assimilação pelas plantas da amônia (NH_4^+) e do nitrato (NO_3^-) formando seus tecidos e células (Norg);
2. Fixação biológica do gás nitrogênio (N_2 e N_2O) por bactérias autotróficas e heterotróficas e algas gerando nitrogênio orgânico (Norg).
3. Transformação do nitrogênio orgânico (uréia e matéria protéica) em amônia (amonificação);
4. Nitrificação da amônia a nitrito (NO_2^-) e posteriormente a nitrato (NO_3^-);
5. Desnitrificação do nitrato (NO_3^-) gerando gás nitrogênio (N_2 e N_2O).

Figura 6. Diagrama simplificado do ciclo do nitrogênio nos leitos cultivados.



(Adaptado de Faulkner & Richardson (1989) citado por Hammer & Knight, 1994)

Para que o nitrogênio seja removido completamente da solução, o nitrogênio orgânico deve ser convertido a NH_4^+ , depois a NO_2^- e NO_3^- e então desnitrificado (N_2 e N_2O). Sua

remoção pode ser afetada por fatores limitantes como: zona aeróbia, zona anaeróbia, alcalinidade, material orgânico, tempo de residência hidráulica e de sólidos. (Hammer & Knight, 1994)

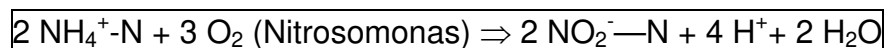
O nitrogênio orgânico entra no sistema na forma particulada, que é convertida em solúvel pela hidrólise, e na forma solúvel, que é convertida em amônia também pela hidrólise e por bactérias heterotróficas quimiossintetizantes (von Sperling, 1996a).

A amônia pode estar presente como amônia molecular (NH_3 que é tóxica para os peixes) ou íons amônio (NH_4^+), sendo o equilíbrio entre as duas formas na água dependente do pH e da temperatura. Em relação ao pH tem-se (von Sperling, 1996a):

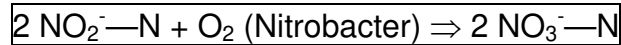
- $\text{pH} < 8$ Praticamente toda a amônia na forma de NH_4^+
- $\text{pH} = 9,5$ Aproximadamente 50% NH_3 e 50% NH_4^+
- $\text{pH} > 11$ Praticamente toda a amônia na forma de NH_3

Com a presença do íon amônio (NH_4^+) na coluna d'água dos leitos cultivados, este pode ser assimilada pelas macrófitas ou sofrer o processo de nitrificação devido à difusão do oxigênio atmosférico para a subsuperfície (rizosfera) pelo mecanismo apresentado no item 3.3.2.2. e pela difusão na interface água/ar; transformando-a em nitritos e estes em nitratos.

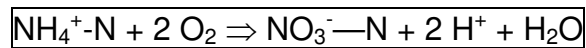
Segundo von Sperling (1996b) os microrganismos envolvidos neste processo são autotróficos quimiossintetizantes (ou quimioautótrofos), sendo o gás carbônico sua principal fonte de carbono e a energia advinda da oxidação de um substrato inorgânico, como a amônia, a formas mineralizadas. A transformação da amônia em nitritos é efetivada por bactérias como as do gênero Nitrosomonas, de acordo com a seguinte reação simplificada:



A oxidação de nitritos a nitratos dá-se principalmente pela atuação de bactérias como as do gênero Nitrobacter, sendo expresso simplificadaamente por:



A reação global simplificada da nitrificação é a soma das equações acima:



Nas equações acima deve-se notar os seguintes pontos:

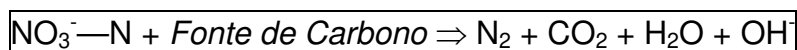
- Consumo de oxigênio livre (demanda nitrogenada);
- Liberação de H^+ , consumindo a alcalinidade do meio e possivelmente reduzindo o pH.

Apesar de alguns actinomicetes e fungos realizarem uma pequena parte da nitrificação, grande parte da oxidação do NH_4^+ para NO_2^- é feita pelas bactérias do gênero *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*, *Nitrosospira*, *Nitrosocistis* e *Nitrosogloea*. *Nitrobacter* e *Nitrocystis* oxidam o NO_2^- para NO_3^- , sendo as *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* as mais comuns no processo de nitrificação. Estas bactérias, que são obrigatoriamente autotróficas, podem sintetizar todas as enzimas e controlar outros fatores necessários para criar vida de material inorgânico, usando o CO_2 como fonte de carbono. Sua capacidade de oxidar é limitada somente para compostos nitrogenados que requerem derivados sintetizados de CO_2 , carbonatos ou bicarbonatos. A energia para reduzir o CO_2 é obtida pela oxidação de compostos inorgânicos nitrogenados (NH_4^+). (Hammer & Knight, 1994)

A velocidade do processo de nitrificação cai a partir de $\text{pH} < 6,0$ e é quase inexistente a $\text{pH} < 5,0$. Quando o NH_4^+ é oxidado, ácido nítrico é formado e o pH decresce até que o ácido nítrico comece a sofrer a reação de transformação para NO_2^- e NO_3^- . (Hammer & Knight, 1994)

A temperatura ideal para a ocorrência da nitrificação está entre 20 a 25°C (Metcalf & Eddy, 1991)

Com a formação do nitrato tem-se a formação de condições anóxicas (ausência de oxigênio mas presença de nitratos) nos leitos cultivados, sendo o nitrato utilizado por microrganismos heterotróficos como o aceptor de elétron, em substituição ao oxigênio. Neste processo, denominado desnitrificação, o nitrato é reduzido a nitrogênio gasoso, segundo a reação simplificada, adaptada de Metcalf & Eddy (1991):



Nesta reação deve-se destacar:

- Economia de oxigênio (fontes de O_2 quando a demanda de oxigênio é maior do que o disponível);
- Economia de alcalinidade com conseqüente aumento da capacidade tampão do meio.

A desnitrificação microbiana é o mecanismo mais efetivo na remoção do nitrogênio pelas várzeas naturais e nos leitos cultivados, gerando nitrogênio gasoso- N_2 (produto dominante), óxido nitroso- N_2O e óxido nítrico- NO . As bactérias desnitrificantes são representadas pelas *Pseudomonas*, *Achromobacter*, *Bacillus* e *Micrococcus*, sendo as duas primeiras as mais comuns, não envolvendo neste processo fungos ou actinomicetes. Estes tipos de bactérias são facultativas,

se desenvolvem aerobicamente sem o NO_3^- ou anoxicamente com o NO_3^- . (Hammer & Knight, 1994)

Temperatura ótimas de desnitrificação estão entre 25 a 65°C, sendo que temperaturas acima ou abaixo desta faixa causam taxas declinantes. (Hammer & Knight, 1994)

Nos LC a volatilização de amônia, a desnitrificação e o consumo pela planta (se esta for colhida) são os métodos potenciais de remoção do nitrogênio. Estudos no Canadá demonstram que a colheita regular das taboas é responsável por aproximadamente 10% da remoção do nitrogênio total, sendo o processo de nitrificação-desnitrificação responsável por 25 a 85% do total (U.S.E.P.A., 1988; Reed et al., 1995)

3.5.4. Fósforo

O fósforo não apresenta problemas de ordem sanitária nas águas de abastecimento, mas é o constituinte do efluente que mais está associado à eutrofização das águas superficiais, pois o fósforo é um nutriente essencial para o crescimento de algas, podendo em certas ocasiões conduzir à eutrofização dos corpos d'água, sendo limitado seu lançamento a 1,0 mg/L de fósforo total para lagos e lagoas já eutrofizados (von Sperling, 1996b). Como o nitrogênio, o fósforo também é usado pelos microrganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica para a formação de suas células e tecidos.

Na água o fósforo apresenta-se principalmente nas seguintes formas (von Sperling, 1996b):

- Ortofosfatos: são diretamente disponíveis para o metabolismo biológico sem necessidade de conversões a formas mais simples, sendo apresentados nas formas PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} (mais

comum em pH 6,5 e 7,5), H_2PO_4^- , H_3PO_4 . As principais fontes são o solo, detergentes, fertilizantes, despejos industriais e esgoto domésticos (degradação da matéria orgânica);

- Polifosfatos: são moléculas mais complexas com dois ou mais átomos de fósforo, sendo que se transformam em ortofosfatos pelo mecanismo da hidrólise, mas tal transformação é usualmente lenta;
- Fósforo orgânico: é normalmente de menor importância nos esgotos domésticos típicos, mas pode ser importante em águas residuárias industriais e lodos oriundos do tratamento de esgotos. No tratamento de esgotos e nos corpos d'água receptores o fósforo orgânico é convertido a ortofosfatos.

As formas potenciais de remoção de fósforo em sistemas naturais incluem o consumo pelas plantas, outros processos biológicos, adsorção e precipitação.

A retirada pelas plantas pode ser significativa em sistemas de baixa-taxa e fluxo superficial, quando a colheita da vegetação é praticada rotineiramente. Nestes casos a colheita pode representar de 20 a 30% da remoção de fósforo, porém a vegetação usada nos LC não é considerada um fator significativo na remoção de fósforo. Se não for realizada a colheita nos leitos de fluxo superficial o fósforo volta para o sistema aquático devido ao decaimento natural da vegetação. A remoção de fósforo por aguapés e outras plantas aquáticas fica limitado às necessidades das plantas não excedendo 50-70% do fósforo presente no afluente. (Reed et al., 1995)

As reações de adsorção e precipitação são as maiores formas de remoção do fósforo dos efluentes quando este tem oportunidade de contato com um volume significativo de solo ou sedimentos. As reações no solo envolvem certos elementos como a argila, os óxidos de ferro e

alumínio, os componentes de cálcio presentes e o pH do solo. Solos de textura muito fina, bem como os de alto teor de argila, tendem a ter um alto potencial de adsorção mas aumentam o tempo hidráulico de residência. A brita e a areia que possuem textura grosseira têm baixa capacidade de adsorção do fósforo, e os solos hidromórficos, que são ácidos e orgânicos, têm um elevado potencial de adsorção devido à presença de ferro e alumínio. (Reed et al., 1995).

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. Local do experimento

A Faculdade de Engenharia Agrícola da Universidade Estadual de Campinas (FEAGRI-UNICAMP) está localizada na Cidade Universitária “Zeferino Vaz”, distrito de Barão Geraldo na cidade de Campinas/SP. Dispõe de um campo experimental de 15ha e de laboratórios de máquinas e implementos agrícolas, de matérias primas e armazenagem, de secagem de produtos agrícolas, de hidráulica e irrigação, de solos, de geoprocessamento, de termodinâmica e energia, de saneamento rural entre outros, sendo que estas instalações, os prédios com salas de aula e o da administração ocupam uma área construída de 4100 m². No período das aulas a população média diária da Faculdade é de aproximadamente 250 pessoas.

4.2. Uso da água na FEAGRI

A Faculdade de Engenharia Agrícola, como toda a UNICAMP, é servida pela água da Companhia de Abastecimento de Água de Campinas (SANASA) e também por poços artesianos localizados na Universidade, utilizando esta água para o abastecimento dos laboratórios, dos prédios da área administrativa e das salas de aula. A água utilizada para a irrigação das culturas no campo experimental provém de um reservatório superficial localizado na própria Faculdade e que é abastecido, por bombeamento, por outro localizado nas proximidades do Parque Ecológico da UNICAMP.

A Faculdade destina sua água residuária à rede de coleta local, não possuindo nenhum tipo de tratamento. Antes da instalação desta rede o tratamento era realizado em dois tanques sépticos, um construído atrás do prédio da administração ligado a outro maior localizado próximo à derivação do efluente feita para esta pesquisa e na direção da entrada do Centro de Pesquisas em Informática da EMBRAPA. Dois sumidouros ligados ao último tanque eram os responsáveis pelo destino final do efluente. Vale ressaltar que a localização destes tanques e sumidouros somente foi possível com a ajuda de funcionários da FEAGRI-UNICAMP que acompanharam sua construção, pois não há nenhum registro anterior da existência destas construções nem de suas dimensões.

A água residuária da Faculdade é composta de dejetos domésticos e sanitários dos laboratórios, dos prédios das salas de aula e do prédio da administração, da cozinha e da cantina, das águas residuárias dos vários laboratórios e das águas de lavagem da oficina mecânica onde são realizadas a manutenção de máquinas e a usinagem de peças.

A planta piloto construída para este experimento foi alimentada com parte da água residuária produzida na FEAGRI, sendo o efluente tratado destinado novamente para a rede coletora local.

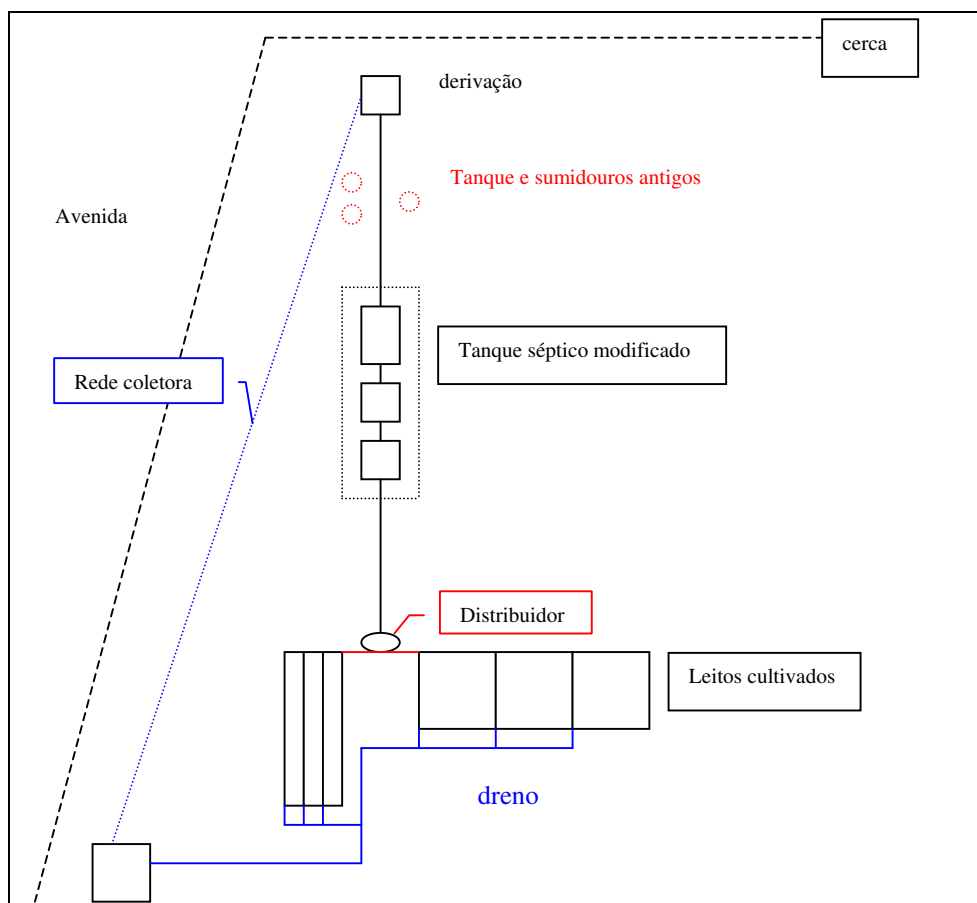
4.3. Descrição do experimento

4.3.1. Esquema geral da planta piloto

Um esquema geral, sem escala, da planta piloto do tanque séptico modificado e dos leitos cultivados com macrófitas de fluxo subsuperficial é apresentado na Figura 7. A planta piloto foi

construída próxima ao Posto Meteorológico da FEAGRI e na direção da entrada do Centro de Pesquisas em Informática – EMBRAPA.

Figura 7. Esquema geral da planta piloto



Para desviar a água residuária bruta para o tanque séptico foi feita uma derivação em uma caixa de passagem já existente, funcionando como um “by-pass”, de onde saiu uma tubulação de PVC de 2” e onde fui conectado um registro de globo para liberar ou interromper o fluxo para o sistema, partindo de um mangote de 2” que conduz a água residuária até o tanque (Figura 8). O efluente tratado pelos leitos cultivados é coletado por um conjunto de drenos subterrâneos feitos com tubos de PVC de 3”, sendo seu interceptor conduzido até outra caixa de passagem e lançado à rede coletora local, como visto na Figura 7.

Figura 8. Derivação da água residuária bruta da Faculdade de Engenharia Agrícola-UNICAMP



4.3.2. Projeto e construção do tanque séptico compartimentado

O projeto do tanque séptico foi baseado na NBR-7229/ABNT (1993), conforme indicação para três câmaras em série, sendo utilizando o conceito do reator anaeróbio compartimentado com a entrada do efluente junto ao fundo dos três compartimentos do tanque séptico para que houvesse um maior contato entre a biomassa a ser formada e o afluente, procurando obter uma maior eficiência na remoção da carga poluidora com a um menor tempo de detenção e, conseqüentemente, o aumento da população servida por este tratamento, conforme a indicação feita por Barros & Campos (1992).

O tanque foi montado acima do solo sendo usadas três caixas de cimento amianto, de 1000, 500 e 500 L respectivamente, com entrada do efluente junto ao fundo das mesmas (Figura 9a). Essas entradas foram feitas com tubo e conexões de PVC de 2” para a 1ª câmara e 1” para as outras, sendo as caixas interligadas por tubo de PVC de 1”. Os pontos de amostragem do efluente, indicados pelas setas, situam-se na entrada de cada compartimento e na saída do terceiro, sendo dispostos de tal forma que a coleta fosse facilitada e que cada compartimento pudesse ser avaliado individualmente (Figura 9b). A montagem do tanque séptico e da sua parte hidráulica foi feita por 1 pessoa no prazo de 3 dias.

Figura 9. Detalhe interno da primeira câmara do tanque séptico modificado (a) e dos pontos de amostragem no tanque séptico (b).



(a)



(b)

4.3.3. Divisor de vazão

Em seguida ao tanque séptico foi montado um divisor de vazão composto de uma caixa de cimento amianto de 50L e um registro de gaveta de 1” de onde saíram 2 tubos de PVC de 1” para cada conjunto de leitos (Figura 10a). Destes tubos saem, para cada leito, um cotovelo que direciona o efluente para os seus distribuidores, sendo que estes cotovelos podem ter um

deslocamento angular de até 180° em relação ao eixo y para que se obtenha vazões de saída aproximadamente iguais para cada leito, vazões estas da ordem de 0,1L/min, como as obtidas nos testes preliminares antes do sistema entrar em funcionamento. Esta é uma segunda configuração do divisor de vazão. A primeira tentativa foi feita com mangueiras de PVC ligadas aos cotovelos, como pode ser visto na Figura 10b, porém alguns leitos não tinham vazão, provavelmente por causa da dilatação da mangueira que provocava uma alteração na lâmina d'água de cada saída.

Antes de se optar por este novo método de divisão de vazão, avaliou-se a utilização de vertedouros triangulares, rotâmetros e placas de orifícios para a solução deste problema, porém quantidades elevadas dos sólidos suspensos presentes no efluente primário resultaria em seu acúmulo nas paredes do vertedouro e na possível obstrução dos orifícios, necessitando freqüentes operações de limpeza, o que inviabiliza a sua utilização, além do rotâmetro não ser indicado para vazões tão pequenas. A utilização de vertedouro e rotâmetro ficou contra-indicada após visita realizada a um experimento na UnB que usava vazões um pouco maiores que as deste projeto. Outra opção seriam as bombas peristálticas mas são extremamente caras e indicadas para ambiente fechados como um laboratório, além de não existir energia elétrica próxima ao experimento.

Figura 10. Divisor de vazão com a atual configuração (a) e configuração antiga (b).



O ajuste da vazão afluyente em cada leito era realizado entre às 8:00 h. e às 9:00 h. da seguinte forma:

- Verificava-se a vazão de cada saída e com elas determinava-se a vazão total efluente do tanque séptico modificado. Este valor era então dividido por 6 (total de leitos), determinando-se o valor aproximado da vazão para cada um;
- Com este valor em mãos, ajustava-se primeiro as vazões das saídas localizadas nas extremidade de cada ramal, depois das localizadas no meio dos ramais e por último das mais próximas à caixa de cimento – amianto de 50L;
- Por fim, verificava-se novamente as vazões de saída e, se necessário, fazia-se novo ajuste.

A utilização deste divisor resultou em vazões com variações médias diárias entre 15-30% e valores máximos de até 40% (Tabelas 34 a 41). Esta variação foi decorrente da dificuldade de ajuste, efluente com sólidos suspensos e nutrientes formavam certo acúmulo no interior da tubulação, distâncias diferentes entre os pontos de distribuição e da variação horária da vazão da água residuária da Faculdade ao longo do dia. A falta de conhecimento sobre este tipo de dispositivo também foi um fator relevante na dificuldade do ajuste das vazões para cada leito, pois, salvo informações contrárias e anteriores registradas em artigos ou publicações científicas, este é o primeiro divisor para pequenas vazões com esta configuração.

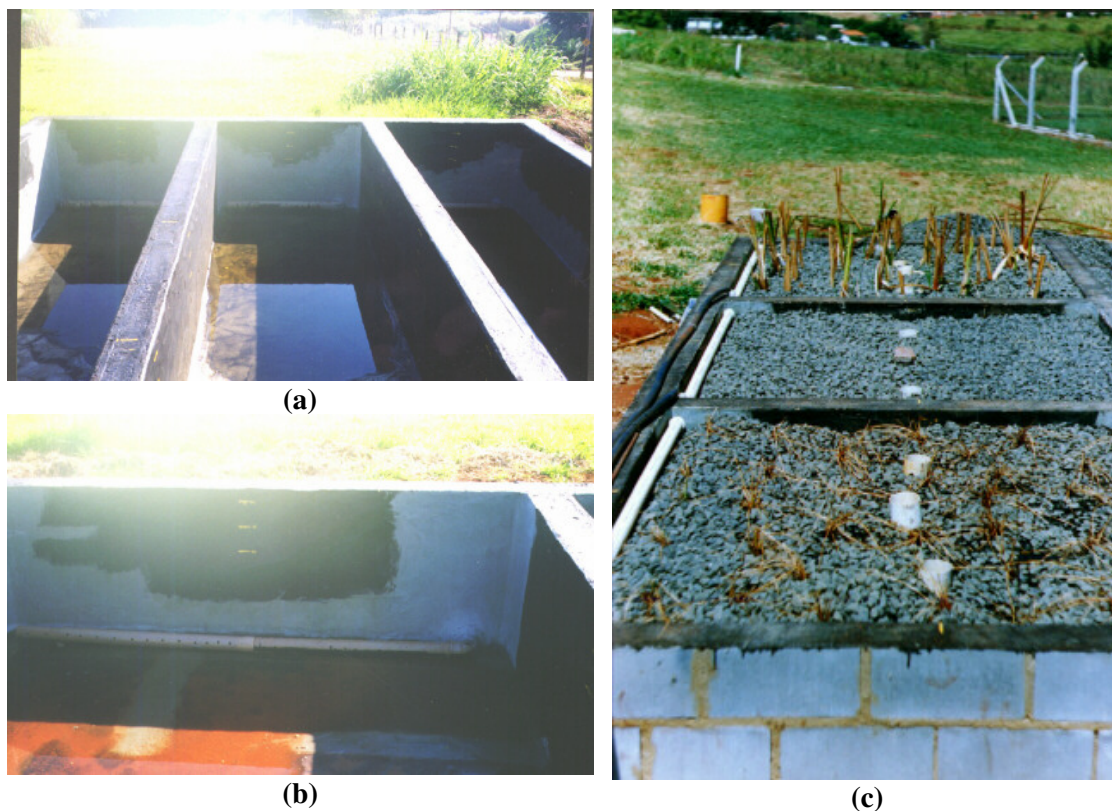
4.3.4. Projeto e montagem dos leitos cultivados

O projeto dos leitos cultivados foi baseado nos critérios de Wood & McAtamney (1996) para sistemas de fluxo subsuperficial, conforme a Tabela 1. Os cálculos dos parâmetros de projeto, apresentados na Tabela 14 (Apêndice), foram baseados nas dimensões adotadas para cada leito, na determinação da porosidade da brita utilizada (~50%) e para uma vazão média estimada de 225L/dia.

Foram construídos três leitos quadrados (2x2m) e três leitos retangulares (reatores “plug-flow”) (4x1m) acima da superfície do solo, em alvenaria de blocos de cimento (40x20cm), com base em concreto armado, pilares de 0,6 m de altura a cada 1m e cinta de amarração na última fiada de bloco, além de revestimento interno com argamassa e impermeabilizante. Em cada leito foi feito um dreno com tubo de PVC de 2”, com furos de 10mm de diâmetro espaçados de 10cm em 10cm, localizados na parte superior e nas laterais do tubo (Figura 11a e b), e que permitem um certo acúmulo de líquido no interior dos leitos, não os drenando totalmente.

Optou-se por este tipo de construção, ao invés de canais escavados no solo, para facilitar o controle do experimento, possibilitar estudos de evolução do tratamento em cada leito pelos amostradores verticais (Figura 11c) e possibilitar a operação de outros tratamentos em série com escoamento do resíduo líquido pela ação da gravidade. Optou-se, também, pela avaliação de leitos quadrados e retangulares porque somente estes últimos são muito estudados.

Figura 11. Dreno do leito retangular (a), dreno do leito quadrado (b) e detalhe dos amostradores verticais e dos distribuidores nos leitos (c).



Quatro dos seis leitos foram cultivados no sistema de monocultivo com macrófitas das espécies Typha sp. e Eleocharis sp., sendo plantadas 10 mudas e 10 touceiras, respectivamente, por m^2 a 40cm de profundidade (total de 40 mudas e touceiras). Os outros dois leitos permaneceram somente com material suporte (brita nº 2) (Figura 12).

A Tabela 11 apresenta as especificações dos leitos cultivados.

Figura 12. Vista geral dos leitos cultivados com macrófitas com mudas e touceiras após 1 mês de plantio (23/10/1998): (a) quadrados e (b) retangulares.



(a)



(b)

Tabela 11. Especificações dos leitos cultivados.

Item	Retangular (Typha sp., Eleocharis sp. e controle)	Quadrado (Typha sp., Eleocharis sp. e controle)
Área Superficial (m ²)	4,0 (4mx1m)	4,0 (2,0mx2,0m)
Volume útil (m ³)- calculado a partir da porosidade da brita ~ 50%	1	1
Declividade do leito (%)	1	1
Profundidade Útil (m)	0,5	0,5
Altura da coluna d'água (m)	Variável até 0,6m	Variável até 0,6m
Especificação da Brita	nº 2	nº 2

Para que a altura da lâmina d'água dentro de cada leito cultivado fosse regulada para várias alturas foi construído um dispositivo com deslocamento angular de 180° em relação ao eixo y (Figura 13), de onde saem mangueiras de 1" que desviam o fluxo para o sistema de drenagem e deste para a rede coletora.

Figura 13. Regulador da lâmina d'água dos leitos cultivados



4.3.5 Período de experimento

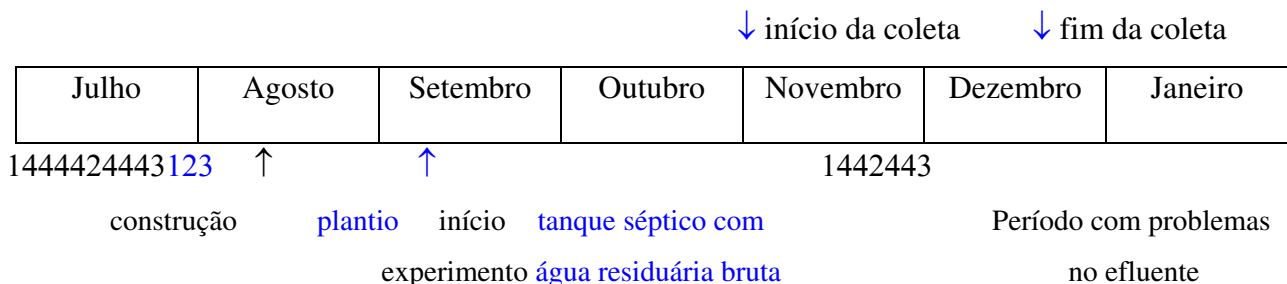
A construção da planta piloto e a montagem da rede hidráulica foram feitas durante os meses de julho e agosto de 1998. O período de experimentação foi de 4,5 meses, contados a partir de 15 de setembro de 1998, quando o primeiro plantio das macrófitas foi finalizado e os leitos inundados até 0,55m com água da rede de abastecimento local, e finalizado em 30/01/99. De 23/12/98 até 30/01/99 o sistema não operou com regularidade devido à redução do fornecimento de água residuária por causa das férias escolar e de entupimentos ocorridos no tanque séptico modificado e na sua tubulação de alimentação, sendo necessário o fornecimento suplementar de

água da rede de abastecimento local para os leitos cultivados, garantindo a sobrevivência das macrófitas.

A alimentação do tanque séptico com a água residuária bruta foi iniciada em 15 de outubro de 1998, 30º dia do experimento, mantendo-se o nível do líquido em 0,55m. Neste intervalo de um mês a partir do plantio, a água evaporada dos leitos foi sendo repostada de 2 em 2 dias.

As primeiras amostras foram coletadas em 04/11/98 (50º) e as últimas em 21/12/98 (96º). No total foram feitos 8 conjuntos de análises, cada qual sendo feito com amostras compostas de análise única e com intervalos semanais de coleta.

O cronograma a seguir mostra a seqüência das atividades realizadas neste experimento.



4.4. Procedimentos

4.4.1. Coleta e plantio das macrófitas

As macrófitas da espécie Typha sp. e Eleocharis sp. foram coletadas no lago do Jardim Botânico da UNICAMP. A Typha sp. foi coletada com o auxílio de enxadão, que permitiu a remoção com o sistema radicular, e facão, usado no corte das folhas. As mudas de Eleocharis sp. foram coletadas manualmente, sem o auxílio de ferramentas, e não foi feito corte nas folhas ou

flor. Todas as coletas foram feitas mediante licença concedida por autoridade responsável da UNICAMP.

As mudas foram transportadas até o local do experimento em sacos plásticos e mantidas com água até o plantio, não sendo utilizado nenhum tipo de fertilizante ou nutriente. O intervalo entre coleta e plantio foi de até 3 dias, sendo o plantio das mudas e adaptação da espécie em cada leito apresentados na Tabela 12.

Em 30/09/1998 houve a reposição de 26 mudas de Eleocharis sp. (leito quadrado) e 26 mudas de Typha sp. (leito retangular) por causa da morte destas plantas devido ao fenômeno de sifonamento que ocorreu nas saídas dos leitos, e que ocasionou a sucção de grande parte do líquido, abaixando o seu nível a apenas 0,2 m do fundo.

Em 30/10/1998 observou-se que nos leitos cultivados com a espécie Typha sp. o número de plantas que lançaram brotos foi reduzido, sendo 45% para o quadrado e 37,5% para o retangular. Isto ocorreu por causa do plantio das mudas a 20 cm da superfície da brita, o que dificultou o desenvolvimento dos brotos. Apesar do ocorrido, optou-se em não repor as plantas perdidas e aguardar o estabelecimento das que conseguiram brotar.

Nos meses de novembro e dezembro a regularidade de chuvas e o fornecimento regular de afluentes para o sistema contribuíram para o rápido desenvolvimento e maturação das plantas, fato constatado pelo início da floração das espécies no começo de dezembro/98.

Entre o final do mês de dezembro/98 e todo o mês de janeiro/99, ocorreram vários problemas como entupimentos no sistema e o fluxo irregular da água residuária bruta da Faculdade (período de férias), levando à sua interrupção durante este período. Com isso, o tanque séptico ficou sem afluente e os leitos cultivados tiveram que receber água da rede local de abastecimento para a manutenção das macrófitas.

Tabela 12. Cultivo e adaptação das macrófitas nos leitos cultivados.

Data	<u>Typha sp.</u> (quadrado)	<u>Eleocharis sp.</u> (quadrado)	<u>Typha sp.</u> (retangular)	<u>Eleocharis sp.</u> (retangular)
15/09/98	Plantio de 40 mudas com 20 a 30 cm de caule	Plantio de 40 touceiras	Plantio de 40 mudas com 20 a 30 cm de caule	Plantio de 40 touceiras
30/09/98		Reposição de 26 touceiras	Reposição de 26 mudas	
30/10/98	18 mudas lançaram brotos (não foram repostas)	40 touceiras em crescimento	15 mudas lançaram brotos (não foram repostas)	40 touceiras em crescimento
23/11/98	117 plantas	Crescimento	74 plantas	Crescimento
21/12/98	240 plantas e aparecimento da flor	Crescimento e flor	140 plantas e aparecimento da flor	Crescimento e flor
23/01/99	270 plantas e maturação das flores	Crescimento e maturação das flores	170 plantas e aparecimento das flores	Crescimento e maturação das flores

4.4.2. Coleta de amostras e manutenção da planta piloto

A entrada da água residuária bruta no tanque séptico modificado foi controlada por uma válvula de gaveta de 2” localizada no final do mangote e ao lado do primeiro amostrador, como pode ser visto na Figura 9b. Para se conseguir regular a abertura da válvula para a vazão pretendida foram feitas diversas tentativas até se conseguir um fornecimento razoável da água residuária sem que ocorresse entupimento ao longo do dia. Duas vezes por semana abria-se totalmente esta válvula para que possíveis depósitos de sedimentos no tubo fossem eliminados, diminuindo o risco de entupimento e evitando intervenções no sistema.

Para os leitos cultivados o controle de vazão de cada um foi feito pelo divisor de vazão descrito no item 4.3.3. Devido à variação diária da vazão, foi necessário fazer vários testes para se obter a melhor regulação de modo que não fosse necessário ficar intervindo constantemente neste dispositivo, seja por variações muito grandes da vazão diária, seja por entupimentos. Optou-se em regular o divisor de vazão semanalmente para a menor vazão apresentada durante o dia, das 8 e às 9 horas da manhã, pois garantiria que todos os leitos estariam recebendo efluente desde as primeiras horas da manhã..

Nas extremidades dos ramais do divisor de vazão há dois registros de gaveta de 1” que eram abertos uma vez por semana para possibilitar a limpeza interna da tubulação e evitar entupimentos.

As coletas das amostras foram feitas na entrada do tanque séptico e nas saídas de seus compartimentos (total de 4 amostras) e nas saídas dos leitos cultivados (total de 6 amostras), sendo realizada semanalmente às terças-feiras. As amostras foram coletadas de hora em hora (início às 8:00 e término 18:00) e conservadas à 4°C, conforme indicado no Standard Methods (APHA, 1995), e compostas no dia seguinte, de acordo com as vazões obtidas, para se ter as amostras que foram analisadas. Somente no caso da análise dos coliformes totais e fecais, devido ao tempo de conservação da amostra ser limitado a 6 horas (APHA, 1995; Hach, 1996), optou-se pelas coletas das 12:00 às 17:00 horas. Para a coleta das amostras foram utilizadas garrafas de vidro transparente com tampa de plástico, próprias para coletas, com volume total igual a 250mL.

O período de coleta das amostras foi de 04/11/98 a 21/12/98, sendo feitas todas a análise no Laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia Agrícola da UNICAMP.

4.4.3. Sumário dos métodos de análise laboratorial

Os métodos e equipamentos utilizados nas análises laboratoriais para este experimento estão descritos a seguir.

Sólidos Suspensos – realizado no espectrofotômetro DR/2010 (Hach), com intervalo de medidas de 0 a 750mg/L, pelo método fotométrico descrito em Hach (1996). Método frequentemente utilizado para avaliação de processos de planta;

Sólidos Sedimentáveis – realizado no cone Imhoff, segundo o Standard Methods (APHA, 1995), fornecendo leituras em mL/L;

Turbidez - realizado no espectrofotômetro DR/2010 (Hach), com intervalo de medidas de 0 a 4400 FAU, pelo método de radiação atenuada descrito em Hach (1996). Este método é de leitura direta e adaptado da ISO 7027, sendo que sua unidade de leitura FAU (unidade de atenuação Formazin) é equivalente a NTU (unidade de turbidez nefelométrica) apesar dos métodos serem muito diferentes. Este método pode ser usado para monitoramento de processos a campo, porém não é aconselhado para o acompanhamento de processos com baixos níveis de turbidez;

pH – realizado em um peagâmetro Orion de bancada, com um eletrodo de platina imerso em solução eletrolítica dentro de uma campânula de vidro, pelo método eletrométrico segundo Standard Methods (APHA, 1995);

DQO – realizado com a digestão da amostra com dicromato de potássio em um reator DQO Hach, seguida de determinação colorimétrica no espectrofotômetro DR/2010 (Hach) na

faixa de 0 a 150mg O₂/L e desvio padrão de $\pm 2,7$ mg O₂/L, conforme descrito em Hach (1996). Este método é aprovado pelo U.S.E.P.A.;

DBO – realizado no equipamento DBOTrak (Hach) com análise de até 6 amostras por vez. Pode-se analisar a DBO de 5,7 e 10 dias, com faixa de análise variando de 0 a 700 mg O₂/L. Seu princípio de funcionamento está baseado na diminuição da pressão do ar atmosférico confinado em cada frasco devido ao consumo do oxigênio para oxidar a matéria orgânica. Este decréscimo de pressão é convertido em valores de DBO pelo equipamento, sendo registrados de hora em hora para cada amostra analisada conforme descrito em Hach (1997). Este equipamento é de utilização freqüente em processos de planta;

Fósforo total – a análise de fósforo total como íon PO₄³⁻ nas águas residuárias foi realizada pelo método do reagente PhosVer3 (Hach) com digestão em persulfato ácido no reator Hach para DQO e posterior determinação colorimétrica no espectrofotômetro DR/2010 que fornece leituras em PO₄³⁻, P e P₂O₅. Este método é aceito pelo U.S.E.P.A. e seus procedimentos encontram-se em Hach (1996);

Nitrogênio total Kjeldahl – análise realizada pelo método de Nessler, digerindo a amostra no digestor Disgisdahl (Hach) e posterior determinação colorimétrica no espectrofotômetro DR/2010 (Hach). O termo “nitrogênio total Kjeldahl” refere-se à somatória das concentrações do nitrogênio amoniacal com a do nitrogênio orgânico. O método fornece resultados de 0 a 150mg/L de NTK. Os procedimentos experimentais estão descritos em Hach (1996)

Nitrogênio Amoniacal: análise realizada pelo método de Nessler, não necessitando digestão, com posterior determinação colorimétrica no espectrofotômetro DR/2010 (Hach), com resultados de 0 a 50mg/L. O espectrofotômetro fornece valores em NH₄⁺, NH₃ e NH₃-N.

Subtraindo seu valor do nitrogênio total Kjeldahl obtém-se o nitrogênio orgânico. Os procedimentos experimentais estão descritos em Hach (1996).

Nitrato – análise realizada pelo método do reagente NitraVer5 (Hach) e posterior determinação colorimétrica no espectrofotômetro DR/2010 (Hach), com resultados de 0 a 5mg/L de NO_3^- . Os procedimentos experimentais estão descritos em Hach (1996).

Coliformes totais e E. coli – a quantificação de coliformes totais e E. coli foi realizada pelo método do substrato cromogênico. Os equipamentos usados na análise foram a cartela Quanti-Tray, seladora Quanti-sealer e lâmpada UV do método conhecido comercialmente como Colilert-IDEXX e uma estufa biológica. O método produz respostas dentro de 24 a 28 horas de incubação. Os procedimentos experimentais, os materiais necessários e o método estão descritos no Standard Methods (APHA, 1995).

4.4.4. Custo do experimento

O custo total do experimento, considerando o período de julho de 1998 a janeiro de 1998, foi de aproximadamente R\$ 15.000,00. Desta quantia, 20% foram gastos com materiais de construção e componentes hidráulicos, 10% com mão-de-obra e 70% com equipamentos e reagentes necessários às análises laboratoriais.

5. Resultados e Discussão

5.1. Análises preliminares

Com a intenção de caracterizar a água residuária bruta da Faculdade de Engenharia Agrícola FEAGRI-UNICAMP, no dia 19/05/98 às 15:00 h. fez-se uma amostragem simples desta água na caixa de derivação de onde, posteriormente, foi desviado o fluxo para este experimento. As análises químicas e biológicas foram realizadas no Laboratório de Saneamento da FEAGRI-UNICAMP, conforme os métodos e equipamentos descritos no item 4.4.3., e seus resultados apresentados na Tabela 13.

Tabela 13 . Caracterização preliminar da água residuária da FEAGRI/UNICAMP

Parâmetros	Valor
SSt (mg/L)	84
SSed (mL/L)	44
DQO (mg O ₂ /L)	316
Coliformes totais(NMP/100mL)	> 2,419x10 ⁶
<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	1,733x10 ⁶
NTK (mgN/L)	42,5
PO ₄ ⁻ (mg/L)	8,31
pH	7,93
Turbidez (FAU)	122

Estes valores estão de acordo com os apresentados por von Sperling (1996a) como esperados para a água residuária bruta e indicam a necessidade da utilização de um tratamento primário para que a quantidade de sólidos suspensos, sólidos sedimentáveis e DQO sejam reduzidos à concentrações mais baixas, para que um tratamento secundário possa proporcionar

uma considerável redução do nitrogênio, do fósforo e dos organismos patogênicos para o posterior lançamento do efluente tratado em rios ou lagos e mesmo a sua utilização como água de irrigação de pastagens, gramados, frutíferas ou culturas anuais (milho, arroz, feijão).

5.2. Caracterização da vazão afluyente

A variação horária da vazão total do sistema foi obtida pela somatória das vazões de entrada de cada leito cultivado. Avaliou-se a vazão de cada leito individualmente pelo método volumétrico, utilizando-se uma proveta graduada de 200ml com 2ml de graduação e um cronômetro digital, sendo realizadas três medições da vazão durante 15 segundos e calculada a média aritmética destes valores.

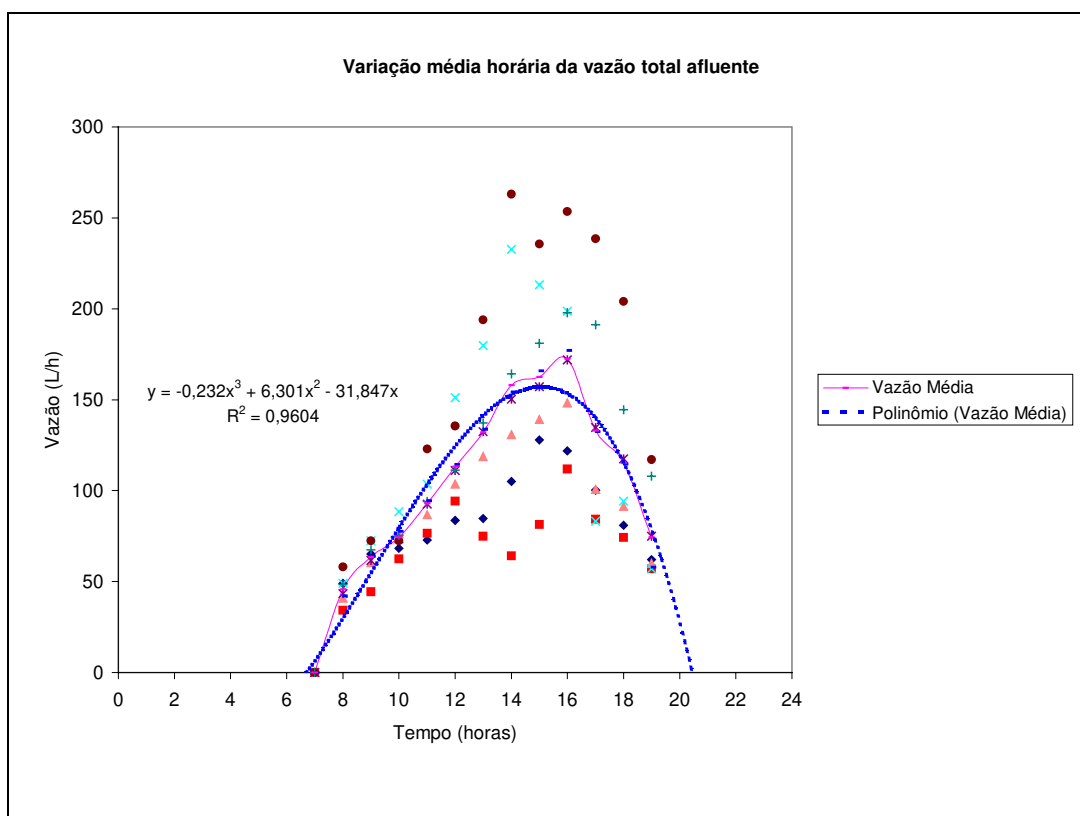
As medições de vazão foram realizadas inicialmente das 7:30 às 19:00h, porém ficou constatado nas três primeiras medições e na pesquisa do número de pessoas presentes na Faculdade que antes das 7:30h e após as 18:00h não se teria uma quantidade significativa de afluyente para o sistema, sendo que a coleta para avaliação da vazão foi iniciada às 8:00h e encerrada às 18:00h.

A Figura 14 apresenta a variação média horária da vazão total do sistema e a Tabela 15 (Apêndice) os seus resultados. Destaca-se o aumento da vazão afluyente a partir da 11^a semana por causa da obtenção de um ajuste na abertura da válvula de entrada do tanque séptico que proporcionou uma vazão regular ao longo do dia.

Pode-se notar pelo gráfico que a vazão da água residuária da Faculdade afluyente ao sistema teve início por volta das 8:00h e seguiu com valores crescentes até atingir um patamar elevado entre 14:00h e 16:00h (máximo por volta das 16:00h), sendo decrescente a partir deste

ponto e possivelmente inexistente a partir das 20:00h, conforme a curva do polinômio vista no próprio gráfico. Esta variação da vazão está intimamente ligada ao expediente da Faculdade, que começa às 8:30h e termina às 17:00h, e ao ritmo das aulas que tem seu início às 8:00h e término às 18:00h. Pode-se dizer que a maior parte da água residuária provém dos sanitários existentes na Faculdade, sendo que os valores mais elevados podem ser resultado da volta do almoço, do aumento da temperatura ambiente e conseqüente aumento do consumo de líquidos, levando ao uso dos sanitários.

Figura 14 . Variação média horária da vazão total do sistema e sua equação horária.



A vazão média estimada da água residuária bruta no tanque séptico modificado, para o período em análise e levando-se em conta um período de contribuição das 8:00h às 20:00h (12 horas), ficou em torno de 1330 L/dia, correspondendo ao atendimento de 9 pessoas/dia (150L/dia

por pessoa) e um tempo médio de detenção de aproximadamente 36 horas para o tanque séptico modificado, se não for considerado o volume de lodo. Considerando o cálculo e as indicações da norma NBR-7229/ABNT(1993) este valor passa a ser 11,3 horas como apresentado no cálculo abaixo:

$$V_t = 1,3 \cdot N_c \cdot (C_d \cdot T_d + 100 \cdot V_l)$$

$$2000 = 1,3 \cdot 9 \cdot (150 \cdot T_d + 100 \cdot 1) \Rightarrow T_d = 0,47 \text{ dias ou } \underline{11,3} \text{ horas.}$$

onde: V_t = Volume total do tanque (L);

N_c = número de contribuintes (-);

C_d = contribuição diária por pessoa (L/dia);

T_d = tempo de detenção (dia);

V_l = volume de lodo fresco (L)

Para os leitos cultivados o tempo médio estimado de detenção foi de 4,5 dias.

5.3. Desempenho do tanque séptico modificado

A evolução temporal do desempenho do tanque séptico modificado no tratamento de parte do volume total da água residuária da FEAGRI-UNICAMP está retratada nos gráficos das Figuras 15 a 20 e nas Tabelas 16 a 21. Estes apresentam, respectivamente, os resultados das análises de DQO, sólidos sedimentáveis, sólidos suspensos, turbidez, pH e E. coli. A Tabela 22 apresenta os resultados das análises de DBO₅.

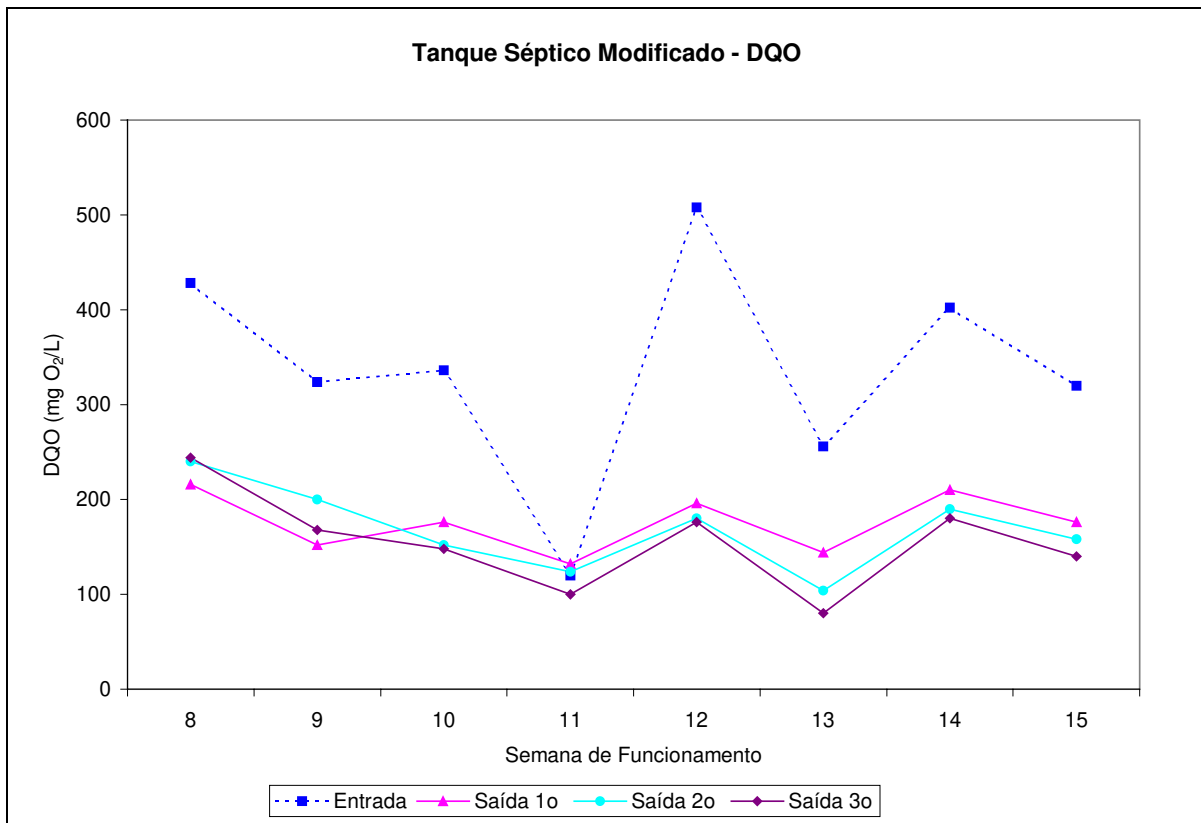
Alguns gráficos possuem 2 eixos y , um para a concentração da água residuária bruta (principal) e outro (secundário) para as concentrações dos efluentes de cada compartimento. Para

todos os gráficos, os pontos de amostragem são apresentados em cores distintas, e todas as Tabelas listadas no parágrafo anterior estão localizadas no Apêndice.

O gráfico da Figura 15 mostra que entre a 8^a e a 9^a semana o sistema estava sofrendo uma provável estabilização do ponto de vista biológico, pois os valores da DQO para as saídas dos 2^o e 3^o compartimentos eram maiores que o do 1^o, indicando que o provável acúmulo de sólidos ocorrido no interior dos mesmos durante as primeiras semanas de funcionamento estava em processo de degradação e contribuindo para o aumento dos valores da DQO em seus efluentes. A partir da 10^a semana, com o possível estabelecimento das colônias de bactérias, o comportamento do tanque séptico se torna mais uniforme, sendo que os valores elevados (12^a semana) e reduzidos (11^a semana) de DQO de entrada não interferiram no seu desempenho, mostrando a sua capacidade de atenuação de “ondas de choque” e de retenção da sua biomassa, como indicado por Barros & Campos (1992).

A remoção média da DQO após o provável começo da estabilização do sistema (11^a semana) foi de 61%, como indicado na Tabela 16. Comparando-se este valor com os obtidos por Philippi et al. (1998) e por Lima (1998), citados no item 3.4, pode-se verificar um desempenho um pouco maior para o tanque séptico compartimentado, chegando próximo ao mínimo indicado por von Sperling (1996a) para o sistema “tanque séptico e filtro anaeróbio” que é de 70%.

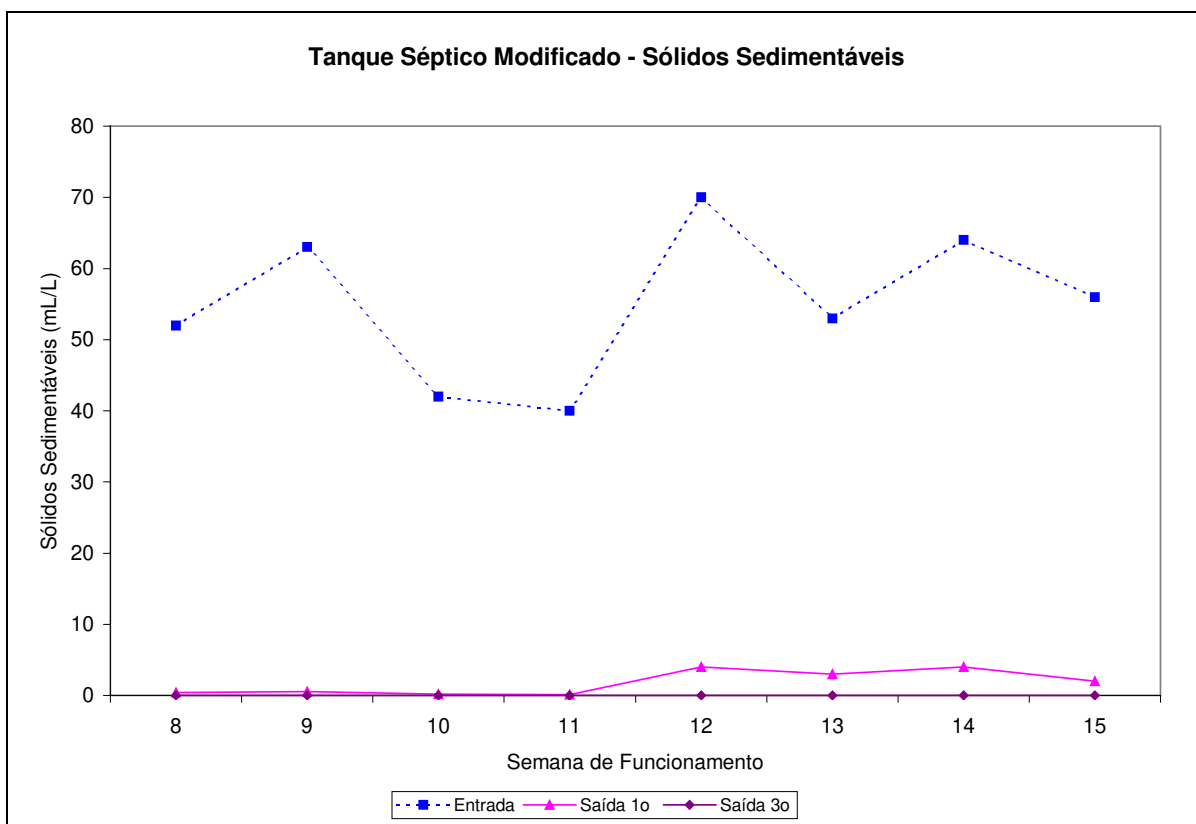
Figura 15. Concentração da DQO ($\text{mg O}_2/\text{L}$) da água residuária bruta e do efluente dos compartimentos do tanque séptico modificado entre 4/11/98 a 21/12/98



A Figura 16 ilustra a remoção dos sólidos sedimentáveis no tanque séptico modificado indicando que a maior parte da remoção ocorre no primeiro compartimento e é completada no segundo. A ocorrência de sólidos sedimentáveis no efluente do primeiro compartimento a partir da 11^a semana pode ser um indicador do começo das atividades das bactérias heterotróficas no interior do 1^o compartimento, tendo como uma das conseqüências a geração de gases (p. ex. CO_2) que promovem o arraste de flocos não-granulados para o 2^o compartimento. Verificando a interferência da vazão, que teve um aumento a partir da 11^a semana em relação à praticada anteriormente, é provável que este aumento tenha contribuído para o arraste dos sólidos sedimentáveis, pois a velocidade média diária de ascensão no 1^o compartimento que era de 7 cm/h passou a 10,7 cm/h (aumento de 53%).

A remoção dos sólidos sedimentáveis, como indicado na Tabela 17, atingiu valores médios de 100%, assegurando a primeira necessidade para um bom desempenho dos leitos cultivados que é não receber sólidos sedimentáveis.

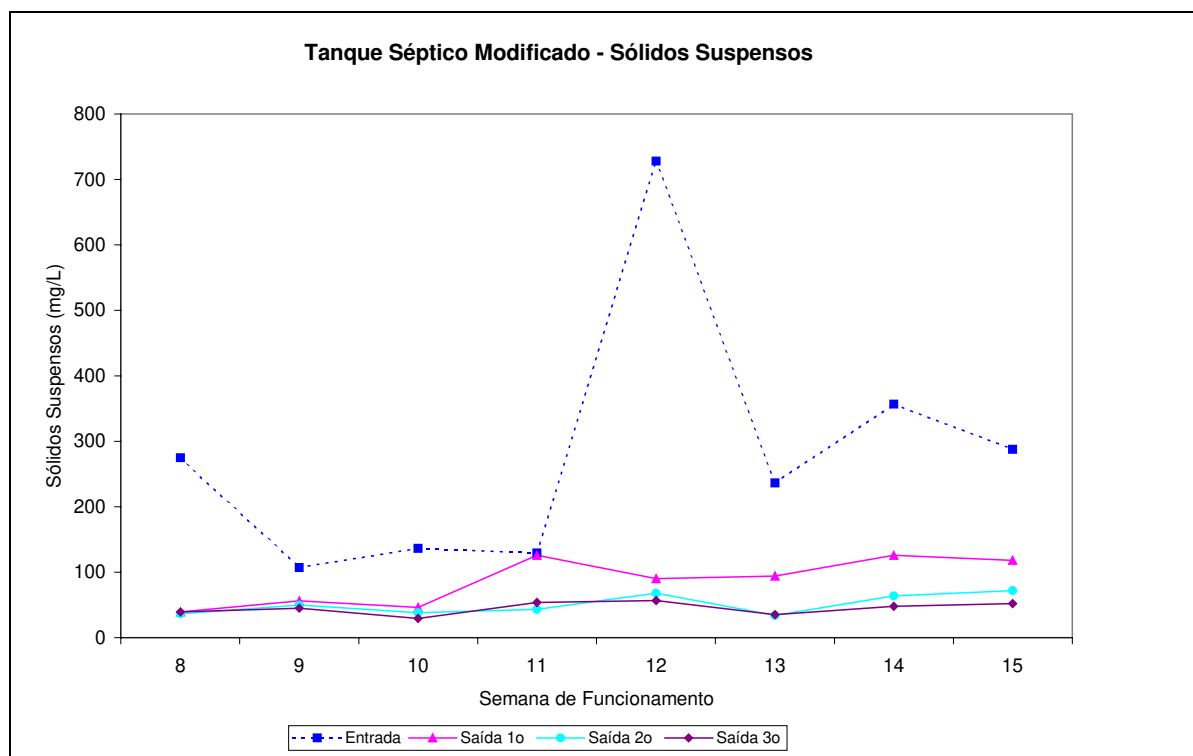
Figura 16. Concentração dos sólidos sedimentáveis (mL/L) da água residuária bruta e do efluente dos compartimentos do tanque séptico modificado entre 04/11/98 a 21/12/98



Os sólidos suspensos também foram avaliados como mostra a Figura 17. O 1º compartimento também removeu grande parte dos sólidos suspensos que entravam no sistema, como no caso dos sólidos sedimentáveis. Até a 10ª semana os valores de seu efluente eram praticamente iguais aos do 2º e 3º compartimento, indicando que não estava ocorrendo remoção de sólidos suspensos nestes dois e que, provavelmente, a atividade microbiana não estava tão intensa no 1º compartimento.

Na 11ª semana o comportamento dos sólidos suspensos sofre uma variação, sendo seus valores no efluente do 1º compartimento praticamente iguais aos da água residuária bruta. A partir deste ponto estes valores passaram a ser maiores que os dos 2º e 3º compartimentos, mostrando que um provável aumento da atividade microbiana no seu interior teria contribuído para esta situação. Os valores de concentração de sólidos suspensos destes dois sofreram uma alternância entre a 11ª e a 13ª semanas, talvez devido à tentativa de estabilização das suas colônias de bactérias, motivadas pelo possível aumento do fornecimento de matéria orgânica parcialmente degradada advinda do 1º compartimento. A partir da 13ª semana os resultados dos sólidos suspensos indicam uma provável estabilização das bactérias no interior de cada compartimento, pois seus valores já se apresentam bem diferentes.

Figura 17. Concentração dos sólidos suspensos (mg/L) da água residuária bruta e do efluente dos compartimentos do tanque séptico modificado entre 04/11/98 a 21/12/98

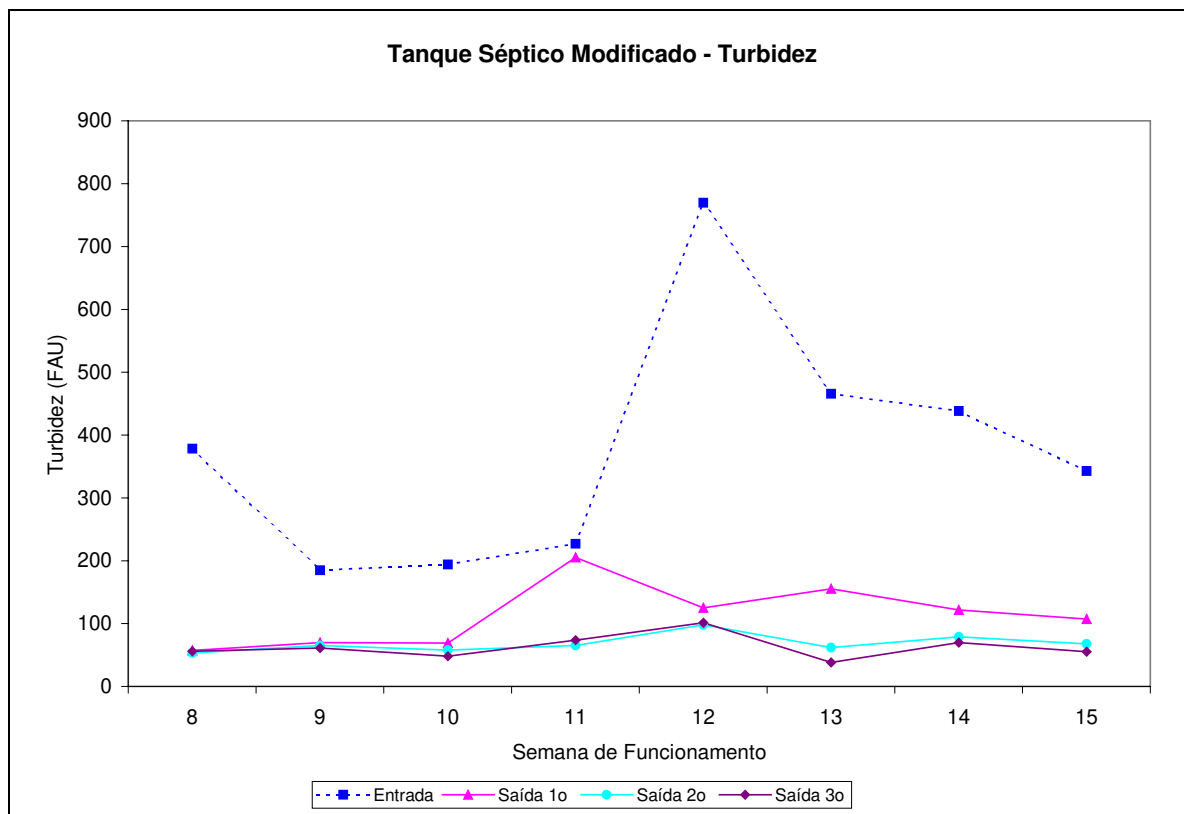


Comparando-se os resultados de remoção dos sólidos suspensos apresentados na Tabela 18 com os apresentados por Philippi et al. (1998) e Lima (1998) é possível que o direcionamento

da entrada para o fundo das câmaras do tanque séptico modificado tenha promovido um maior contato do afluente com a biomassa, melhorando estes índices de remoção.

Quanto à turbidez, como mostram a Tabela 19 e a Figura 18, seu comportamento esta de certa forma ligado ao dos sólidos suspensos. A partir da 13^a semana ambos têm uma certa tendência de estabilização com valores distintos para cada compartimento, indicando, provavelmente, o estabelecimento das colônias de bactérias em cada um, como citado anteriormente para os sólidos suspensos.

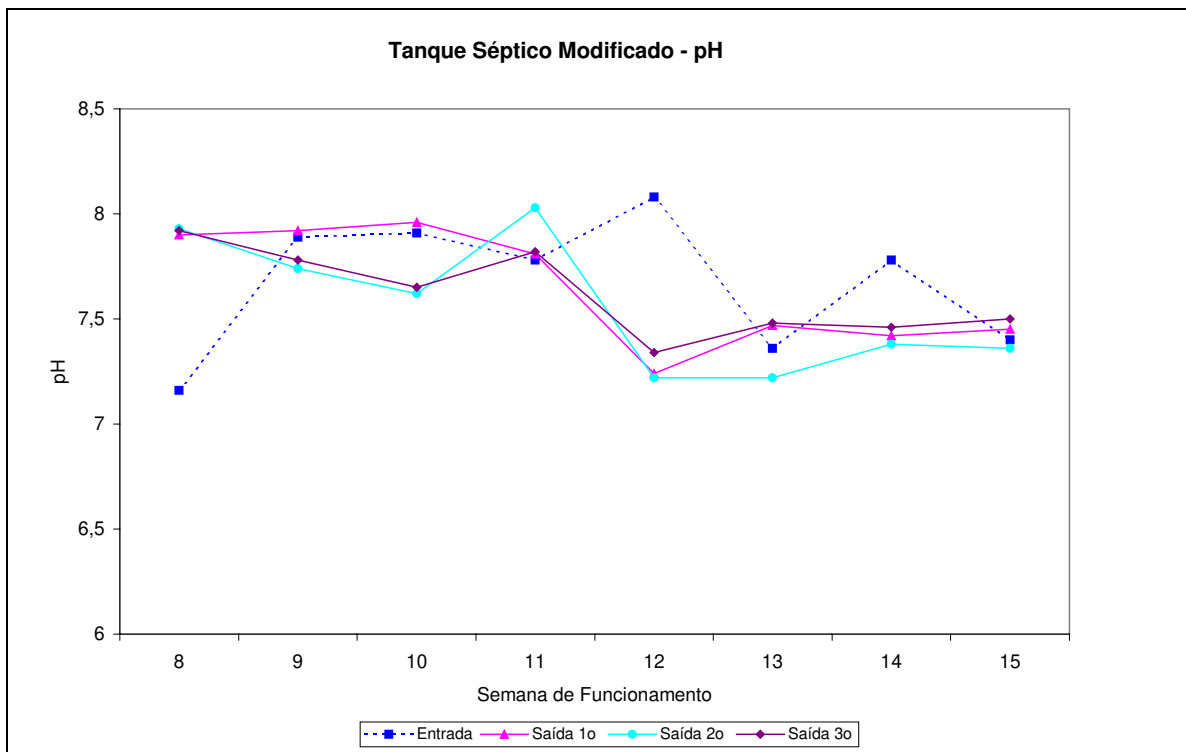
Figura 18. Turbidez (FAU) da água residuária bruta e do efluente dos compartimentos do tanque séptico modificado entre 04/11/98 a 21/12/98



Os valores do pH dos efluentes são apresentados na Figura 19 e na Tabela 20. Apesar dos valores do pH para o 2º e 3º compartimentos terem tido certa elevação na 11ª semana, provavelmente por causa da presença de alguma substância alcalina na água residuária bruta,

nota-se a tendência de certa acidificação dos efluentes desde o início da avaliação do sistema, indicando a provável atividades das bactérias heterotróficas. A partir da 11^a semana os valores que estavam em torno de 7,8 passam para o patamar de 7,3, indicando o estabelecimento das bactérias e o começo da degradação da matéria orgânica presente em cada câmara. Barros & Campos (1992) indicam que no 1º compartimento ocorrem a hidrólise inicial e a acidogênese (constatada pela queda do pH), sendo que talvez o primeiro processo tenha sido iniciado a partir da 11^a semana, se levar em conta o aumento dos sólidos sedimentáveis e suspensos e da turbidez, a redução da DQO no efluente do 1º compartimento, e a pequena queda do pH.

Figura 19. Valores do pH (-) da água residuária bruta e do efluente dos compartimentos do tanque séptico modificado entre 04/11/98 a 21/12/98



Em relação aos coliformes totais seus valores permaneceram acima de $4,84 \times 10^6$, tanto para a água residuária bruta quanto para o efluente do 3º compartimento do tanque séptico modificado. Como o interesse principal era na avaliação de E. coli, que indica a contaminação

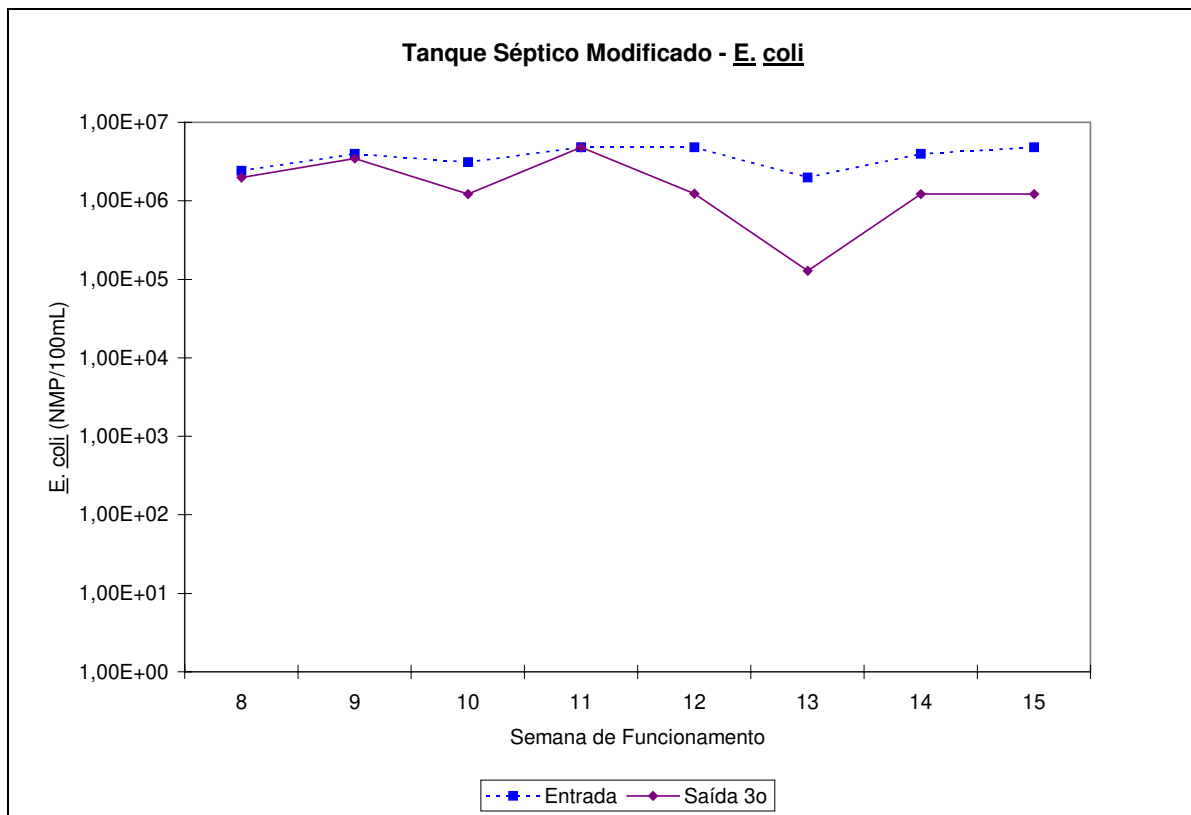
fecal por animais de sangue quente, estabeleceu-se o valor máximo de diluição para as amostras igual a 1:2000, o que possibilitou fazer a leitura dos seus valores, porém não permitiu a leitura dos coliformes totais. O método adotado para esta análise permite a leitura dos valores de E. coli e de coliformes totais na mesma cartela, porém se o interesse maior for pela determinação de algum deles a diluição será função de sua determinação, sendo realizada a leitura dos valores do outro se possível.

Com este procedimento pode-se determinar a remoção de E. coli no tanque séptico modificado, como mostra a Figura 20 e a Tabela 21. Pode-se verificar que os valores no efluente do 3º compartimento seguem praticamente o mesmo comportamento dos valores da água residuária bruta, indicando que um possível aumento no seu valor será refletido no efluente. Outra constatação é que, de certa forma, o número de E. coli na saída do 3º compartimento segue a mesma tendência de comportamento da concentração dos sólidos suspensos, indicando uma possível relação entre eles, como citado por von Sperling (1996a). Isto leva a crer que quanto mais eficiente for o tanque séptico modificado na remoção dos sólidos suspensos tanto maior será a remoção de E. coli no seu efluente.

Além destas determinações, a DBO₅ foi avaliada com o auxílio do equipamento DBOTrak (Hach) para o período de 02/12/98 a 16/12/98, sendo os valores apresentados na Tabela 22. Comparando-se estes valores com os de DQO correspondentes pode-se verificar que a DBO₅ apresenta valores quase que duas vezes maior. Tal fato pode ter ocorrido por causa do procedimento adotado na preparação das amostras (não filtradas), pois estas continham certa quantidade de sólidos sedimentados que, provavelmente, foi oxidada e interferiu na análise. Entre as três análises realizadas a da 13ª semana apresentou resultados condizentes com os esperados, pois parte dos sólidos que sedimentaram permaneceu no vidro de amostra, não sendo transferido

para a garrafa do equipamento. Esta constatação levou a uma mudança no procedimento de preparação das amostras para este equipamento, sendo que passaram a não conter os sólidos sedimentados.

Figura 20. Número de E. coli (NMP/100mL) da água residuária bruta e no efluente do 3º compartimento do tanque séptico modificado entre 04/11/98 a 21/12/98



5.4. Adaptação das macrófitas nos leitos cultivados

Como foi apresentado no item 4.4.1. as macrófitas Typha sp. e Eleocharis sp. foram cultivadas em sistema de monocultivo nos leitos cultivados que receberam e trataram o efluente do tanque séptico modificado. Foi realizado um registro fotográfico do deste desenvolvimento, apresentado na Figura 21, onde pode-se notar um lento desenvolvimento das macrófitas após o 1º mês de plantio(a,b) com o aparecimento dos primeiros brotos, o desenvolvimento mais pronunciado no 2º mês(d,c) coincidindo com o início do período de chuvas, período este que a Typha sp. foi atacada por duas espécies de lagartas e a Eleocharis sp. por um tipo de besouro (não foi possível classificar estes insetos), pleno desenvolvimento no 3º mês(e) já com a presença das primeiras flores nas duas macrófitas e manutenção no 4º mês (f) quase que exclusivamente com água da rede local de abastecimento.

No caso das mudas de Typha sp. a maioria desenvolveu novos brotos e não desenvolveu as folhas principais do caule transplantado porque estas mudas já estavam se preparando para lançar o pendão com a nova flor. Já as mudas de Eleocharis sp. mantiveram as folhas originais e desenvolveram novos brotos laterais.

Como apresentado anteriormente os leitos quadrado com Eleocharis sp. e o retangular com Typha sp. apresentaram uma elevada perda de mudas, ficando atrasados em relação aos outros. Na tentativa de atingir um desenvolvimento mais igualitário entre os leitos, a lâmina d'água destes leitos foi mantida no seu mais alto nível, chegando quase a aflorar. Isto promoveu um desenvolvimento muito mais rápido nas mudas que se tivesse mantido o nível a 0,5m, pois isto imitou o fenômeno da cheia e estimulou, provavelmente, o desenvolvimento das macrófitas,

além de diminuir a temperatura da brita que deveria, de certo modo, retardar o crescimento das plantas. Mansor (1998) também observou tal fenômeno para as mesmas espécies.

Figura 21. Leitos quadrados em 23/10/98 (a), leitos retangulares em 23/10/98 (b), leitos quadrados em 20/11/98 (c), leitos retangulares em 20/11/98 (d), vista geral dos leitos em 21/12/98 (e).



(a)



(b)



(c)



(d)



(e)

Outro detalhe que chamou muita atenção foi a presença de um tom verde escuro nas folhas das plantas e um rápido florescimento (menos de 3 meses), sendo que estes fatores, provavelmente, tenham a ver com o constante e abundante fornecimento de nitrogênio e fósforo que, segundo Malavolta (1979) são responsáveis, respectivamente, pelo verde-escuro nas folhas e pela maturidade das plantas, culminando com o seu florescimento.

Quanto ao manejo adotado para as macrófitas, não foi realizado nenhum corte ou remoção de folhas que secaram, nem a aplicação de qualquer tipo de substância química (adubo p. ex.).

Outra constatação feita durante este período de avaliação foi quanto à presença de várias espécies de pássaros que freqüentemente vêm até o experimento, de abelhas nas flores, de aranhas e formigas andando sobre os leitos e também a presença de plantas invasoras que acabaram se instalando nos leitos de controle, sendo retirada na sequência para que sua presença não interferisse na avaliação.

5.5. Desempenho dos leitos cultivados

A evolução temporal do desempenho dos leitos cultivados no tratamento do efluente do tanque séptico modificado está retratada nos gráficos das Figuras 22 a 31 e nas Tabelas 23 a 33. Estes apresentam, respectivamente, os resultados das análises de DQO, sólidos suspensos, turbidez, pH, coliformes totais, E. coli., nitrogênio amoniacal, nitrogênio total Kjeldahl, nitrogênio orgânico, nitrato e fósforo total. A Tabela 34 apresenta os resultados das análise de DBO₅.

Alguns gráficos possuem 2 eixos y, um (principal) para a concentração do efluente do 3º compartimento, que é o afluente dos leitos, e outro (secundário) para as concentrações dos

efluentes de cada leito. Para todos os gráficos, os pontos de amostragem são apresentados em cores distintas, e todas as Tabelas listadas no parágrafo anterior estão localizadas no Apêndice.

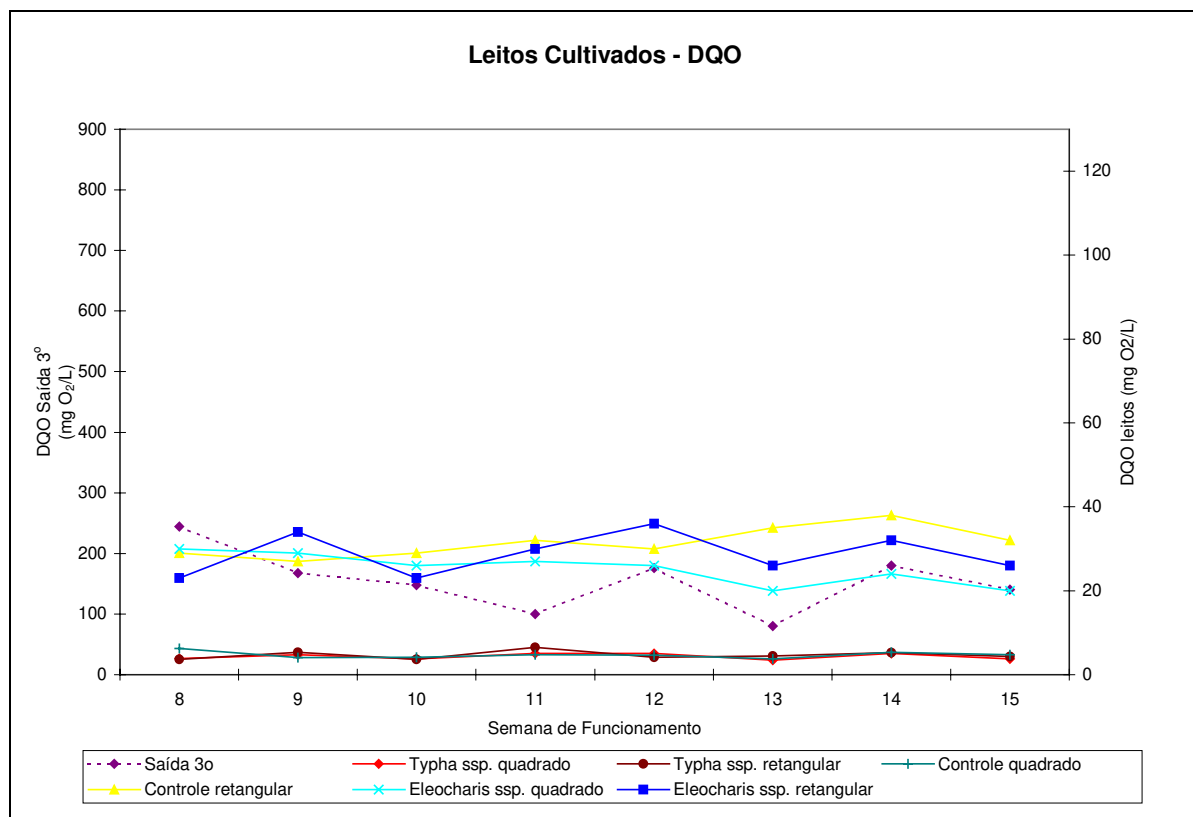
Os valores de remoção da DQO, apresentados na Figura 22 e Tabela 23, indicam um comportamento muito próximo entre todos os leitos até a 10^a semana de operação. Considerando-se a diferença entre os desenvolvimentos das macrófitas, estas remoções, provavelmente, são o resultado da atuação de bactérias facultativas ou anaeróbias fixadas no meio suporte. Nas 11^a e 13^a semanas os valores da DQO afluente são relativamente mais baixo que os das outras semanas, porém os desempenhos dos leitos cultivados na sua remoção atingiram os menores valores durante o período de análise, sendo que na 11^a semana também o tanque séptico modificado apresentou seu menor desempenho, levando a crer que neste dia foi lançado na água residuária bruta alguma substância de difícil degradação do ponto de vista biológico. Este fato também é possível para a 13^a semana, além de outro fator importante que foi o aumento da vazão média diária que pode ter diluído o efluente, provocando uma menor disponibilidade de nutrientes para as bactérias e um menor tempo de detenção.

A partir da 12^a semana o comportamento dos leitos têm uma certa tendência de melhoria na remoção de DQO devido, talvez, ao estabelecimento das colônias de bactérias aeróbias nas rizosferas, sendo que nas duas últimas semanas os leitos cultivados com macrófitas apresentaram valores de remoção um pouco superiores aos dos leitos de controle. Dentre os cultivados, os leitos quadrados apresentaram concentrações de DQO efluente menores que os retangulares, e entre as macrófitas a Eleocharis sp. apresentou valores de remoção iguais ou superiores aos da Typha sp., com destaque para a Eleocharis sp. do leito quadrado.

Comparando os resultados de remoção de DQO obtidos neste experimento com os dos autores citados no item 3.4. nota-se que estão um pouco abaixo dos obtidos por Roston (1994) e

Urbanc-Bercic & Bulc (1995), maiores que os de Souza & Bernardes (1996), Philippi et al. (1998) e Knight (1992)-para DBO e parecidos com os de Mansor (1998).

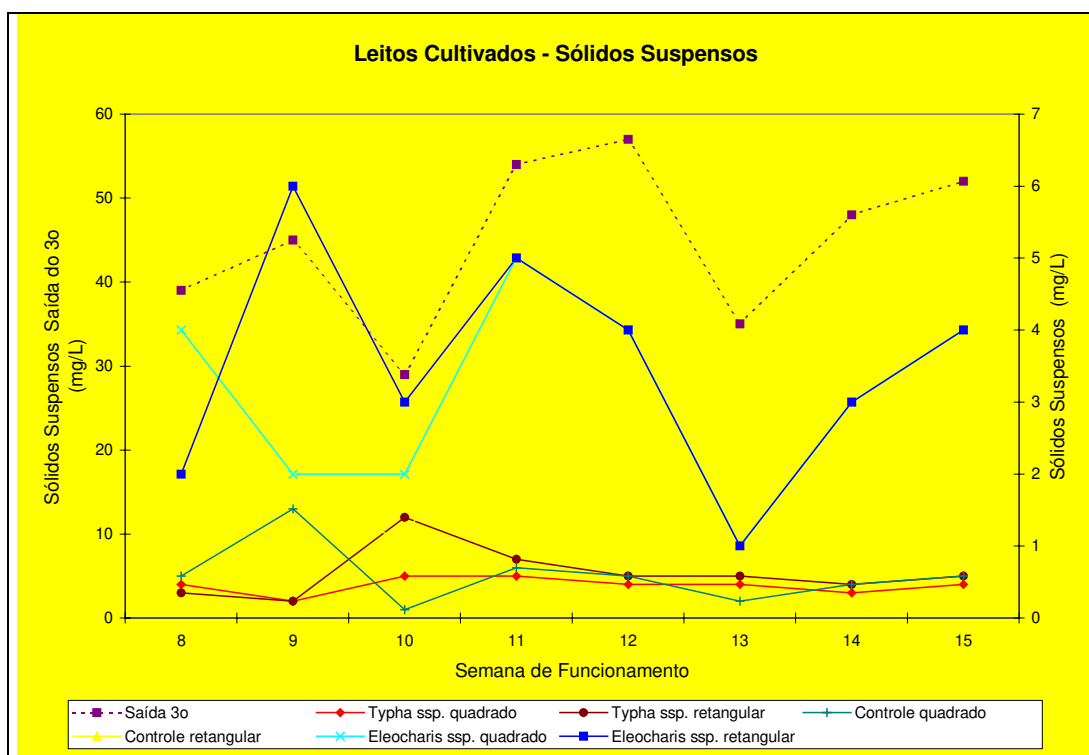
Figura 22. Concentração de DQO ($\text{mg O}_2/\text{L}$) do afluente e dos efluentes dos leitos cultivados entre 04/11/98 a 21/12/98



A remoção dos sólidos suspensos nos leitos cultivados é apresentada na Figura 23 e na Tabela 24. A remoção dos sólidos suspensos em todos os leitos cultivados apresentou um comportamento muito parecido entre eles, modificado somente na 9ª semana para o leito de controle quadrado. Talvez seu biofilme não estivesse totalmente estabelecido estando sua capacidade de adsorção reduzida, e para o leito retangular com Eleocharis sp. que poderia ter perdido alguns flocos do seu biofilme ou alguns fragmentos de raízes, motivo este que causou o aumento dos sólidos suspensos no efluente do leito retangular com Typha sp. na 10ª semana. A partir da 11ª semana a concentração dos sólidos suspensos nos efluentes dos leitos cultivados se

mantiveram praticamente os mesmos, indicando que a filtração realizada pelo meio suporte e a adsorção destas partículas exercida pelas bactérias a ele aderidas foram, provavelmente, os principais responsáveis pela remoção, não sendo tão sentida a adsorção exercida pelas raízes das macrófitas neste processo. O valor médio de 91% obtido neste experimento é bem superior ao encontrado por Philippi et al. (1998) que foi de 40% e os valores dos sólidos suspensos nos seus efluentes estão próximos dos encontrados por Mansor (1998).

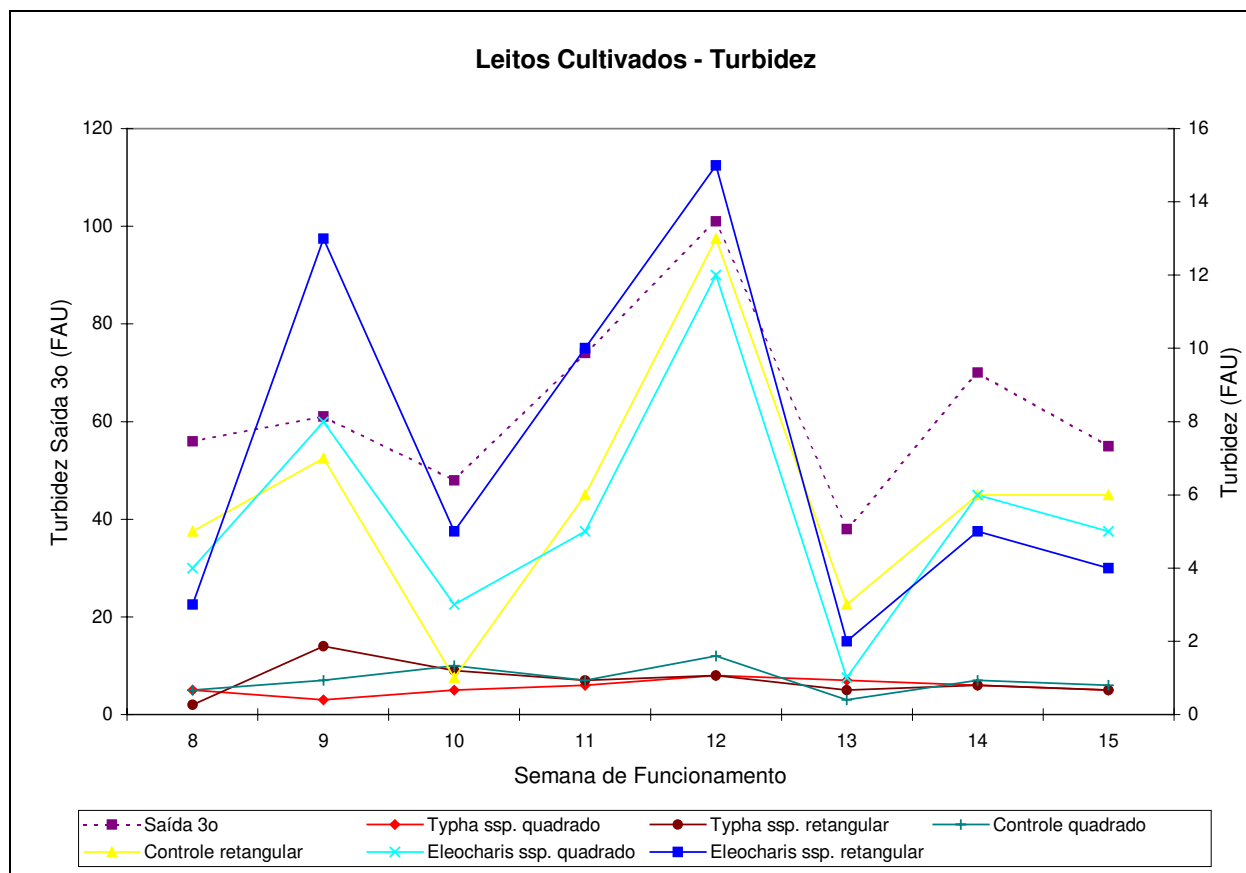
Figura 23. Concentração de sólidos suspensos (mg/L) do afluente e dos efluentes dos leitos cultivados entre 04/11/98 a 21/12/98



A remoção da turbidez, apresentada na Figura 24 e na Tabela 25, também apresenta valores muito próximos para os leitos cultivados. De certa forma, todos os leitos, com exceção do quadrado e do retangular (após a 10ª semana) cultivados com Typha sp., acompanharam as alterações do afluente. Como a turbidez também está relacionada com os sólidos dissolvidos,

talvez o extenso sistema radicular da *Typha sp.* promova a adsorção destes, de modo que a turbidez de seus efluentes tenha se mantido estável ao longo das semanas.

Figura 24. Turbidez (FAU) do afluente e dos efluentes dos leitos cultivados entre 04/11/98 a 21/12/98

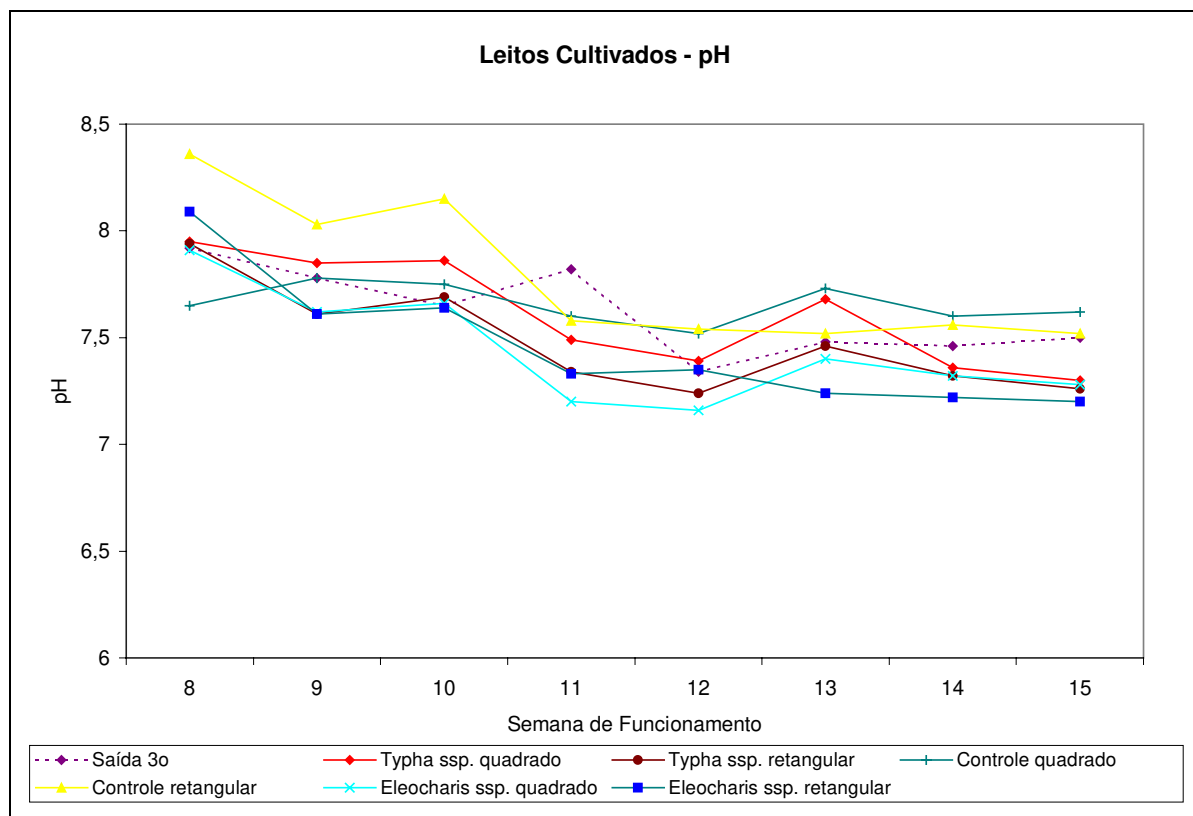


Os valores de pH nos leitos cultivados, apresentados na Figura 25 e na Tabela 26, tiveram um decaimento crescente para todos os leitos até a 12ª semana, indicando o desenvolvimento das macrófitas e das colônias de bactérias heterotróficas, apresentando os leitos de controle já uma certa tendência de estabilidade ou de uma diminuição menos acentuada no pH de seus efluentes. Na 13ª semana não houve expediente na terça-feira, dia 08/12/98, ficando o sistema sem receber efluente durante 4 dias (os dois do fim de semana mais segunda e terça-feira), sendo que a coleta do dia 09/12/98 refletiu um aumento do pH. Isto pode ter sido ocasionado pelo consumo de

nutrientes pela planta, que troca o íon hidroxila (OH^-) por nitrato (NO_3^-), por exemplo, ou pela desnitrificação que gera uma economia de alcalinidade.

A partir da 14ª semana, os leitos que apresentaram seus valores de pH elevados na 13ª semana voltaram a apresentar uma tendência de queda, mostrando uma recuperação do sistema. Com a degradação da matéria orgânica presente no efluente, têm-se a formação de diferentes tipos de ácidos orgânicos (p. ex. ácido carbônico) que provocam uma acidificação natural do meio e formam uma solução tampão ácida com a água (característica de tamponamento), conferindo aos leitos a capacidade de suportar variações bruscas do pH do afluente.

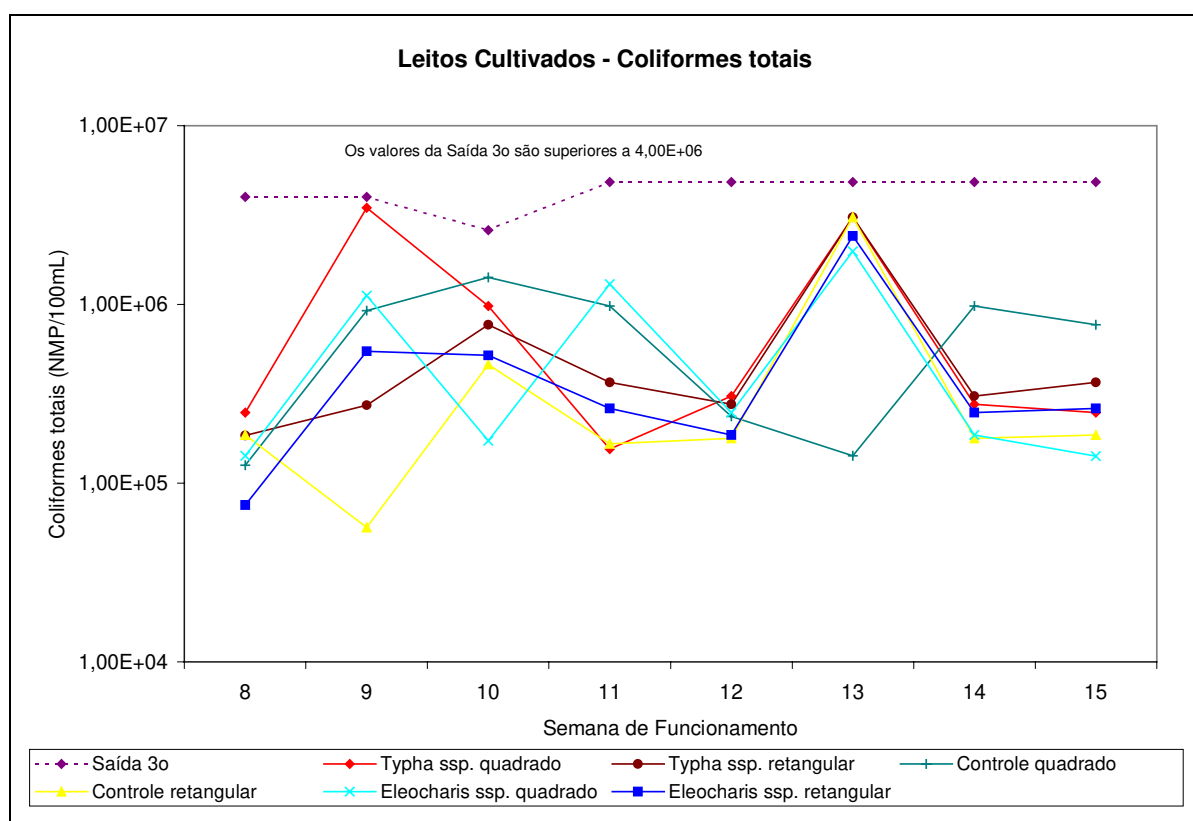
Figura 25. Valores de pH do afluente e dos efluentes dos leitos cultivados entre 04/11/98 a 21/12/98



A Figura 26 e a Tabela 27 apresentam os valores dos coliformes totais para os leitos cultivados. Não foi possível determinar os valores no afluente pelo mesmo motivo indicado no

item 5.3. Os coliformes totais apresentam, de certa forma, uma tendência de queda ao longo das semanas de funcionamento do sistema. A interferência dos 4 dias sem efluente (13^a semana) também refletiu nos seus resultados, sendo que somente o leito de controle quadrado apresentou comportamento diferente com queda do seu valor, talvez causado pela ascensão de seu pH até 7,73 que teria agido como um inibidor. No caso dos outros leitos, a presença da matéria orgânica durante estes dias no interior de cada um permitiu a sua degradação pelos coliformes com conseqüente aumento deste último.

Figura 26. Número de coliformes totais (NMP/100mL) do afluente e dos efluentes dos leitos cultivados entre 04/11/98 a 21/12/98

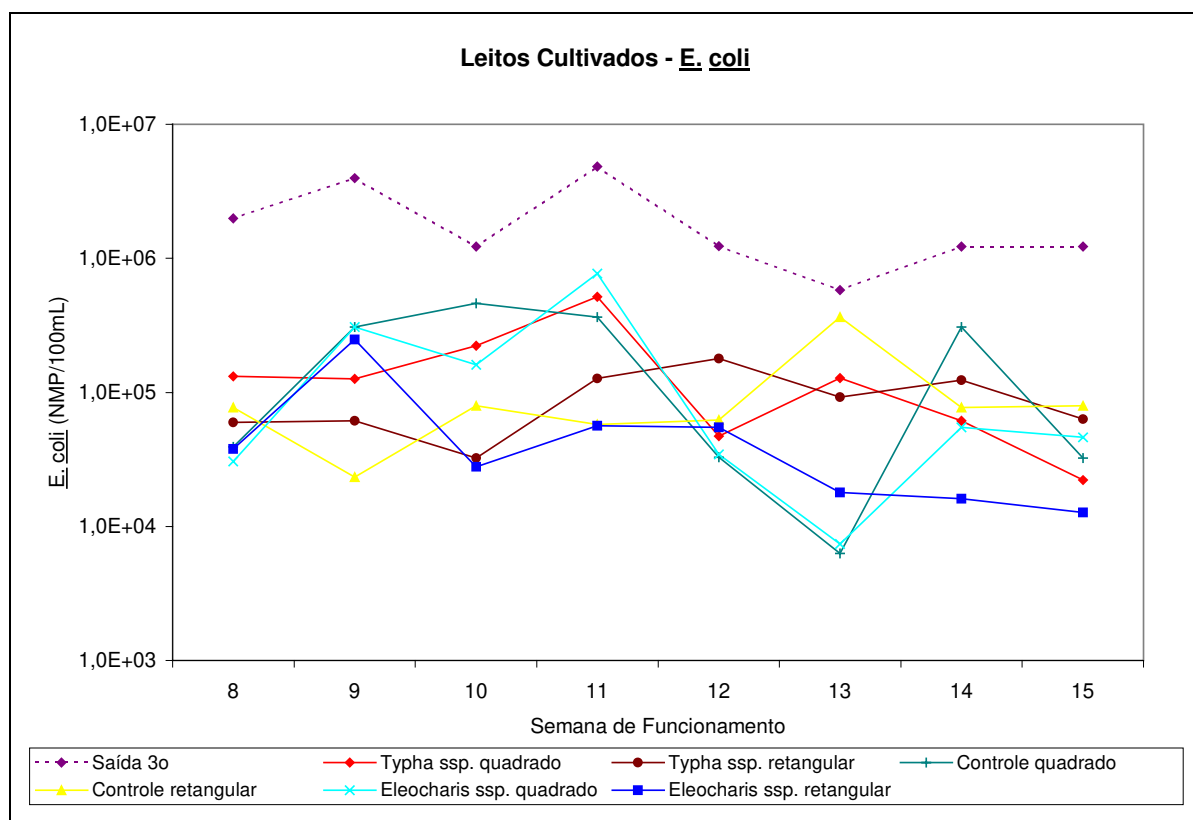


O número de bactérias E. coli, Figura 27 e Tabela 28, nos efluentes dos leitos cultivados também têm tendência de redução ao longo das semanas de funcionamento. A sua remoção nos leitos ocorre por predação, por adsorção e decaimento natural.

Entre os leitos cultivados os que apresentaram maiores valores de remoção e foram mais estáveis entre a 13^a e a 15^a semanas foram o retangular com Eleocharis sp. e o quadrado com Typha sp.. Não houve muita diferença na remoção de E. coli entre os leitos cultivados e os de controle a partir da 14^a semana, indicando a estabilização dos leitos.

Devido aos baixos valores de sólidos suspensos e de turbidez nos efluentes dos leitos, uma posterior desinfecção, seja por produtos químicos como o cloro ou peróxido de hidrogênio, seja pela utilização de lâmpadas ultravioleta, teria altas taxas de eficiência. A utilização desta água para a irrigação superficial de culturas de cereais ou de pomares também seria beneficiada pela qualidade dos efluentes, pois sua exposição ao sol iria promover certa desinfecção.

Figura 27. Número de E. coli (NMP/100mL) do afluente e dos efluentes dos leitos cultivados entre 04/11/98 a 21/12/98



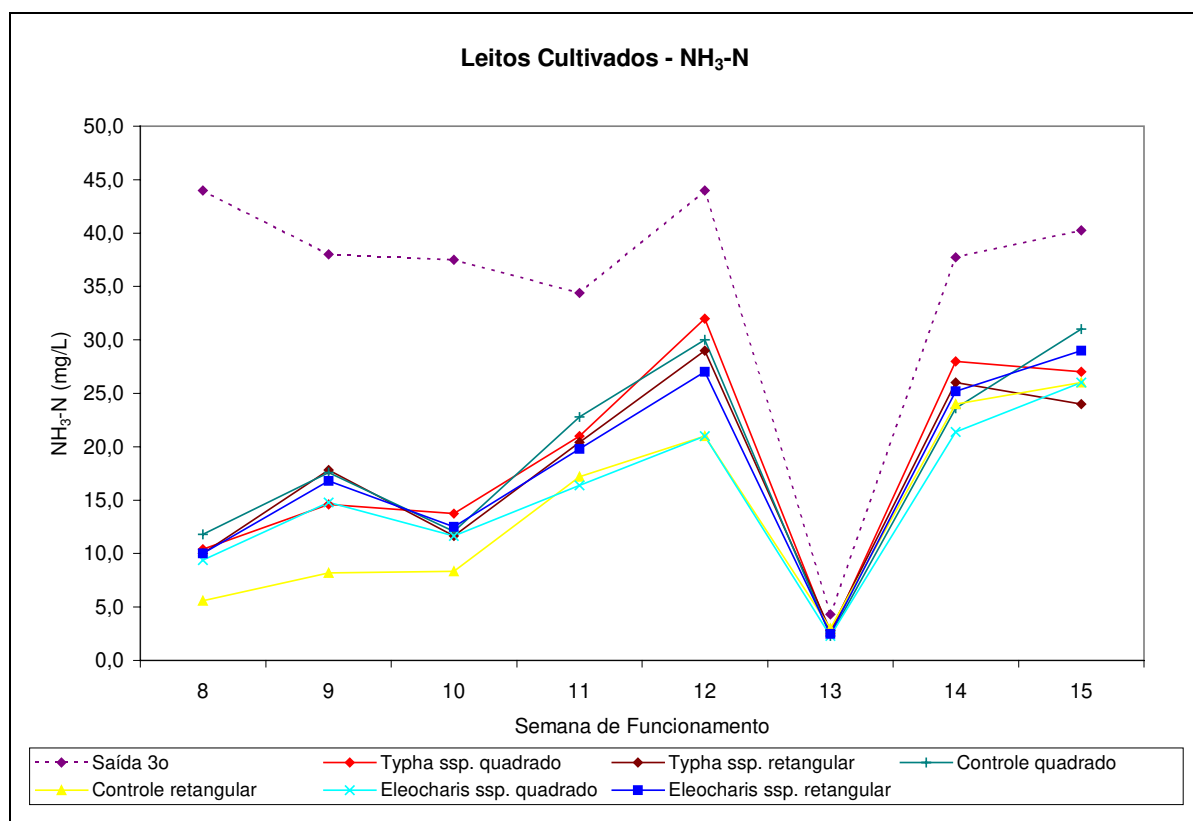
O nitrogênio é um dos principais responsáveis pela eutrofização de rios e lagos, sendo que os leitos cultivados possuem certas características que promovem sua transformação e retirada da água pela assimilação pelas plantas e pela desnitrificação. Uma das formas de nitrogênio presentes nos leitos cultivados é a amoniacal, apresentada na Figura 28 e Tabela 29. Ela é a primeira forma mineralizada de nitrogênio resultante da decomposição de compostos orgânicos nitrogenados (processo de amonificação), sendo dependente da temperatura ambiente e do pH.

O gráfico da Figura 28 apresenta valores relativamente altos de nitrogênio amoniacal no afluente dos leitos durante o período de análise, podendo ser resultado da amonificação de compostos nitrogenados no tanque séptico modificado por organismos heterotróficos.

Os valores de $\text{NH}_3\text{-N}$ apresentaram tendência de aumento desde o início da avaliação, indicando, possivelmente, a ocorrência de amonificação dos compostos nitrogenados acumulados nos leitos por organismos heterotróficos, principalmente até a 11ª semana. Na 12ª, os resultados de $\text{NH}_3\text{-N}$ nos efluentes seguiram o padrão de variação do valor do afluente (maior valor do período) demonstrando, de certa forma, que os leitos são capazes de assimilar certos “choques de nitrogênio”. O leito retangular de controle e quadrado de Eleocharis sp. apresentaram uma menor variação que os outros, possivelmente pela maior utilização do nitrogênio amoniacal por suas bactérias e pela macrófita que ainda estava se desenvolvendo. Para esta o consumo de nitrogênio é mais intenso no início do desenvolvimento, para a formação de novas células, e tende a se estabilizar ao longo do tempo, sendo utilizado para manter o metabolismo da planta (Malavolta, 1979).

Até a 12ª semana os leitos com Eleocharis sp. apresentaram menores concentrações de $\text{NH}_3\text{-N}$ em seu efluente que os de Typha sp., talvez indicando um consumo luxuriante ou mesmo uma transferência de oxigênio pelas raízes mais efetiva provocando o processo de nitrificação.

Figura 28. Concentração de nitrogênio amoniacal-NH₃-N (mg/L) do afluente e dos efluentes dos leitos cultivados entre 04/11/98 a 21/12/98

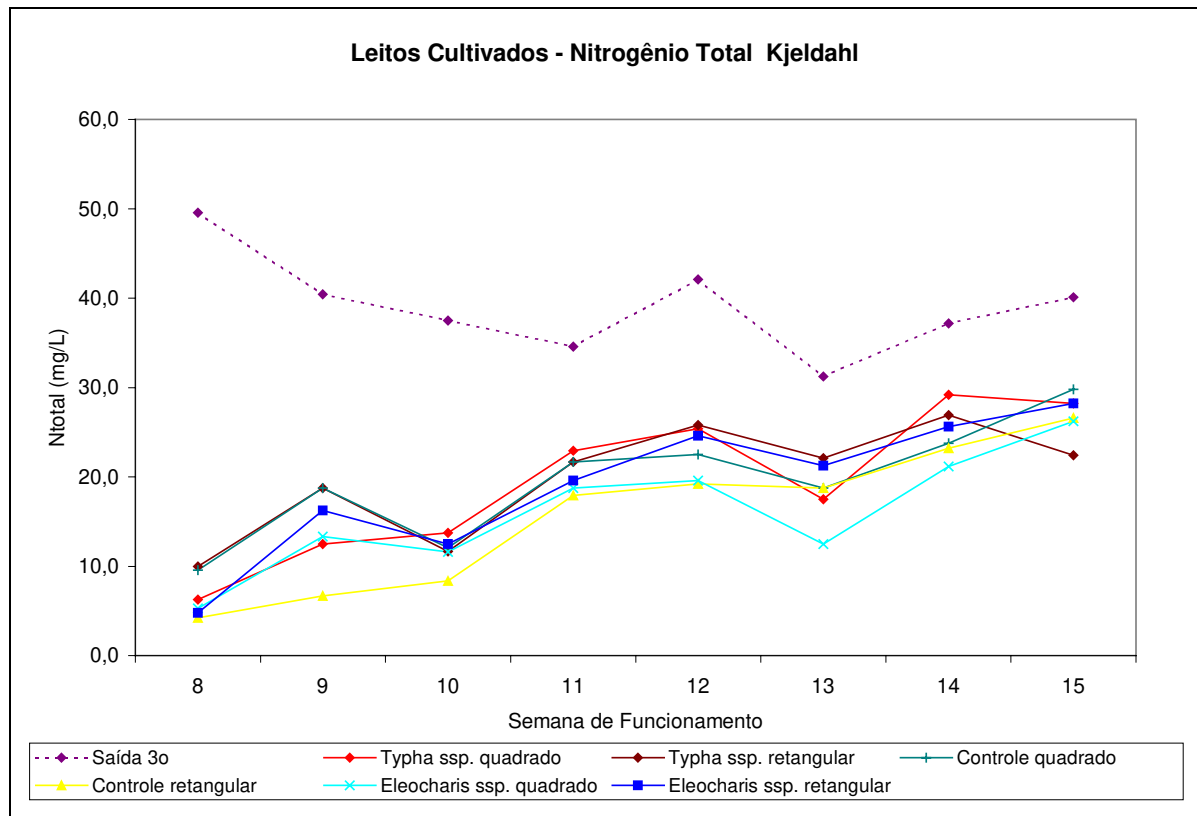


O nitrogênio total Kjeldahl-NTK, que é a somatória do amoniacal com o orgânico, também foi avaliado para os leitos e é apresentado na Tabela 30 e na Figura 29. Como para o nitrogênio amoniacal, os valores do nitrogênio total Kjeldahl cresceram ao longo do período analisado, refletindo a interferência do primeiro em seus valores.

Além das observações feitas para o nitrogênio amoniacal, no gráfico da Figura 29 é possível visualizar que na 13^a semana a concentração do nitrogênio total Kjeldahl foi maior que do nitrogênio amoniacal para todas as amostras, indicando a formação do nitrogênio orgânico – Tabela 31 e Figura 30. De certo modo, a análise dos dados dos efluentes ao longo das semanas indicaram uma tendência de estabilização dos leitos a partir da 15^a semana, com os valores dos cultivados com macrófitas num patamar menor que os de controle. O leito que apresentou

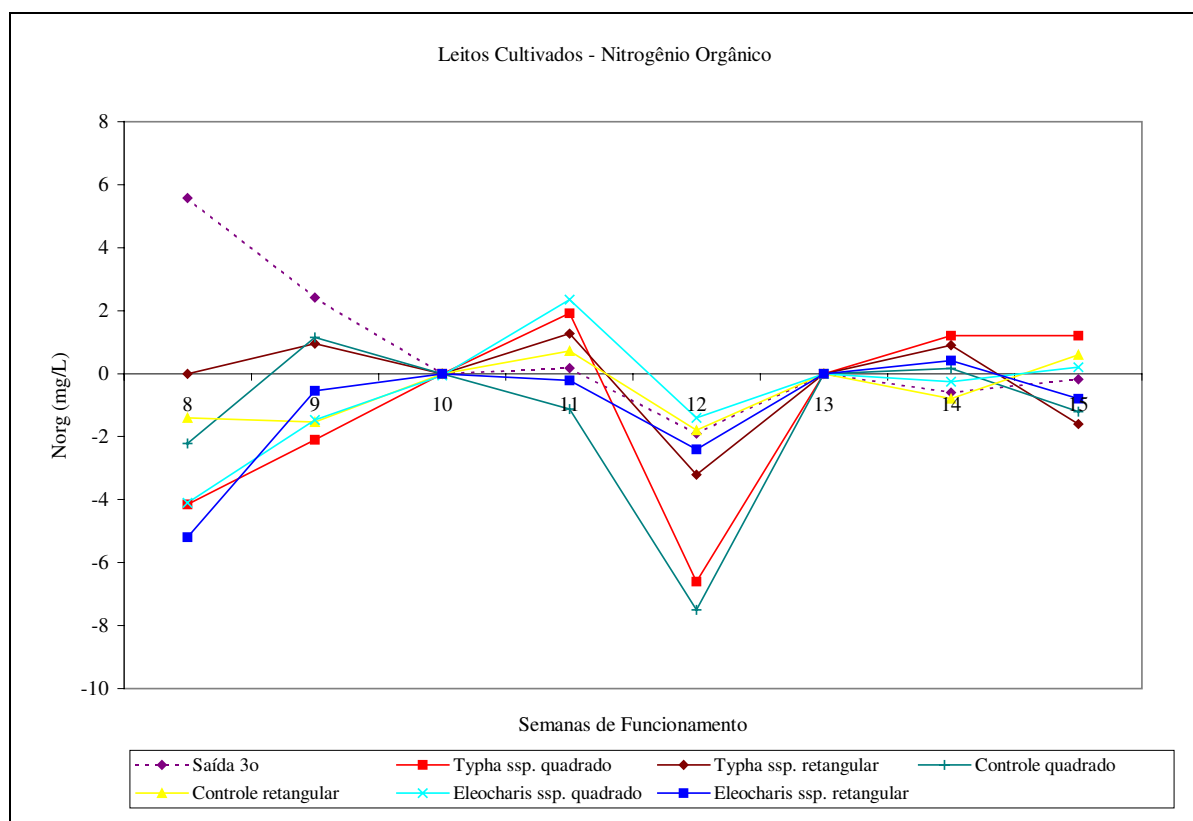
melhores remoções médias de nitrogênio total Kjeldahl durante o período de análise foi o quadrado com *Eleocharis sp.*, possivelmente influenciado pelo seu desenvolvimento tardio em relação aos outros leitos cultivados.

Figura 29. Concentração de nitrogênio total Kjeldahl-NTK (mg/L) do afluente e dos efluentes dos leitos cultivados entre 04/11/98 a 21/12/98



A Figura 30, referente ao nitrogênio orgânico, indica uma possível estabilização dos organismos heterotróficos responsáveis pela amonificação a partir da 8ª e 9ª semanas nos leitos cultivados e a partir da 10ª no tanque séptico modificado. Ela também indica a formação de compostos orgânicos na 13ª que foram eliminados nos efluentes. Provavelmente as bactérias heterotróficas fazem parte destes compostos, como observado pelo o aumento dos coliformes totais nesta coleta.

Figura 30. Concentração de nitrogênio orgânico-Norg (mg/L) do afluente e dos efluentes dos leitos cultivados entre 04/11/98 a 21/12/98



A ocorrência de resultados negativos para o nitrogênio orgânico é resultado da subtração entre o nitrogênio total Kjeldahl e o amoniacal, sendo que o método utilizado para a determinação do nitrogênio total Kjeldahl é o mais sensível entre eles, podendo, de certo modo, ter sido influenciado pela constante manipulação, digestão e diluição da amostra, que fazem parte da metodologia de análise, e apresentado erro superior ao indicado no manual do espectrofotômetro (Hach, 1996) que é de $\pm 0,8 \text{ mg/L}$.

A avaliação para o nitrato também foi realizada, como mostra a Tabela 32. O afluente dos leitos cultivados apresenta certos valores de nitrato que, possivelmente, foi gerado no trecho entre o tanque séptico modificado e os leitos cultivados devido ao contato do afluente com o ar atmosférico na caixa de passagem e nas saídas do divisor de vazão que pode ter propiciado a

nitrificação de uma pequena parcela da amônia contida no afluente. Para os leitos cultivados nota-se a ocorrência de nitrato com frequência nos seus efluentes, indicando a possível ocorrência do processo de nitrificação. Para os leitos de controle os valores apresentados estão dentro do limite de erro indicado para este método que é de $\pm 0,1\text{mg/L}$.

A ocorrência de nitrificação indica a provável ocorrência do processo de desnitrificação, sendo esta possibilidade reforçada pela remoção da amônia, do nitrogênio total Kjeldahl e orgânico como indicado por von Sperling (1996a).

Comparando-se a remoção do nitrogênio em todas as suas formas deste experimento com a literatura citada no item 3.4. pode-se notar que ficou abaixo das apresentadas, talvez por causa do desenvolvimento das macrófitas, da lenta estabilização das bactérias heterotróficas e pequeno tempo de detenção.

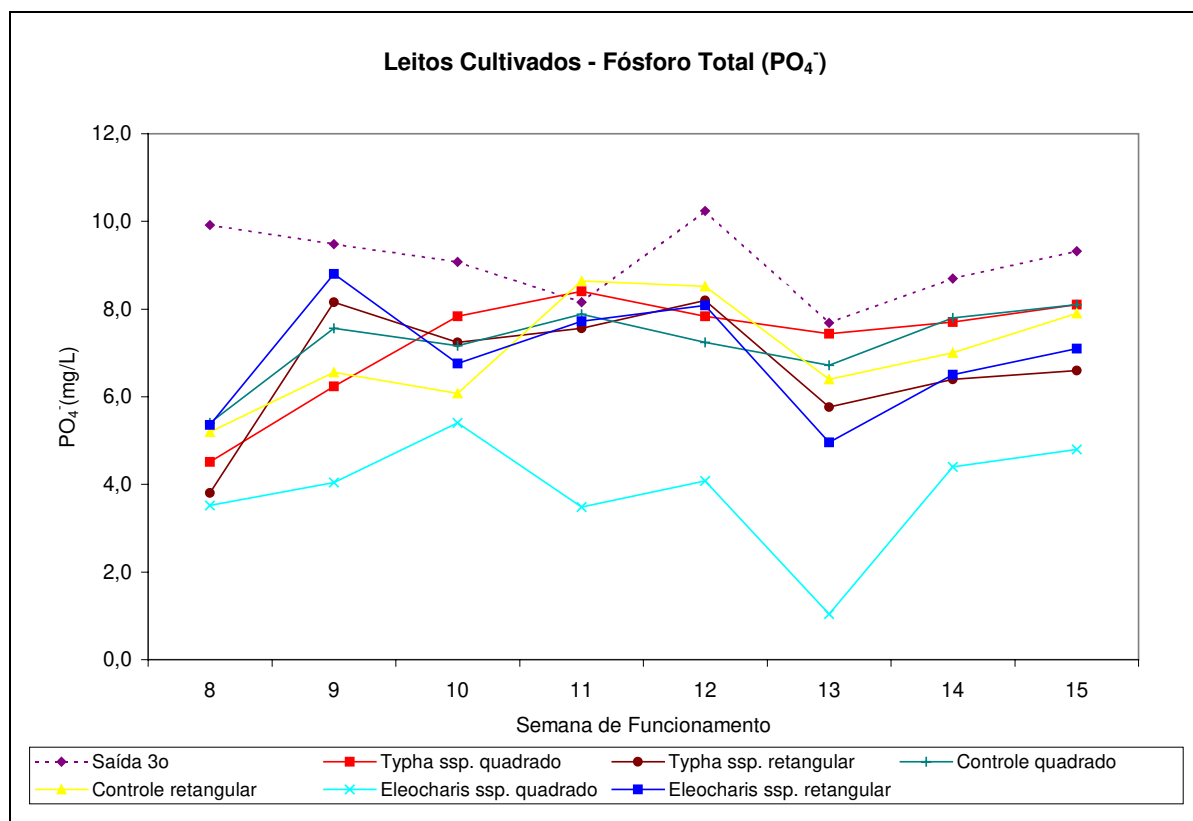
A remoção do fósforo total também foi avaliada e é apresentada na Figura 31 e na Tabela 33. Sua retirada da solução é feita pelo processo de adsorção promovido pela matéria orgânica em decomposição, pela formação de compostos insolúveis com ferro e manganês e pela retirada pelas plantas.

Durante o período de avaliação do sistema pode-se verificar a tendência de sua estabilização a partir da 11^a semana, indicando o possível estabelecimento das colônias de bactérias, a formação dos sedimentos e o desenvolvimento das macrófitas. Entre os leitos o que apresentou valores mais estáveis a partir da 11^a semana foi o quadrado com Typha sp., provavelmente devido ao seu desenvolvimento estabilizado, e o de maior remoção o quadrado com Eleocharis sp., influenciado pelo crescimento das plantas. Os leitos de controle apresentam tendência de estabilização com valores maiores que os cultivados (13-15% de remoção) e os com

Eleocharis sp. os maiores valores (24-48% de remoção), provavelmente, por causa de um consumo maior que o da Typha sp. (13-29% de remoção).

O grande fornecimento de fósforo para o sistema favoreceu o aparecimento de flores na Typha sp. e Eleocharis sp. o que indica que estas atingiram a maturidade .

Figura 31. Concentração de fósforo total- PO_4^{3-} (mg/L) do afluente e dos efluentes dos leitos cultivados entre 04/11/98 a 21/12/98



A DBO_5 foi determinada somente para a 8ª e 9ª semanas, sendo que seus valores foram maiores que os da DQO e provavelmente influenciados pelo uso do oxigênio na oxidação do nitrogênio amoniacal presente nos efluentes (demanda nitrogenada), pois não houve inibição da fase nitrogenada. Como o equipamento DBOTrak (Hach) possibilita o acompanhamento do consumo de oxigênio pela amostra, pode-se notar nas amostras dois patamares distintos: o primeiro (até 1,4 dias) apresentando valores baixos no consumo de oxigênio (provavelmente os

da DBO_5), seguido do aumento gradativo do consumo de oxigênio presente nas garrafas e que resultou, após 2,8 dias, na sua estabilização a um patamar maior. Isto ocorreu nos dois dias de análise, indicando a provável existência de bactérias nitrificantes e desnitrificantes no efluente dos leitos cultivados.

6. CONCLUSÃO e SUGESTÕES

A vazão da água residuária da Faculdade de Engenharia Agrícola é função do expediente da Faculdade e do período de aulas, sendo que durante feriados, finais de semana e períodos de férias ocorrem os menores valores. Ao longo do dia, a vazão é iniciada às 7:30h. e é crescente até às 16:00h., quando atinge o máximo, passando a ser decrescente após este horário e atingindo novamente o mínimo por volta das 20:00h.

O tanque séptico modificado apresentou boa eficiência na remoção da DQO, dos sólidos sedimentáveis, sólidos suspensos e da turbidez, não sendo eficiente, como esperado, na remoção do número de bactérias do grupo coliformes totais e E. coli. O 1º compartimento apresentou altos valores de remoção, levantando a hipótese que o 2º e o 3º compartimentos não seriam necessários, além de demonstrar sua capacidade de atenuação de “cargas de choque” de poluentes.

Os leitos cultivados com a espécie Eleocharis sp. foram os que apresentaram níveis mais altos de remoção, talvez motivados pelo seu rápido crescimento em relação à espécie Typha sp.

Não houve diferenças significativas de níveis de remoção entre as formas quadrada e retangular e não se confirmou a preocupação inicial da brita nº 2 apresentar entupimento ou interferência no fluxo dos leitos durante o período estudado.

Ficou evidente que os leitos cultivados de vazão subsuperficial completam o tratamento realizado pelo tanque séptico modificado, removendo compostos carbonáceos e diminuindo o número de bactérias do grupo coliformes totais e E. coli, porém sendo pouco eficientes na remoção do nitrogênio e do fósforo.

Ficou demonstrada, também, a viabilidade da utilização de materiais baratos, de fácil aquisição e manuseio na confecção do tanque séptico modificado e dos leitos cultivados.

Para estudos futuros sugere-se:

- Verificar a eficiência de remoção do tanque séptico modificado para diferentes valores de vazão afluyente;
- Testar a utilização do pH como indicador de estabilização e do bom funcionamento deste reator;
- Testar leitos cultivados com maior área superficial, aumentar o seu tempo de detenção e elaborar um manejo de poda para as macrófitas, para aumentar a remoção do nitrogênio e do fósforo ;
- Verificar se o efluente dos leitos cultivados pode ser utilizado como água de irrigação, pois possuem baixa concentração de sólidos suspensos e boa concentração de nitrogênio e fósforo;
- Testar a utilização das macrófitas como adubo verde (recuperação de fósforo) e como matéria-prima para artesanato.

7. LITERATURA CITADA

ABNT. **Construção e instalação de fossas sépticas e disposição dos efluentes finais.** NBR 7229, São Paulo/SP, 1993.

APHA; AWWA & WPCF. **Standard methods for the examination of water and wastewater.** 19^a 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.

BARROS, W. & CAMPOS, J. R. "Tratamento de esgotos sanitários por reator anaeróbio compartimentado". Anais: **XXIII Congresso Interamericano de Ingenieria 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, n° 3, pp. 13-20, 1995.

BRIX, H. "Function of macrophytes in constructed wetlands." **Wat. Sci. and Tech.**, vol 29, n° 4, pp. 71-78, 1994.

BURGOON, P. S.; KADLEC, R. H.; HENDERSON, M. & KIRKBRIDE, K. F. "Treatment of potato processing wastewater with engineered natural systems". Conferência: **6th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control**, Águas de São Pedro/SP, out/1998.

CAMPOS, J. R. **Alternativas para tratamento de esgotos domésticos**. Consórcio Intermunicipal das Bacias dos Rios Piracicaba e Capivari. Publicação nº 3, Americana/SP, 1990.

CREDER, H. **Instalações Hidráulicas e Sanitárias**. 3^a edição, Rio de Janeiro/RJ, Livros Técnicos e Científicos Editora S. A., 1984. 404 p.

EDWARDS, J.; GRAY, K. R. & BIDDLESTONE, A. J. "Laboratory-scale dewatering of brewery sewage sludge in a modified reed bed system". Conferência: **6th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control**, Águas de São Pedro/SP, out/1998.

GUNTENSPERGEN, G. R., STEARNS, F. & KADLEC, J. A. "Wetland vegetation". Anais: **1st International Conference on Constructed Wetlands for Wastewater Treatment**, Chattanooga – Tennessee/USA, vol. I, nº 5, pp. 73-88, junho/1988.

HACH Company. **Spectrophotometer Instrument Manual**. Loveland, Colorado/USA, 1996.

HACH Company. **DBOTrak Instrument Manual**. 3th ed., Loveland, Colorado/USA, 1997.

HAMMER, D. A. & KNIGHT, R. L. “Designing constructed wetlands for nitrogen removal”.
Wat. Sci. and Tech., vol 29, n° 4, pp. 15-27,1994.

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° 8, pp. 1-16,1991.

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

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

KNIGHT, R. L. “Wetlands for wastewater treatment data base”. Conferência: **3th International Conference Wetlands in Water Pollution Control**, Sydney/Australia, Nov 30-Dec 3 1992.

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

LETTINGA, G.; VELSEN, A. F. M.; HOBMA, S. W.; ZEEUW, W. J. & KLAPWIJK, A. “Use of the upflow sludge blanket (USB) reator concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment”. **Biotechnolgy and Bioengineering**, vol. XXII, pp. 669-734, 1980.

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.

MALAVOLTA, E. **ABC da adubação**. 4^a edição, Editora Agronômica Ceres. São Paulo/SP, 1979. 255p.

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

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. 3 ed., Metcalf & Eddy Inc., 1991. 1334p.

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)

OTIS, R. J. “Demythologizing the septic tank”. Anais: **On-site wastewater treatment**, ASAE, vol 6, pp. 1-5. Chicago – Illinois/USA, 1991.

PECKOLT, W. “A taboa (Typha) e suas utilidades”. **Chácaras e Quintais**, vol. 66, pp. 338-340, 1942.

PHILIP, H., MAUNOIR, S., RAMBAUAL, A. & PHILIPPI, L. S. “Septic tank sludges: accumulation rate and biochemical characteristics”. **Wat. Sci. and Tech.**, vol. 28, n° 10, pp. 57-64, 1993.

PHILIPPI, L. S., COSTA, R. H. R. & SEZERINO, P. H. “Domestic effluent treatment through integrated system of septic tank and root zone” . Conferência: **6th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control**, Águas de São Pedro/SP, out/1998.

POVINELLI, S. C. S. **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. 181p. (Dissertação de Mestrado)

REED, S. C.; CRITES, R. W.; MIDDLEBROOKS, E. J. **Natural systems for waste manegement and treatment.** 2ª edição, McGraw-Hill, 1995. 434 p.

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: **Simpósio Italo-Brasiliano de Ingeniería Sanitaria-Ambientale**, Gramado/RS, vol. I, nº 9, junho/1996.

URBANC-BERCIC, O. & BULC, T. “Integrated constructed wetland for small communities”. **Wat. Sci. and Tech.**, vol 32, nº 3, pp. 41-47, 1995.

U.S.E.P.A. **Design manual on constructed wetlands and aquatic plant systems for municipal wastewater treatment.** EPA/625/1-88/022, CERL, Cincinnati – OH/USA, 1988. 83p.

VALENTIM, M. A. A. & ROSTON, D. M. “Project of Constructed Wetland for Treating Septic Tank Effluent”. Abstracts: **6th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control**, p. 135, Águas de São Pedro/SP, out/1998.

VYMAZAL, J. “Types of Constructed Wetlands for Wastewater Treatment” . Conferência: **6th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control**, Águas de São Pedro/SP, out/1998.

VON SPERLING, M.(a) “Princípios do tratamento biológico de águas residuárias”. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**, Depto. Engenharia Sanitária e Ambiental/UFGM, Belo Horizonte/MG, 2^a ed., vol. 1, 1996. 243 p.

VON SPERLING, M.(b) “Princípios do tratamento biológico de águas residuárias”. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**, Depto. Engenharia Sanitária e Ambiental/UFGM, Belo Horizonte/MG, 2^a ed., vol. 2, 1996. 243 p.

WARTCHOW, D. “O sistema de esgotamento sanitário e a questão ambiental”. **ECOS**, DMAE-Porto Alegre/RS, n^o 3, ano 2, pp. 5-6, jan/1995.

WOLVERTON, B. C. “Aquatic Plant / Microbial Filters for Treating Septic Tank Effluent”. **1st International Conference on Constructed Wetlands for Wastewater Treatment**, Chattanooga – Tennessee/USA, vol. 1, n^o 5, pp. 173-177, junho/1988.

WOOD, A. "Constructed wetlands in water pollution control: fundamentals to their understanding". **Wat. Sci. and Tech.**, vol. 32, n° 3, pp. 21-29, 1995.

WOOD, R. B. & McATAMNEY, C. F. "The use of macrophytes in bioremediation". **Biotech. Adv.**, vol. 12, pp. 653-662, 1994.

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". **Hidrobiologia**, vol. 340, pp. 323-331, 1996.

8. APÊNDICE

Tabela 14. Cálculos dos parâmetros de projeto dos leitos cultivados.

Parâmetros	Cálculos
Tempo de Detenção (dias)	$TD = \frac{V_{\text{útil}}}{Q_{\text{leito}}} = \frac{\text{Área}_{\text{leito}} * \text{Prof}_{\text{leito}} * \text{Poros}_{\text{brita}}}{Q_{\text{leito}}} = \frac{(4m^2 * 0,5m * 50\%)}{225L/\text{dia}} = 4,4$
Área por vazão (ha/m ³ .d)	$\text{Área por Vazão} = \frac{\text{Área}_{\text{leito}}}{Q_{\text{leito}}} = \frac{4m^2 * 1ha}{0,225m^3 / \text{dia}} = 0,002$
Razão comprimento : largura	Quadrado= 1:1 Retangular= 4:1
DBO máxima (kg/ha.dia)	$DBO_{\text{máx}} = \frac{\text{Eficiência}_{\text{tanque séptico}} * DBO_{\text{efluente bruto}} * Q_{\text{leitos}}}{\text{Área}_{\text{leitos}}} \Rightarrow$ $\Rightarrow \frac{0,5 * 350mgO_2 / L * \frac{1kg}{1x10^6 mg} * 225L / \text{dia}}{4x10^{-4} ha} = 98,44$
Carga hidráulica (mm ³ /mm ² .d)	$CH = \frac{0,225 \frac{m^3}{dia} * 1x10^9 \frac{mm^3}{m^3}}{4m^2 * 1x10^9 \frac{mm^2}{m^2}} = 56,25$

Tabela 15 .Variação média horária da vazão total (L/h) do sistema para o período de 04/11/98 a 21/12/98.

Semana da Coleta									
Hora	8	9	10	11	12	13	14	15	Vazão Média (L/h)
7:30	0	0	0	*	*	*	*	*	0
8:00	49	34	41	49	43	58	48	42	46
9:00	65	44	60	72	62	72	68	64	64
10:00	68	62	76	88	73	72	75	78	74
11:00	73	77	87	104	93	123	94	94	93
12:00	84	94	104	151	111	135	111	114	113
13:00	85	75	119	180	132	194	137	134	132
14:00	105	64	131	233	150	263	164	154	158
15:00	128	81	139	213	157	236	181	166	163
16:00	122	112	148	199	172	253	198	177	173
17:00	100	84	101	83	135	239	191	132	133
18:00	81	74	91	94	118	204	145	115	115
19:00	62	57	60	57	75	117	108	58	74
Média Diária	85	72	96	127	110	164	127	111	111

* ficou constatada a falta de efluente neste horário por causa do expediente da Faculdade.

Tabela 16 . Resultados de DQO (mg O₂/L) da água residuária bruta e do efluente dos compartimentos do tanque séptico modificado para o período de 4/11/98 a 21/12/98

Semana	8	9	10	11	12	13	14	15
Entrada	428	324	336	120	508	256	402	320
Saída 1º	216	152	176	132	196	144	210	176
Saída 2º	240	200	152	124	180	104	190	158
Saída 3º	244	168	148	100	176	80	180	140
Remoção (%)	43	48	56	17	65	69	55	56

Tabela 17 . Resultados de sólidos sedimentáveis (mL/L) da água residuária bruta e do efluente de cada compartimento do tanque séptico modificado para o período de 4/11/98 a 21/12/98

Semana	8	9	10	11	12	13	14	15
Entrada	52	63	42	40	70	53	64	56
Saída 1º	0,4	0,5	0,2	0,1	4	3	4	2
Saída 2º	0,1	0,1	0,1	0	0	0	0,1	0,1
Saída 3º	0	0	0	0	0	0	0	0
Remoção (%)	100	100	100	100	100	100	100	100

Tabela 18. Resultados de sólidos suspensos (mg/L) da água residuária bruta e do efluente de cada compartimento do tanque séptico modificado para o período de 4/11/98 a 21/12/98

Semana	8	9	10	11	12	13	14	15
Entrada	275	107	136	129	728	236	357	288
Saída 1o	39	56	46	126	90	94	126	118
Saída 2o	36	50	38	43	68	34	64	72
Saída 3º	39	45	29	54	57	35	48	52
Remoção (%)	86	58	79	58	92	85	87	82

Tabela 19. Resultados da turbidez (FAU) da água residuária bruta e do efluente de cada compartimento do tanque séptico modificado para o período de 4/11/98 a 21/12/98

Semana	8	9	10	11	12	13	14	15
Entrada	378	185	194	227	770	466	438	343
Saída 1o	57	70	69	205	125	155	122	107
Saída 2o	53	65	58	65	98	62	79	68
Saída 3º	56	61	48	74	101	38	70	55
Remoção (%)	85	67	75	67	87	92	84	84

Tabela 20. Resultados do pH (-) da água residuária bruta e do efluente de cada compartimento do tanque séptico modificado para o período de 4/11/98 a 21/12/98

Semana	8	9	10	11	12	13	14	15
Entrada	7,16	7,89	7,91	7,78	8,08	7,36	7,78	7,4
Saída 1o	7,9	7,92	7,96	7,81	7,24	7,47	7,42	7,45
Saída 2o	7,93	7,74	7,62	8,03	7,22	7,22	7,38	7,36

Saída 3°	7,92	7,78	7,65	7,82	7,34	7,48	7,46	7,5
-----------------	------	------	------	------	------	------	------	-----

Tabela 21. Resultados de E. coli (NMP/100mL) da água residuária bruta e do efluente do 3° compartimento do tanque séptico modificado para o período de 4/11/98 a 21/12/98

Semana	8	9	10	11	12	13	14	15
Entrada	2,42E+06	3,97E+06	3,11E+06	4,84E+06	4,84E+06	1,99E+06	3,97E+06	4,84E+06
Saída 3°	1,99E+06	3,47E+06	1,23E+06	4,84E+06	1,23E+06	1,28E+05	1,23E+06	1,23E+06
Remoção (%)	18	13	61	0,00	75	94	69	75

Tabela 22. Avaliação de DBO₅ (mg O₂/L) da água residuária bruta e do efluente dos compartimentos do tanque séptico modificado entre 02/12/98 a 16/12/98

Semana	12	13	14
Entrada	430	499	390
Saída 1o	345	194	210
Saída 2o	221	136	188
Saída 3o	138	149	156

Tabela 23. Resultados de DQO (mg O₂/L) do afluentes e dos efluentes dos leitos cultivados entre 04/11/98 a 21/12/98 e a suas remoções (%)

Semana	8	9	10	11	12	13	14	15
Saída 3°	244	168	148	100	176	80	180	140
<u>Typha sp.</u> Quadrado	27	33	26	35	35	24	35	26
<u>Typha sp.</u> retangular	25	37	25	45	29	31	36	30
Controle quadrado	43	28	29	33	32	26	37	33
Controle retangular	29	27	29	32	30	35	38	32
<u>Eleocharis sp.</u> quadrado	30	29	26	27	26	20	24	20
<u>Eleocharis sp.</u> retangular	23	34	23	30	36	26	32	26
Remoção (%)								
<u>Typha sp.</u> Quadrado	89	80	82	65	80	70	81	81
<u>Typha sp.</u> retangular	90	78	83	55	84	61	80	79
Controle quadrado	82	83	80	67	82	68	79	76
Controle retangular	88	84	80	68	83	56	79	77
<u>Eleocharis sp.</u> quadrado	88	83	82	73	85	75	87	86
<u>Eleocharis sp.</u> retangular	91	80	84	70	80	68	82	81

Tabela 24. Resultados de sólidos suspensos (mg O₂/L) do afluentes e dos efluentes dos leitos cultivados entre 04/11/98 a 21/12/98 e a suas remoções (%)

Semana	8	9	10	11	12	13	14	15
Saída 3°	39	45	29	54	57	35	48	52
<u>Typha sp.</u> Quadrado	4	2	5	5	4	4	3	4
<u>Typha sp.</u> retangular	3	2	12	7	5	5	4	5
Controle Quadrado	5	13	1	6	5	2	4	5
Controle retangular	5	2	1	5	5	3	4	5
<u>Eleocharis sp.</u> Quadrado	4	2	2	5	4	1	3	4
<u>Eleocharis sp.</u> retangular	2	6	3	5	4	1	3	4
Remoção (%)								
<u>Typha sp.</u> Quadrado	90	96	83	91	93	89	94	92
<u>Typha sp.</u> retangular	92	96	59	87	91	86	92	90
Controle Quadrado	87	71	97	89	91	94	92	90
Controle retangular	87	96	97	91	91	91	92	90
<u>Eleocharis sp.</u> quadrado	90	96	93	91	93	97	94	92
<u>Eleocharis sp.</u> retangular	95	87	90	91	93	97	94	92

Tabela 25. Resultados de turbidez (FAU) do afluentes e dos efluentes dos leitos cultivados entre 04/11/98 a 21/12/98 e a suas remoções (%)

Semana	8	9	10	11	12	13	14	15
Saída 3°	56	61	48	74	101	38	70	55
<u>Typha sp.</u> Quadrado	5	3	5	6	8	7	6	5
<u>Typha sp.</u> retangular	2	14	9	7	8	5	6	5
Controle Quadrado	5	7	10	7	12	3	7	6
Controle retangular	5	7	1	6	13	3	6	6
<u>Eleocharis sp.</u> quadrado	4	8	3	5	12	1	6	5
<u>Eleocharis sp.</u> retangular	3	13	5	10	15	2	5	4
Remoção (%)								
<u>Typha sp.</u> Quadrado	91	95	90	92	92	82	91	91
<u>Typha sp.</u> retangular	96	77	81	91	92	87	91	91
Controle Quadrado	91	89	79	91	88	92	90	89
Controle retangular	91	89	98	92	87	92	91	89
<u>Eleocharis sp.</u> quadrado	93	87	94	93	88	97	91	91
<u>Eleocharis sp.</u> retangular	95	79	90	86	85	95	93	93

Tabela 26. Resultados de pH (-) do afluente e dos efluentes dos leitos cultivados entre 04/11/98 a 21/12/98

Semana	8	9	10	11	12	13	14	15
Saída 3°	7,92	7,78	7,65	7,82	7,34	7,48	7,46	7,5
<u>Typha sp.</u> Quadrado	7,95	7,85	7,86	7,49	7,39	7,68	7,36	7,3
<u>Typha sp.</u> retangular	7,94	7,61	7,69	7,34	7,24	7,46	7,32	7,26
Controle Quadrado	7,65	7,78	7,75	7,6	7,52	7,73	7,6	7,62
Controle retangular	8,36	8,03	8,15	7,58	7,54	7,52	7,56	7,52
<u>Eleocharis sp.</u> quadrado	7,91	7,62	7,66	7,2	7,16	7,4	7,32	7,28
<u>Eleocharis sp.</u> retangular	8,09	7,61	7,64	7,33	7,35	7,24	7,22	7,2

Tabela 27. Resultados de coliformes totais (NMP/100mL) do afluente e dos efluentes dos leitos cultivados entre 04/11/98 a 21/12/98

Semana	8	9	10	11	12	13	14	15
Saída 3°	>4,0x10 ⁶	>4,0x10 ⁶	>4,0x10 ⁶	>4,0x10 ⁶	>4,0x10 ⁶	>4,0x10 ⁶	>4,0x10 ⁶	>4,0x10 ⁶
<u>Typha sp.</u> Quadrado	2,5x10 ⁶	3,5x10 ⁶	9,8x10 ⁵	1,5x10 ⁵	3,0x10 ⁵	3,1x10 ⁶	2,8x10 ⁵	2,5x10 ⁵
<u>Typha sp.</u> retangular	1,9x10 ⁵	2,7x10 ⁵	7,7x10 ⁵	3,7x10 ⁵	2,8x10 ⁵	3,1x10 ⁶	3,1x10 ⁵	3,7x10 ⁵
Controle Quadrado	1,3x10 ⁵	9,2x10 ⁵	1,4x10 ⁶	9,8x10 ⁵	2,4x10 ⁵	1,4x10 ⁵	9,8x10 ⁵	7,7x10 ⁵
Controle retangular	1,9x10 ⁵	5,7x10 ⁴	4,6x10 ⁵	1,7x10 ⁵	1,8x10 ⁵	3,1x10 ⁶	1,8x10 ⁵	1,9x10 ⁵
<u>Eleocharis sp.</u> Quadrado	1,4x10 ⁵	1,1x10 ⁶	1,7x10 ⁵	1,3x10 ⁶	2,5x10 ⁵	2,0x10 ⁶	1,9x10 ⁵	1,4x10 ⁵
<u>Eleocharis sp.</u> retangular	7,5x10 ⁴	5,5x10 ⁵	5,2x10 ⁵	2,6x10 ⁵	1,9x10 ⁵	2,4x10 ⁶	2,5x10 ⁵	2,6x10 ⁵
Remoção (%)								
<u>Typha sp.</u> Quadrado	94	13	62	97	94	36	94	95
<u>Typha sp.</u> retangular	95	93	70	92	94	36	94	92
Controle Quadrado	97	77	46	80	95	97	80	84
Controle retangular	95	99	82	97	96	36	96	96
<u>Eleocharis sp.</u> Quadrado	96	72	93	73	95	59	96	97
<u>Eleocharis sp.</u> retangular	98	86	80	95	96	50	95	95

Tabela 28. Resultados de E. coli (NMP/100mL) do afluente e dos efluentes dos leitos cultivados entre 04/11/98 a 21/12/98

Semana	8	9	10	11	12	13	14	15
Saída 3°	2,0x10 ⁶	4,0x10 ⁶	1,2x10 ⁶	4,8x10 ⁶	1,2x10 ⁶	5,8x10 ⁵	1,2x10 ⁶	1,2x10 ⁶
<u>Typha sp.</u> Quadrado	1,3x10 ⁵	1,3x10 ⁵	2,2x10 ⁵	5,2x10 ⁵	4,7x10 ⁴	1,3x10 ⁵	6,2x10 ⁴	2,2x10 ⁴
<u>Typha sp.</u> retangular	6,0x10 ⁴	6,2x10 ⁴	3,2x10 ⁴	1,3x10 ⁵	1,8x10 ⁵	9,2x10 ⁴	1,2x10 ⁵	6,3x10 ⁴
Controle Quadrado	3,9x10 ⁴	3,1x10 ⁵	4,6x10 ⁵	3,7x10 ⁵	3,3x10 ⁴	6,3x10 ³	3,1x10 ⁵	3,2x10 ⁴
Controle retangular	7,7x10 ⁴	2,3x10 ⁴	7,9x10 ⁴	5,8x10 ⁴	6,2x10 ⁴	3,7x10 ⁵	7,7x10 ⁴	7,9x10 ⁴
<u>Eleocharis sp.</u> Quadrado	3,1x10 ⁴	3,1x10 ⁵	1,6x10 ⁵	7,7x10 ⁵	3,5x10 ⁴	7,4x10 ³	5,5x10 ⁴	4,6x10 ⁴
<u>Eleocharis sp.</u> retangular	3,8x10 ⁴	2,5x10 ⁵	2,8x10 ⁴	5,6x10 ⁴	5,5x10 ⁴	1,8x10 ⁴	1,6x10 ⁴	1,3x10 ⁴
Remoção (%)								
<u>Typha sp.</u> Quadrado	93	97	82	89	96	78	95	98
<u>Typha sp.</u> retangular	97	98	97	97	85	84	90	95
Controle Quadrado	98	92	62	92	97	99	75	97
Controle retangular	96	99	94	99	95	37	94	94
<u>Eleocharis sp.</u> Quadrado	98	92	87	84	97	99	96	96
<u>Eleocharis sp.</u> retangular	98	94	98	99	96	97	99	99

Tabela 29. Resultados de nitrogênio amoniacal-NH₃-N (mg/L) do afluente e dos efluentes dos leitos cultivados entre 04/11/98 a 21/12/98

Semana	8	9	10	11	12	13	14	15
Saída 3°	44,0	38,0	37,5	34,4	44,0	43,0	37,8	40,3
<u>Typha sp.</u> Quadrado	10,4	14,6	13,8	21,0	32,0	25,0	28,0	27,0
<u>Typha sp.</u> retangular	10,0	17,8	11,7	20,4	29,0	28,0	26,0	24,0
Controle quadrado	11,8	17,6	12,1	22,8	30,0	23,0	23,6	31,0
Controle retangular	5,6	8,2	8,3	17,2	21,0	30,0	24,0	26,0
<u>Eleocharis sp.</u> Quadrado	9,4	14,8	11,7	16,4	21,0	23,0	21,4	26,0
<u>Eleocharis sp.</u> retangular	10,0	16,8	12,5	19,8	27,0	25,0	25,2	29,0
Remoção (%)								
<u>Typha sp.</u> Quadrado	76	62	63	39	27	41	26	33
<u>Typha sp.</u> retangular	77	53	69	41	34	35	31	40
Controle quadrado	73	54	68	34	32	47	37	23
Controle retangular	87	78	78	50	52	29	36	35
<u>Eleocharis sp.</u> Quadrado	79	61	69	52	52	47	43	35
<u>Eleocharis sp.</u> retangular	77	56	67	42	39	41	33	28

Tabela 30. Resultados de nitrogênio total Kjeldahl-NTK (mg/L) do afluentes e dos efluentes dos leitos cultivados entre 04/11/98 a 21/12/98

Semana	8	9	10	11	12	13	14	15
Saída 3°	49,6	40,4	37,5	34,6	42,1	31,3	37,2	40,1
<u>Typha sp.</u> Quadrado	6,3	12,5	13,8	22,9	25,4	17,5	29,2	28,2
<u>Typha sp.</u> retangular	10,0	18,8	11,7	21,7	25,8	22,1	26,9	22,4
Controle Quadrado	9,6	18,8	12,1	21,7	22,5	18,8	23,8	29,8
Controle retangular	4,2	6,7	8,3	17,9	19,2	18,8	23,2	26,6
<u>Eleocharis sp.</u> Quadrado	5,3	13,3	11,6	18,8	19,6	12,5	21,1	26,2
<u>Eleocharis sp.</u> retangular	4,8	16,3	12,5	19,6	24,6	21,3	25,6	28,2
Remoção (%)								
<u>Typha sp.</u> Quadrado	87	69	63	34	40	44	21	30
<u>Typha sp.</u> retangular	80	54	69	37	39	29	28	44
Controle quadrado	81	54	68	37	47	40	36	26
Controle retangular	92	83	78	48	54	40	38	34
<u>Eleocharis sp.</u> quadrado	90	67	69	46	53	60	43	35
<u>Eleocharis sp.</u> retangular	90	60	67	43	42	32	31	30

Tabela 31. Resultados de nitrogênio orgânico-Norg (mg/L) do afluentes e dos efluentes dos leitos cultivados entre 04/11/98 a 21/12/98

Semana	8	9	10	11	12	13	14	15
Saída 3°	5,58	2,42	0	0,18	-1,9	27	-0,6	-0,18
<u>Typha sp.</u> quadrado	-4,15	-2,1	0	1,92	-6,6	15	1,2	1,2
<u>Typha sp.</u> retangular	0	0,95	0	1,27	-3,2	19,33	0,9	-1,6
Controle quadrado	-2,22	1,15	0	-1,13	-7,5	16,5	0,16	-1,2
Controle retangular	-1,4	-1,53	0	0,72	-1,8	15,75	-0,8	0,6
<u>Eleocharis sp.</u> quadrado	-4,1	-1,47	-0,06	2,35	-1,4	10,25	-0,26	0,2
<u>Eleocharis sp.</u> retangular	-5,2	-0,55	0	-0,22	-2,4	18,75	0,42	-0,8

Tabela 32. Resultados de nitrato-NO₃⁻ (mg/L) do afluente e dos efluentes dos leitos cultivados entre 04/11/98 a 21/12/98

Semana	12	13	14	15
Saída 3º	0,8	0,6	0,6	0,7
<u>Typha sp.</u> Quadrado	0,2	0,2	0,1	0,2
<u>Typha sp.</u> retangular	0,2	0,3	0,2	0,3
Controle Quadrado	0,1	0,1	0	0,1
Controle retangular	0	0,1	0,1	0
<u>Eleocharis sp.</u> Quadrado	0,2	0,2	0,3	0,2
<u>Eleocharis sp.</u> retangular	0,2	0,3	0,2	0,2
Remoção (%)				
<u>Typha sp.</u> quadrado	75	67	83	71
<u>Typha sp.</u> retangular	75	50	67	57
Controle Quadrado	-	-	-	-
Controle retangular	-	-	-	-
<u>Eleocharis sp.</u> quadrado	75	67	50	71
<u>Eleocharis sp.</u> retangular	75	50	67	71

Tabela 33. Resultados de fósforo total-PO₄⁻³ (mg/L) do afluente e dos efluentes dos leitos cultivados entre 04/11/98 a 21/12/98

Semana	8	9	10	11	12	13	14	15
Saída 3º	9,9	9,5	9,1	8,2	10,2	7,7	8,7	9,3
<u>Typha sp.</u> Quadrado	4,5	6,2	7,8	8,4	7,8	7,4	7,7	8,1
<u>Typha sp.</u> retangular	3,8	8,2	7,2	7,6	8,2	5,8	6,4	6,6
Controle Quadrado	5,4	7,6	7,2	7,9	7,2	6,7	7,8	8,1
Controle retangular	5,2	6,6	6,1	8,6	8,5	6,4	7,0	7,9
<u>Eleocharis sp.</u> Quadrado	3,5	4,0	5,4	3,5	4,1	1,0	4,4	4,8
<u>Eleocharis sp.</u> retangular	5,4	8,8	6,8	7,7	8,1	5,0	6,5	7,1
Remoção (%)								
<u>Typha sp.</u> quadrado	55	34	14	-3	23	3	11	13
<u>Typha sp.</u> retangular	62	14	20	7	20	25	26	29
Controle quadrado	46	20	21	3	29	13	10	13
Controle retangular	48	31	33	-6	17	17	20	15
<u>Eleocharis sp.</u> quadrado	65	57	41	57	60	86	49	48
<u>Eleocharis sp.</u> retangular	46	7	26	5	21	35	25	24

Tabela 34. Resultados de DOB₅ (mg O₂/L) do afluentes e dos efluentes dos leitos cultivados entre 04/11/98 a 21/12/98

Semana	8	9
<u>Typha sp.</u> Quadrado	34	32
<u>Typha sp.</u> retangular	35	60
Controle Quadrado	49	58
Controle retangular	48	30
<u>Eleocharis sp.</u> Quadrado	40	55
<u>Eleocharis sp.</u> retangular	31	55

Tabela 35 . Vazão dos leitos cultivados em 04/11/98 (8ª semana)

Hora	<u>Typha sp.</u> Quadrado	Controle Quadrado	<u>Eleocharis</u> <u>sp.</u> quadrado	<u>Typha sp.</u> retangular	Controle retangular	<u>Eleocharis</u> <u>sp.</u> retangular	Vazão (mL/min)	Vazão (L/h)
07:30	0	0	0	0	0	0	0	0
08:00	148	136	120	152	120	140	816	48,96
09:00	186	180	184	182	176	180	1088	65,28
10:00	198	192	184	196	180	190	1140	68,4
11:00	202	208	204	204	200	198	1216	72,96
12:00	238	232	228	234	224	240	1396	83,76
13:00	244	228	224	246	232	238	1412	84,72
14:00	304	284	276	308	280	300	1752	105,12
15:00	366	340	348	372	336	370	2132	127,92
16:00	348	328	336	342	332	346	2032	121,92
17:00	286	272	292	268	280	272	1670	100,2
18:00	232	216	220	218	232	230	1348	80,88
19:00	188	164	162	166	178	180	1038	62,28
Total							17040	1022,4
Média horária								85,2

Tabela 36. Vazão dos leitos cultivados em 11/11/98 (9ª semana)

Hora	Typha sp. quadrado	Controle Quadrado	Eleocharis sp. quadrado	Eleocharis sp. retangular	Controle retangular	Typha sp. retangular	Vazão (mL/min)	Vazão (L/h)
07:30	0	0	0	0	0	0	0	0
08:00	94	98	102	96	90	92	572	34,32
09:00	124	120	120	124	124	128	740	44,4
10:00	184	176	192	160	160	168	1040	62,4
11:00	208	216	218	210	212	214	1278	76,68
12:00	276	252	264	276	240	264	1572	94,32
13:00	202	208	210	216	214	198	1248	74,88
14:00	192	168	180	180	168	180	1068	64,08
15:00	240	228	216	228	228	216	1356	81,36
16:00	312	312	312	296	320	312	1864	111,84
17:00	240	228	240	240	216	240	1404	84,24
18:00	214	202	198	210	208	208	1240	74,4
19:00	154	146	158	170	162	148	938	56,28
Total							14320	859,2
Média horária								71,6

Tabela 37. Vazão dos leitos cultivados em 18/11/98 (10ª semana)

Hora	Typha sp. quadrado	Controle Quadrado	Eleocharis sp. quadrado	Eleocharis sp. retangular	Controle retangular	Typha sp. retangular	Vazão (mL/min)	Vazão (L/h)
07:30	0	0	0	0	0	0	0	0
08:00	124	118	108	120	100	112	682	40,92
09:00	166	170	176	172	160	162	1006	60,36
10:00	222	202	208	216	210	214	1272	76,32
11:00	238	236	242	248	240	244	1448	86,88
12:00	298	288	282	290	276	292	1726	103,56
13:00	336	334	318	340	322	328	1978	118,68
14:00	368	360	350	376	356	370	2180	130,8
15:00	392	386	390	384	378	388	2318	139,08
16:00	492	390	400	402	388	398	2470	148,2
17:00	286	272	282	274	276	288	1678	100,68
18:00	264	244	256	250	248	262	1524	91,44
19:00	166	158	172	176	164	158	994	59,64
Total							19276	1156,56
Média horária								96,38

Tabela 38. Vazão dos leitos cultivados em 25/11/98 (11^a semana)

Hora	Typha sp. quadrado	Controle Quadrado	Eleocharis sp. quadrado	Eleocharis sp. retangular	Controle retangular	Typha sp. retangular	Vazão (mL/min)	Vazão (L/h)
08:00	168	128	80	152	80	168	776	46,56
09:00	208	200	192	208	192	208	1208	72,48
10:00	244	236	246	260	240	248	1474	88,44
11:00	296	276	282	300	280	292	1726	103,56
12:00	520	400	376	480	312	432	2520	151,2
13:00	520	512	480	490	470	526	2998	179,88
14:00	600	560	760	760	560	640	3880	232,8
15:00	600	680	608	600	480	584	3552	213,12
16:00	640	512	480	600	408	672	3312	198,72
17:00	238	228	226	240	220	234	1386	83,16
18:00	276	252	240	276	264	264	1572	94,32
19:00	160	148	162	170	158	152	950	57
Total							25354	1521,24
Média horária								126,77

Tabela 39. Vazão dos leitos cultivados em 02/12/98 (12^a semana)

Hora	Typha sp. quadrado	Controle Quadrado	Eleocharis sp. quadrado	Eleocharis sp. retangular	Controle retangular	Typha sp. retangular	Vazão (mL/min)	Vazão (L/h)
08:00	118	126	130	122	116	112	724	43,44
09:00	168	178	172	182	166	162	1028	61,68
10:00	206	200	210	208	198	202	1224	73,44
11:00	258	250	260	266	256	254	1544	92,64
12:00	308	306	310	318	296	312	1850	111
13:00	370	372	364	368	360	374	2208	132,48
14:00	410	416	420	426	422	412	2506	150,36
15:00	432	438	440	442	436	430	2618	157,08
16:00	486	468	470	482	470	488	2864	171,84
17:00	384	370	368	382	374	366	2244	134,64
18:00	336	318	320	324	332	330	1960	117,6
19:00	220	200	208	210	215	202	1255	75,3
Total							22025	1321,5
Média horária								110,125

Tabela 40. Vazão dos leitos cultivados em 09/12/98 (13^a semana)

Hora	Typha sp. Quadrado	Controle Quadrado	Eleocharis sp. quadrado	Eleocharis sp. retangular	Controle retangular	Typha sp. retangular	Vazão (mL/min)	Vazão (L/h)
08:00	168	168	160	160	152	160	968	58,08
09:00	208	200	192	208	192	208	1208	72,48
10:00	208	192	200	208	192	208	1208	72,48
11:00	320	320	384	384	320	320	2048	122,88
12:00	380	370	368	372	382	386	2258	135,48
13:00	536	552	552	544	520	528	3232	193,92
14:00	648	656	900	900	600	680	4384	263,04
15:00	672	672	672	600	672	640	3928	235,68
16:00	704	712	720	688	696	704	4224	253,44
17:00	680	680	640	640	680	656	3976	238,56
18:00	600	560	580	560	560	540	3400	204
19:00	340	318	326	330	316	324	1954	117,24
Total							32788	1967,28
Média horária								163,94

Tabela 41. Vazão dos leitos cultivados em 16/12/98 (14^a semana)

Hora	Typha sp. quadrado	Controle Quadrado	Eleocharis sp. quadrado	Eleocharis sp. retangular	Controle retangular	Typha sp. retangular	Vazão (mL/min)	Vazão (L/h)
08:00	140	136	130	138	128	134	806	48,36
09:00	198	188	186	190	178	186	1126	67,56
10:00	218	210	206	214	200	208	1256	75,36
11:00	256	264	258	260	262	266	1566	93,96
12:00	316	306	300	312	302	320	1856	111,36
13:00	390	386	372	382	380	378	2288	137,28
14:00	466	456	460	448	452	454	2736	164,16
15:00	506	502	504	496	498	510	3016	180,96
16:00	546	550	548	560	540	552	3296	197,76
17:00	534	532	538	526	528	530	3188	191,28
18:00	410	398	408	394	404	396	2410	144,6
19:00	306	290	288	310	302	318	1814	108,84
Total							25358	1521,48
Média horária								126,79

Tabela 42. Vazão dos leitos cultivados em 21/12/98 (15^a semana)

Hora	Typha sp. quadrado	Controle Quadrado	Eleocharis sp. Quadrado	Eleocharis sp. retangular	Controle retangular	Typha sp. retangular	Vazão (mL/min)	Vazão (L/h)
08:00	126	112	116	120	108	122	704	42,24
09:00	186	176	172	180	168	184	1066	63,96
10:00	218	212	216	214	210	225	1295	77,7
11:00	256	254	268	272	260	264	1574	94,44
12:00	334	314	308	322	300	330	1908	114,48
13:00	376	376	362	370	366	378	2228	133,68
14:00	424	420	430	438	426	432	2570	154,2
15:00	470	478	468	450	442	458	2766	165,96
16:00	500	490	486	482	490	502	2950	177
17:00	380	370	362	358	366	370	2206	132,36
18:00	326	310	316	309	320	328	1909	114,54
19:00	172	164	156	148	170	162	972	58,32
Total							22148	1328,88
Média horária								110,74