

UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA

Henrique Vieira de Mendonça

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE SISTEMAS ALAGADOS
CONSTRUÍDOS EM OPERAÇÃO POR BATELADAS NO TRATAMENTO
DE EFLUENTES DA INDÚSTRIA DE LATICÍNIOS**

JUIZ DE FORA
MINAS GERAIS – BRASIL
2011

HENRIQUE VIEIRA DE MENDONÇA

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE SISTEMAS ALAGADOS
CONSTRUÍDOS EM OPERAÇÃO POR BATELADAS NO TRATAMENTO
DE EFLUENTES DA INDÚSTRIA DE LATICÍNIOS**

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Juiz de
Fora, como parte das exigências
do Programa de Pós-Graduação
em Ecologia Aplicada ao Manejo
e Conservação de Recursos
Naturais, para obtenção do título
de *Magister Scientiae*.

Orientador: Celso Bandeira de Melo Ribeiro
Co-orientador: Alisson Carraro Borges

JUIZ DE FORA
MINAS GERAIS – BRASIL
2011

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE SISTEMAS ALAGADOS
CONSTRUÍDOS EM OPERAÇÃO POR BATELADAS NO TRATAMENTO
DE EFLUENTES DA INDÚSTRIA DE LATICÍNIOS**

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial desta pesquisa, por qualquer meio convencional ou digital, para fins de estudos e pesquisa, desde que citada a fonte.

Mendonça, Henrique Vieira de.

Avaliação da eficiência de sistemas alagados construídos em operação por bateladas no tratamento de efluentes da indústria de laticínios./ Henrique Vieira de Mendonça. – 2011.
113 f. : il.

Dissertação (Mestrado em Ecologia)—Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2011.

1. Laticínios. 2. Ecologia. I. Título.

CDU 637.1

HENRIQUE VIEIRA DE MENDONÇA

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE SISTEMAS ALAGADOS
CONSTRUÍDOS EM OPERAÇÃO POR BATELADAS NO TRATAMENTO
DE EFLUENTES DA INDÚSTRIA DE LATICÍNIOS**

Tese apresentada à
Universidade Federal de Juiz de
Fora, como parte das exigências
do Programa de Pós-Graduação
em Ecologia Aplicada ao Manejo
e Conservação de Recursos
Naturais, para obtenção do título
de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 25 de fevereiro de 2011.

Prof. Alisson Carraro Borges
(Co-orientador - UFV)

Prof. Arcilan Trevenzoli Assireu
(Conselheiro - INPE)

Prof. Celso Bandeira de Melo Ribeiro
(Orientador - UFJF)

DEDICATÓRIA

A minha mãe Maria Aparecida, com grande admiração e gratidão por ter sido a maior professora de minha vida. “Pouco conhecimento faz com que as pessoas se sintam orgulhosas. Muito conhecimento, que se sintam humildes. É assim que as espigas sem grãos erguem desdenhosamente a cabeça para o Céu, enquanto que as cheias as baixam para a terra, sua mãe...” (Leonardo da Vinci)

A meu pai Luiz Gonzaga... Ao teu coração e a tua compreensão...

Dedico

AGRADECIMENTOS

Ao professor Arcilan, pela boa vontade, demonstração de grandeza de caráter, apoio e pela grande oportunidade de cursar o mestrado.

Aos professores Roberto da Gama Alves, Fábio Roland, Carolina e Ronaldo Fia pelas importantes contribuições, conselhos e orientações na formulação desta pesquisa.

Ao professor Alisson Carraro Borges da UFV pelos conselhos essenciais ao longo da pesquisa e pela amizade ao longo dos anos.

Ao professor Celso Bandeira, pela acolhida e brilhante orientação, paciência e amizade sempre indispensável.

Aos professores Ronaldo Rocha Bastos e Marcel de Toledo Vieira, pela orientação na parte estatística desta pesquisa.

Aos José Carlos pelas conversas sempre positivas e inúmeros auxílios ao longo de todo o mestrado.

A engenheira civil Fátima (Fatinha), pelo importante e competente auxílio na condução do experimento de campo.

A Paula e todos os funcionários do Laticínio Indústrias Flórida, pela oportunidade de utilizar suas dependências para a implantação e operação das unidades experimentais.

Ao Eduardo Silva, grande engenheiro, amigo e incentivador, pelas boas idéias, ensinamentos e companheirismo ao longo da jornada.

Aos amigos da empresa Veiplan em especial ao Sr. Otávio pela compreensão, amizade e auxílios, sempre importantes ao longo da carreira profissional.

A Danielle pelo auxílio na elaboração gráfica desta pesquisa.

A amiga Magaly da AGENDA JF, pela grande ajuda e contribuições para a realização deste trabalho.

Aos maiores incentivadores meu pai Luiz Gonzaga e minha mãe Maria Aparecida pelo carinho e responsabilidade sempre necessários na realização de qualquer projeto.

Ao vô Pedro (em memória), pela demonstração e ensinamentos de como ser um homem de verdade. A vó Efigênia pelo carinho e amor, além do auxílio na coleta e escolha das macrófitas empregadas na pesquisa.

Aos avós Joaquim e Ana (em memória), pelo carinho e ensinamentos de humildade.

A tia Regina e tio Braz pela acolhida nos momentos mais difíceis.

Ao Gabriel e Anísio pela amizade, companheirismo e cumplicidade. Ao Rodrigo Pinheiro melhor amigo de todos os tempos!

Aos amigos de graduação da UFV (Guerreiros): Caio (Vini), Raphael, Junior (Valdir), Denis, Jorge Salinas, Bruno (Bom Tom), Felipe BG, Léo, Gustavo, João Paulo (Déi), Viotti, Júlio Baliza e companheiros da república, pelos bons momentos, força e determinação, princípios sempre importantes em qualquer amizade! “Quem tem um amigo, mesmo que um só, não importa onde se encontre, jamais sofrerá de solidão; poderá morrer de saudades, mas não estará só”.

A Liliane, que neste último ano preencheu uma lacuna muito importante em minha vida, obrigado pela paciência, carinho e dedicação!

A Deus pela oportunidade de estar aqui mais uma vez, e agora contribuindo para tornar nosso planeta Terra um lugar sustentável repleto de esperança e paz.

Ao PGECOL e todo seu corpo docente pelos conhecimentos transmitidos acerca da Ecologia e suas importantes ferramentas para a compreensão da realidade que nos cerca.

A todos vocês meus mais sinceros agradecimentos e espero estarmos sempre juntos!

“Toda arte é imitação da natureza”.

Lucius Annaeus Seneca

SUMÁRIO

| | |
|--|------------|
| AGRADECIMENTOS | iii |
| RESUMO | ix |
| ABSTRACT | x |
| LISTA DE FIGURAS | xi |
| LISTA DE TABELAS | xiv |
| LISTA DE ABREVEATURAS E SIGLAS | xvi |
| 1 INTRODUÇÃO | 1 |
| 2 OBJETIVOS | 3 |
| 3 REVISÃO DE LITERATURA | 4 |
| 3.1 Águas residuárias de laticínios | 4 |
| 3.2 Sistemas Alagados Construídos – Wetlands | 6 |
| 3.3 Mecanismos de reabilitação das águas residuárias utilizando SACs | 10 |
| 3.3.1 Mecanismos Bióticos..... | 10 |
| 3.3.2 Mecanismos Abióticos..... | 12 |
| 3.4 Processos de transporte de solutos no meio poroso | 13 |
| 3.4.1 Adsorção e dessorção | 14 |
| 3.4.2 Equação unidimensional de transporte de solutos em meios porosos | 14 |
| 3.5 Princípios básicos de dimensionamento de SACs..... | 16 |
| 3.5.1 Aspectos hidráulicos | 16 |
| 3.5.2 Profundidade do leito..... | 16 |
| 3.5.3 Largura do leito..... | 17 |
| 3.5.4 Bordas livres | 17 |
| 3.5.5 Remoção de material carbonáceo biodegradável (DBO) | 17 |
| 3.5.6 Tempo de residência hidráulica | 18 |
| 3.5.7 Efeito da temperatura sobre a constante cinética..... | 19 |

| | | |
|----------|---|-----------|
| 3.6 | Macrófitas | 19 |
| 3.7 | Descrição das espécies utilizadas | 26 |
| 3.7.1 | <i>Typha dominguensis</i> - taboa | 26 |
| 3.7.2 | <i>Hedychium coronarium</i> - lírio do brejo | 29 |
| 3.8 | Vias de transferências de oxigênio para o substrato..... | 31 |
| 3.8.1 | Vias macrófitas | 31 |
| 3.8.2 | Vias mecanismos físicos..... | 32 |
| 3.8.3 | Convecção..... | 32 |
| 3.8.4 | Difusão atmosférica | 33 |
| 3.9 | Remoção de DBO | 34 |
| 3.10 | Transformações do nitrogênio em SACs..... | 35 |
| 3.11 | Transformações do fósforo em SACs..... | 39 |
| 3.11.1 | Difusão molecular do fósforo no substrato..... | 42 |
| 3.12 | O tratamento de águas residuárias de laticínios em SACs: estado da arte | 42 |
| 4 | MATERIAIS E MÉTODOS | 45 |
| 4.1 | Localização e caracterização do experimento | 45 |
| 4.2 | O sistema de tratamento avaliado..... | 46 |
| 4.3 | Implantação do sistema | 50 |
| 4.4 | Escolha das espécies cultivadas..... | 51 |
| 4.5 | Descrição do tratamento e operação..... | 51 |
| 4.6 | Amostragem e análises laboratoriais | 53 |
| 4.7 | Análise estatística dos dados | 53 |
| 4.8 | Sobre os testes estatísticos empregados..... | 54 |
| 4.8.1 | ANOVA – “analysis of variance” | 54 |
| 4.8.2 | Teste de Dunnett | 55 |
| 4.8.3 | Teste de Student-Newman-Keuls | 55 |
| 4.8.4 | Teste de Bonferroni t-test | 55 |

| | | |
|----------|---|------------|
| 5 | RESULTADOS E DISCUSSÃO | 57 |
| 5.1 | Adaptação e desenvolvimento das vegetações | 57 |
| 5.1.1 | Adaptação da <i>Typha dominguensis</i> – taboa..... | 58 |
| 5.1.2 | Adaptação do <i>Hedychium coronarium</i> – lírio do brejo | 60 |
| 5.2 | Condições do ambiente – Temperatura e precipitação..... | 63 |
| 5.3 | Desempenho dos SACs | 64 |
| 5.3.1 | Potencial hidrogeniônico (pH)..... | 64 |
| 5.3.2 | Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)..... | 69 |
| 5.3.3 | Nitrogênio (NTK) | 75 |
| 5.3.4 | Fósforo Total (P)..... | 80 |
| 6 | CONCLUSÕES | 87 |
| 7 | SUGESTÕES..... | 89 |
| 8 | REFERÊNCIAS | 90 |
| | ANEXO I..... | 105 |
| | ANEXO II | 109 |
| | ANEXO III..... | 110 |

RESUMO

MENDONÇA, Henrique Vieira, M.Sc., Universidade Federal de Juiz de Fora, fevereiro de 2011. **Avaliação da eficiência de sistemas alagados construídos em operação por bateladas no tratamento de efluentes da indústria de laticínios.** Orientador: Celso Bandeira de Melo Ribeiro. Co-orientador: Alisson Carraro Borges.

Os sistemas alagados construídos (SACs) aplicados na depuração de águas residuárias de laticínios são muito pouco estudados no que diz respeito ao dimensionamento, métodos operacionais e eficiência destes sistemas. Sendo assim, neste trabalho procurou-se estudar a influência de substratos e espécies vegetais cultivadas, sobre a eficiência na remoção de DBO e nutrientes de seis unidades experimentais operando em bateladas em escala piloto. Os seis SACs foram construídos em tanques de PEAD com volume de 115 litros, com relação comprimento/largura na proporção de 2:1, obedecendo a dinâmica de escoamento em pistão. Os substratos utilizados foram a brita 0 em três dos SACs e brita 0 e areia em outros três, na proporção de 80% brita e 20% areia. Quatro das unidades experimentais foram cultivadas e duas mantidas como testemunhas. As espécies selecionadas foram as macrófitas *Typha dominguensis* (taboa) e o *Hedychium coronarium* (lírio-do-brejo). O sistema apresenta a vantagem de utilizar o sistema solo-planta-microrganismos e a radiação solar como reatores para depuração dos resíduos a um baixo custo. Trata-se de um sistema de fácil instalação, operação e manutenção e que, além de apresentar desempenho favorável nas condições climáticas do Brasil, ainda é esteticamente adequado ao ambiente. A eficiência média mínima encontrada no tratamento foi de 77,8 % e máxima de 95,2 % em termos de DBO₅, 29,4 a 53,5% e 16,8 a 48,2% na remoção de Nitrogênio e Fósforo respectivamente. Os seis tratamentos apresentaram remoção de compostos carbonáceos biodegradáveis semelhantes. O mesmo não ocorreu com a eficiência de remoção de nutrientes, sendo que as unidades experimentais vegetadas superaram significativamente as não vegetadas. O tratamento mostrou-se eficiente, havendo a remoção prévia do alto índice de compostos orgânicos e redução considerável de nutrientes eutrofizantes, principalmente compostos nitrogenados. Embora preliminar, o estudo mostrou que os sistemas alagados construídos operando em bateladas podem ser utilizados no tratamento de águas brutas de laticínios.

Palavras chave: Sistemas Alagados Construídos, ecotecnologia, laticínios

ABSTRACT

MENDONÇA, Henrique Vieira, M.S., Universidade Federal de Juiz de Fora, fevereiro de 2011. **Evaluating the effectiveness of wetland systems built in operation for batch in the treatment of the wastewater in the dairy industry.** **Adviser:** Celso Bandeira de Melo Ribeiro. Co adviser: Alisson Carraro Borges.

The present study concerns the influence of substrates and cultivated plant species on the removal efficacy of BOD of six pilot-scale batch-working experimental units. The six SACs was mounted in 115 liters in volume HDPE tanks, in the length/width ratio of 2:1, in order to obey the dynamics of plug flow. In three of the SACs, gravel 0 was used as substrate, while gravel # 0 and sand was used in the others, in the percentage of 80% and 20%, respectively. Four of the experimental units were cultivated, and two sustained as witness. Selected species was the macrophytes, *Typha domingensis* (southern cattail) and *Hedychium coronarium* (ginger lily). The system offers the advantage of using the soil-plant-microorganisms and solar radiation as reactors for purification of waste at low cost. It is a system for easy installation, operation and maintenance, which, besides showing favorable performance in the climatic conditions of Brazil, yet is aesthetically suitable for the environment. According to the results, the maximum efficiency rate was 77.8% and the minimum efficiency rate was 95.2% in terms of DBO₅. Besides a rate between 29.4 and 53.5% and a rate between 16.8 and 48.2% in removal of Nitrogen and Phosphorus respectively. The six treatments showed the removal of similar biodegradable carbonaceous compounds. Nevertheless, the same do not occurs with the removal efficacy of nutrients, since the vegetated experimental units considerably overcome the not-vegetated experimental units. The treatment has been shown efficient, having the earlier removal of the high index of organic compounds, and a considerable reduction of nutrients which are eutrophics, mainly the nitrogenated compounds. Although preliminary, this study showed that the batch-working constructed wetlands systems can be used in treatment of dairy crude water.

Key-words: Constructed wetland, ecotechnology, dairy.

LISTA DE FIGURAS

| | | |
|-------------|--|----|
| Figura 3.1 | Corte transversal de um “wetland” natural evidenciando o tipo de fluxo..... | 6 |
| Figura 3.2 | Corte transversal de um sistema alagado construído de escoamento superficial cultivado com macrófitas flutuantes..... | 7 |
| Figura 3.3 | Corte transversal de um sistema alagado construído de escoamento superficial cultivado com macrófitas emergentes..... | 7 |
| Figura 3.4 | Corte transversal de um sistema alagado construído de escoamento subsuperficial cultivado com macrófitas emergentes..... | 7 |
| Figura 3.5 | Corte transversal de um sistema alagado construído de escoamento vertical cultivado com macrófitas emergentes..... | 7 |
| Figura 3.6 | Comparação entre os tipos de energia de impulso atuantes em sistemas de tratamento de águas residuais nos sistemas naturais e convencionais..... | 9 |
| Figura 3.7 | Zoom do substrato de um SAC, evidenciando alguns mecanismos de remoção de poluentes para a reabilitação das águas residuárias..... | 13 |
| Figura 3.8 | Grupos ecológicos das macrófitas..... | 21 |
| Figura 3.9 | Exemplos de macrófitas emersas..... | 22 |
| Figura 3.10 | Exemplos de macrófitas submersas enraizadas..... | 22 |
| Figura 3.11 | Exemplos de macrófitas flutuantes..... | 23 |
| Figura 3.12 | Exemplos de macrófitas enraizadas com folhas flutuantes..... | 23 |
| Figura 3.13 | Distribuição geográfica da espécie <i>Typha dominguensis</i> no Brasil..... | 27 |
| Figura 3.14 | Detalhes morfológicos da <i>Typha</i> spp..... | 28 |
| Figura 3.15 | Exemplar da macrófita <i>Hedychium coronarium</i> (lírio do brejo)..... | 30 |
| Figura 3.16 | (a) Microscopia eletrônica da raiz da <i>Typha</i> spp. evidenciando lacunas preenchidas com gases, (b) Lamina foliar da <i>Typha</i> spp. Visão geral; LA: lacuna aerífera, DI: Diafragma | 31 |
| Figura 3.17 | Ciclo simplificado do nitrogênio em SACs..... | 38 |

| | | |
|-------------|---|----|
| Figura 3.18 | Ciclo simplificado do fósforo em “wetlands”..... | 41 |
| Figura 3.19 | Ciclo simplificado do fósforo na biomassa cultivada em SACs..... | 41 |
| Figura 4.1 | Tanque de equalização onde se coletou a ARL aplicada nos SACs..... | 45 |
| Figura 4.2 | Fotografias da montagem dos SACs: (a) SAC com substrato composto por areia no fim do leito, (b) SAC apenas com Brita zero, (c) Estagio final de preenchimento dos leitos com os substratos e adição de brita 4 no fim da linha para melhoria do fluxo hidráulico e (d) As seis unidades experimentais prontas para receberem a ARL..... | 47 |
| Figura 4.3 | Distribuição do fluxo hidráulico da ARL no sistema: (a) reservatórios da ARL conectados a mangueira de distribuição, (b) entrada da ARL no SAC, (c) dispositivo de saída do efluente tratado para o reservatório de coleta e (d) zona de saída adaptada com flange de 1/2”..... | 48 |
| Figura 4.4 | Vista geral dos sistemas avaliados | 49 |
| Figura 4.5 | Mudas de taboa e lírio cultivadas nos SACs | 50 |
| Figura 4.6 | Distribuição do efluente nos SACs: Sequência do tratamento | 52 |
| Figura 5.1 | Vista geral dos seis SACs em escala piloto..... | 57 |
| Figura 5.2 | Vista dos SACs somente vegetados..... | 57 |
| Figura 5.3 | (a) Plantio das mudas (rizoma + caule) com 15 a 30 cm de altura, (b) brotamento a partir do rizoma depois de 15 dias da morte da planta mãe | 58 |
| Figura 5.4 | (a) <i>Typha dominguensis</i> , após 30 dias do brotamento, (b) vegetação com 60 dias, (c) vegetação com 90 dias, (d) vegetação com 120 dias | 59 |
| Figura 5.5 | (a) Plantio do <i>Hedychium coronarium</i> , (b) morte dos exemplares pela contaminação com soda caustica e saneantes, (c) brotamento a partir do rizoma, (d) crescimento lento dos novos indivíduos..... | 61 |
| Figura 5.6 | (a) Corte apical no broto do <i>Hedychium coronarium</i> , por parte de formigas, (b) presença de pulgões atacando a vegetação..... | 62 |
| Figura 5.7 | (a) Replantio do <i>Hedychium coronarium</i> , (b) estabelecimento dos novos indivíduos após 30 dias do replantio | 62 |

| | | |
|--------------|---|-----|
| Figura 5.8 | Faixas de pH encontrados no afluente e efluentes tratados | 68 |
| Figura 5.9 | Eficiências de remoção de DBO pelos sistemas ao longo do experimento | 71 |
| Figura 5.10 | Comportamento da eficiência de remoção de nitrogênio (NTK) durante o período experimental | 76 |
| Figura 5.11 | Comportamento da eficiência de remoção de Fósforo total (P-total) durante o período experimental | 83 |
| Figura III.1 | Medição do pH no laboratório do Laticínio Flórida, localizado ao lado da estação experimental | 110 |
| Figura III.2 | Detalhe da zona de entrada do SAC 1 no momento da aplicação da ARL | 110 |
| Figura III.3 | Detalhe da zona de saída do efluente tratado do SAC 1 no momento do início de um novo ciclo de 48 horas | 111 |
| Figura III.4 | Aspecto limoso da brita # 3 utilizada para melhorar o fluxo hidráulico na saída dos SACs onde fez-se uso de areia, indicando a formação evidente do biofilme após 45 dias de operação | 111 |
| Figura III.5 | Reservatórios de distribuição da ARL | 112 |
| Figura III.6 | Ao fundo, tanque de equalização onde foi retirada a ARL, frasco 1 (esquerda para direita), afluente do tanque de distribuição sem excesso de gorduras, frasco 2 e 3 (ao centro), ARL tratada, após dois dias..... | 112 |
| Figura III.7 | Comparação visual entre o efluente tratado e o afluente da zona de entrada do tanque de equalização | 113 |
| Figura III.8 | Vegetações cultivadas no fim do experimento com destaque para o SAC 4 cultivado com lírio-do-brejo | 113 |

LISTA DE TABELAS

| | | |
|-------------|--|----|
| Tabela 3.1 | Características físico-químicas das águas residuárias de laticínios..... | 5 |
| Tabela 4.1 | Concepções de tratamento adotadas no experimento..... | 49 |
| Tabela 4.2 | Característica da ARL bruta..... | 52 |
| Tabela 5.1 | Precipitação total mensal e temperatura média mensal para os meses de monitoramento dos SACs..... | 63 |
| Tabela 5.2 | Valores médios, desvio padrão (DP) e valores máximos e mínimos de potencial hidrogeniônico (pH) do afluente e efluente tratado pelos seis sistemas..... | 66 |
| Tabela 5.3 | Valores da soma quadrática, graus de liberdade e variância estatística (EST)..... | 67 |
| Tabela 5.4 | Análise de variância a nível de 5% de probabilidade ($P = 0,05$), pelo teste ANOVA para medidas repetidas ao longo do tempo..... | 67 |
| Tabela 5.5 | Eficiências e desvio padrão dos sistemas avaliados..... | 69 |
| Tabela 5.6 | Valores da soma quadrática, graus de liberdade e variância estatística (EST) para os valores de eficiência na remoção de DBO..... | 73 |
| Tabela 5.7 | Análise de variância a nível de 5% de probabilidade ($P = 0,05$), pelo teste ANOVA para medidas repetidas para eficiência na remoção de DBO entre tratamentos..... | 73 |
| Tabela 5.8 | Eficiências de remoção de nitrogênio total (NTK) e desvio padrão dos sistemas avaliados..... | 75 |
| Tabela 5.9 | Valores da soma quadrática, graus de liberdade e variância estatística (EST) para os valores de eficiência na remoção de NTK..... | 79 |
| Tabela 5.10 | Análise de variância a nível de 5% de probabilidade ($P = 0,05$), pelo teste ANOVA para medidas repetidas para eficiência na remoção de NTK entre tratamentos..... | 79 |
| Tabela 5.11 | Eficiências e desvio padrão dos sistemas avaliados..... | 80 |
| Tabela 5.12 | Valores da soma quadrática, graus de liberdade e variância estatística (EST) para os valores de eficiência na remoção de P-total..... | 84 |

| | | |
|-------------|---|-----|
| Tabela 5.13 | Análise de variância em nível de 5% de probabilidade ($P = 0,05$), pelo teste ANOVA para medidas repetidas para eficiência na remoção de DBO entre tratamentos..... | 85 |
| Tabela I.1 | Resultados encontrados para o potencial hidrogeniônico (pH) nas amostras efetuadas na entrada e saída dos sistemas durante o período experimental..... | 105 |
| Tabela I.2 | Valores da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) do afluente bruto (entrada) e dos efluentes tratados (saída) pelas seis unidades experimentais..... | 106 |
| Tabela I.3 | Eficiências de remoção da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) do afluente bruto, encontrados ao longo do tempo de operação da estação piloto..... | 106 |
| Tabela I.4 | Valores de nitrogênio total (NTK) do afluente bruto (entrada) e dos efluentes tratados (saída) pelas seis unidades experimentais..... | 107 |
| Tabela I.5 | Eficiências de remoção do nitrogênio total (NTK) do afluente bruto, encontrados ao longo do tempo de operação da estação piloto..... | 107 |
| Tabela I.6 | Valores de fósforo total (P-total) do afluente bruto (entrada) e dos efluentes tratados (saída) pelas seis unidades experimentais..... | 108 |
| Tabela I.7 | Eficiências de remoção do fósforo total (P-total) do afluente bruto, encontrados ao longo do tempo de operação da estação piloto..... | 108 |

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

| | |
|--------|--|
| A | Areia de Alta Granulometria |
| ABIQ | Associação Brasileira das Indústrias do Queijo |
| ABNT | Associação Brasileira de Normas Técnicas |
| APHA | American Public Health Association |
| ARC | Água Residuária do Café |
| ARL | Água Residuária de laticínios |
| ARS | Água Residuária da Suinocultura |
| AWWA | American Water Works Association |
| B | Brita # 0 |
| CERH | Conselho Estadual de Recursos Hídricos |
| CETESB | Companhia Ambiental do Estado de São Paulo |
| CONAMA | Conselho Nacional do Meio Ambiente |
| COPAM | Conselho Estadual de Política Ambiental |
| EUA | Estados Unidos da América |
| DBO | Demanda Bioquímica de Oxigênio |
| DN | Deliberação Normativa |
| DP | Desvio Padrão |
| DQO | Demanda Química de Oxigênio |
| EUA | Estados Unidos da América |
| IFAS | Institute of Food and Agricultural Sciences |
| IWA | International Water Association |
| MO | Matéria Orgânica |
| N | Nitrogênio |
| NTK | Nitrogênio Total de Kjeldahl |
| OD | Oxigênio Dissolvido |
| P | Fósforo |
| PEAD | Polietileno de Alta Densidade |
| pH | Potencial Hidrogeniônico |
| PROSAB | Programa de Pesquisas em Saneamento Básico |
| PVC | Policloreto de Vinila |
| SAC | Sistema Alagado Construído |

| | |
|----------|---|
| SACs | Sistemas Alagados Construídos |
| SS | Sólidos Suspensos |
| SST | Sólidos Suspensos Totais |
| TC | Tempo de ciclo |
| U.S. DA | United States Department of Agriculture |
| U.S. EPA | United States Environmental Protection Agency |
| UASB | Reator Anaeróbio de Manta de Lodo |
| UFV | Universidade Federal de Viçosa |
| WEF | Water Environment Federation |
| WPCF | Water Pollution Control Facilities |

1 INTRODUÇÃO

A poluição do meio ambiente, decorrente de um rápido crescimento econômico associado à exploração dos recursos naturais, vem aumentando a cada dia. Os recursos hídricos, que até a geração passada eram considerados fartos, tornaram-se limitados e comprometidos por causa da poluição, necessitando, portanto de gerenciamento.

Segundo JORDÃO & PESSOA (2009) a matéria orgânica carbonácea presente nas águas residuárias é o principal poluente associado a degradação dos recursos hídricos, com influência direta sobre os índices de oxigênio dissolvido dos corpos receptores.

Nas últimas décadas, a grande maioria das pesquisas sobre tratamento de efluentes deu ênfase na remoção de carbono dos mais diversos tipos de águas residuárias urbanas e industriais.

Os processos convencionais de tratamento apesar de removerem satisfatoriamente altos índices de carbono, normalmente não possuem a capacidade de remover nutrientes.

O aporte de nutrientes em corpos d'água, principalmente lânticos agrava as condições de potabilidade e qualidade destas águas causando perda da diversidade aquática e proliferação de cianobactérias devido ao enriquecimento nutritivo destes ecossistemas.

Outro agravante é que para remover satisfatoriamente nutrientes como o fósforo e o nitrogênio são necessários investimentos financeiros altos, que muitas vezes não são pertinentes às condições atuais da sistemática do saneamento no Brasil.

O crescente interesse científico na preservação dos recursos e sistemas naturais pode ser observado pelo aumento no número de pesquisas em andamento, enfocando diferentes áreas, destacando-se aquelas relacionadas ao tratamento de águas residuárias por sistemas naturais como lagoas de estabilização, disposição controlada no solo e atualmente os sistemas alagados construídos.

Os processos de tratamento de água residuária considerados naturais, dentre os quais se destaca o tratamento em sistemas alagados construídos (SACs) ou “constructed wetlands” apresentam a vantagem de utilizar o sistema solo-planta-microrganismos e a radiação solar, como reatores para depuração dos resíduos tanto

de origem carbonácea biodegradável, quanto de nutrientes, a um baixo custo. Além disso, apresentam fácil operação, manutenção e são esteticamente adequados ao ambiente. Tais aspectos os tornam ideais para aplicação em regiões carentes de saneamento básico e agroindústrias, adequando-se perfeitamente a países de clima tropical, que possuem áreas disponíveis à sua implantação, como é o caso do Brasil (BRASIL, 2005).

A legislação ambiental vigente determina as condições a serem obedecidas para lançamentos de efluentes de qualquer fonte poluidora nos corpos d'água, em níveis federal e estadual. No Estado de Minas Gerais, a legislação pertinente é a Deliberação Normativa COPAM/CERH-MG 01/08, que estabelece que, para o lançamento de águas residuárias em cursos d'água, a demanda bioquímica de oxigênio ($DBO_{5, 20\text{ }^{\circ}\text{C}}$) seja de, no máximo, 60 mg L^{-1} , ou que a eficiência do sistema de tratamento para sua remoção seja superior a 75%, desde que não proporcione superação dos limites estabelecidos como padrões de qualidade para a classe de enquadramento do curso d'água.

Os estudos sobre sistemas alagados construídos no Brasil e no mundo indicam que esta ecotecnologia possui grande capacidade de depuração das águas servidas removendo altos índices de carbono e polindo satisfatoriamente os efluentes em termos de nutrientes eutrofizantes. Porém estes mesmos estudos revelam que existe a necessidade de se conhecer melhor os processos ecológicos destes sistemas, pois suas premissas de aplicação são calcadas de grande empirismo e incertezas não admissíveis aos tempos atuais.

Sendo assim, por existir limitadas informações sobre a capacidade dos sistemas alagados construídos, no tratamento das águas brutas de laticínios existe a necessidade de testar sistemas piloto variando os substratos e vegetações cultivadas, assim como métodos operacionais para se conhecer melhor as variáveis de projeto e operação desta ecotecnologia que pode ser de grande contribuição na melhoria das condições dos recursos hídricos e ambientais no Brasil.

2 OBJETIVOS

A presente pesquisa teve como objetivo geral avaliar a eficiência de Sistemas Alagados Construídos, cultivados com taboa (*Typha dominguensis*) e lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium*) na depuração de águas residuárias de laticínios (ARL), utilizando-se diferentes substratos em operações por bateladas nas condições de clima tropical do município de Juiz de Fora – MG.

Como objetivos específicos:

- Verificar a eficiência dos sistemas no tratamento da ARL, com ênfase na remoção de matéria carbonácea biodegradável, nitrogênio e fósforo.
- Avaliar a capacidade de tamponamento dos leitos cultivados e não cultivados.
- Verificar a eficiência deste tratamento operando em batelada com tempo de ciclo de 2 dias.
- Avaliar se existe diferença significativa na remoção da DBO, N e P entre leitos vegetados e não vegetados.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Águas residuárias de laticínios

A indústria de laticínios constitui uma parcela importante da indústria alimentícia do Brasil. O consumo *per capita* (litro/habitante/ano) no mercado brasileiro de leite e derivados aumentou cerca de 30% nos últimos dez anos (ABIQ, 2009). De acordo com a Associação Brasileira das Indústrias de Queijo (ABIQ), o Brasil produz 400 mil toneladas de queijo por ano e mais de 2 bilhões de litros de leite C.

Minas Gerais é um dos estados com maiores contribuições nos índices de produção de leite, cerca de 30% da produção brasileira (MACHADO, 1999). A indústria de laticínio é bastante diversificada, com a possibilidade de produção de vários produtos.

Entretanto, considerando o grande número de empresas que ainda lançam seus efluentes sem nenhum tipo de tratamento nos cursos d'água, a contribuição dessas indústrias em termos de poluição hídrica é bastante significativa. O problema agrava-se se for considerado que 90% dos laticínios em funcionamento são de pequeno e médio porte. Estas indústrias, via de regra, não possuem em seu quadro de funcionários, pessoal qualificado para lidar com as mudanças necessárias à implementação de tecnologias limpas, bem como para a operação de sistemas de tratamento de efluentes (MACHADO, 1999).

A poluição de águas receptoras por este tipo de efluente é significativa tornando-se necessário e obrigatório o tratamento prévio de tais efluentes antes do seu lançamento (BRASIL, 2005).

Segundo VON SPERLING (2005), para cada litro de leite processado, é produzido um volume de efluente cerca de 2 a 10 vezes maior.

Considerando o potencial poluidor de uma indústria de laticínios, os efluentes líquidos gerados nos mais diversos setores de produção são considerados os principais responsáveis pela poluição. Como exemplo, uma unidade de beneficiamento de leite de pequeno porte que processa aproximadamente 10.000 L de leite por dia, sendo a DBO do efluente da ordem de 2.000 mg/L com uma geração de efluentes 3 vezes maior (30.000 L) que o volume de matéria prima processada por dia, possui poder poluente semelhante ao de um núcleo populacional de

aproximadamente 1.000 pessoas, considerando que em média cada habitante produza 60 g de DBO/dia.

Os vários efluentes produzidos pela indústria de laticínios são constituídos geralmente pela água que foi utilizada nas lavagens da unidade industrial, da linha de fabricação e de recipientes de transporte e de armazenamento de leite, da água resultante do processo de fabricação, os soros de leite, efluentes de tubagens e dos processos de embalagem e da água utilizada em operações de resfriamento/aquecimento.

Segundo a CETESB (1990) os efluentes brutos apresentam uma rápida alteração do pH devido à fermentação láctica, o que deve ser considerado em relação aos materiais empregados na execução do sistema de tratamento. Os efluentes tratados por sistemas biológicos podem apresentar concentrações inferiores a 10 mg/L em relação a DBO. Isto demonstra a excelente biodegradabilidade da ARL, pois na indústria de laticínios pode-se obter uma DBO superior a 7.000 mg/L no efluente bruto.

Na Tabela 3.1 estão apresentados alguns valores característicos das águas residuárias de laticínios no Brasil e no mundo.

Tabela 3.1 – Características físico-químicas das águas residuárias de laticínios.

| Produto | DBO (mg/L) | N (mg/L) | P (mg/L) | pH | Gordura (mg/L) |
|-----------|---------------|-------------|-------------|-----------|----------------|
| Queijo | 3.000 - 3.500 | 70,0 - 85,0 | - | 4,0 - 5,7 | 110 - 754 |
| Manteiga | 1.319 - 3.300 | 26,5 - 43,2 | 4,5 - 5,9 | 7,6 - 8,3 | 253 |
| Leite UHT | 1.010 | 26,5 - 86,2 | 4,5 - 14,2 | 7,9 | 253 - 575 |
| Doces | 1.560 | 25,5 | 6,8 | 4,0 - 5,0 | 100 - 200 |
| Iogurte | 290 | 56,7 - 86,2 | 14,2 - 18,8 | 5,0 | 110 - 260 |

Base de dados: CETESB, (1990); OZTURK, (1993); WILSON & MURPHY, (1986); KASAPGIL, (1994); MACHADO, (1999) e ABRAHÃO, (2006).

3.2 Sistemas Alagados Construídos – “Wetlands”

Este termo refere-se a sistemas inundados ou saturados por águas superficiais ou subterrâneas com frequência e duração suficientes para manter as condições do meio predominantemente saturadas (U.S.EPA, 1988).

O termo “wetland” recebe diversas denominações no Brasil, tais como sistemas alagados construídos, leitos cultivados, solos encharcados, banhados construídos, terras úmidas construídas etc.

Em ecologia os “wetlands” são denominados ecótonos, por serem regiões de transição entre o ambiente aquático e terrestre.

Os sistemas alagados podem ser classificados quanto a sua natureza e quanto ao tipo de fluxo proporcionado à água residuária. Quanto à natureza, são divididos em sistemas alagados naturais e sistemas alagados construídos e, quanto ao escoamento, podem ser sistemas alagados de fluxo superficial, subsuperficial ou vertical. Pântanos, brejos, mangues, lagos rasos e banhados são exemplos de alagados naturais. Estes ecossistemas têm apresentado a capacidade de depurar, por meio de mecanismos físicos, químicos e biológicos, inúmeros tipos de águas residuárias (U.S. U.S. EPA, 2003). A figura 3.1 mostra o corte transversal de um wetland natural evidenciando o tipo de fluxo horizontal.

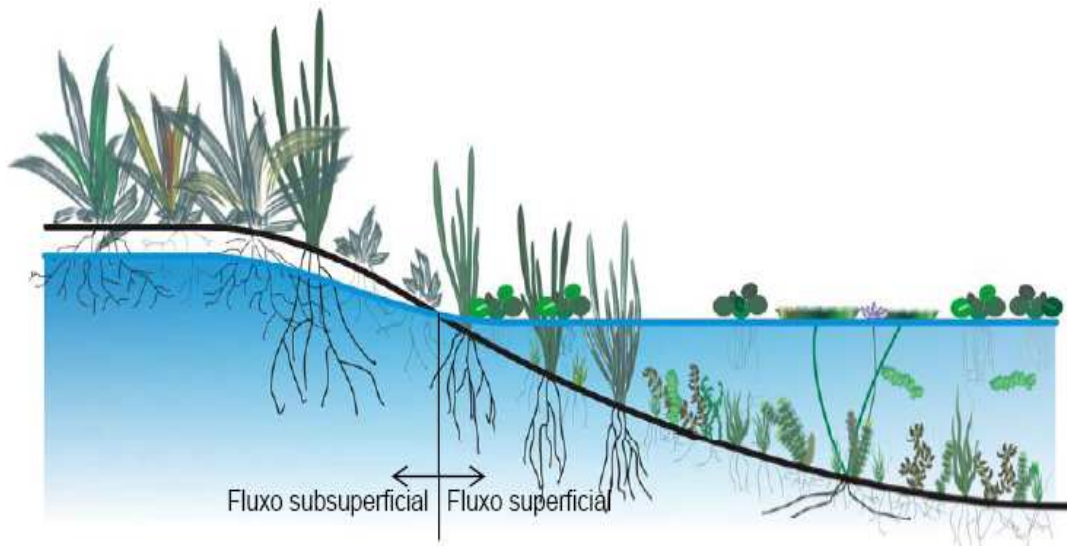


Figura 3.1 – Corte transversal de um “wetland” natural evidenciando o tipo de fluxo. Fonte: ZANELLA, (2008).

Nas Figuras 3.2, 3.3, 3.4, e 3.5 abaixo são evidenciados sistemas alagados construídos de fluxo superficial cultivados com macrófitas flutuantes e emergentes, fluxo subsuperficial com cultivo de macrófitas emergentes e de fluxo vertical com cultivo e enraizadas emergentes.

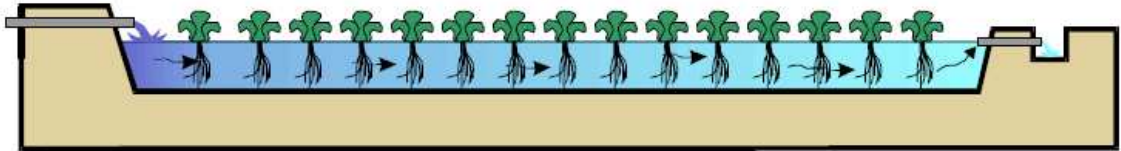


Figura 3.2 – Corte transversal de um sistema alagado construído de escoamento superficial cultivado com macrófitas flutuantes. Fonte: (SALATI, 2000)

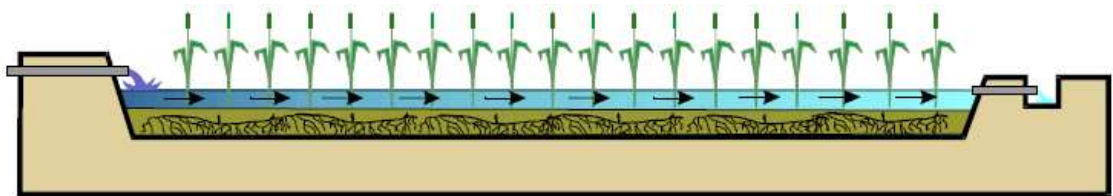


Figura 3.3 – Corte transversal de um sistema alagado construído de escoamento superficial cultivado com macrófitas emergentes. Fonte: (SALATI, 2000)

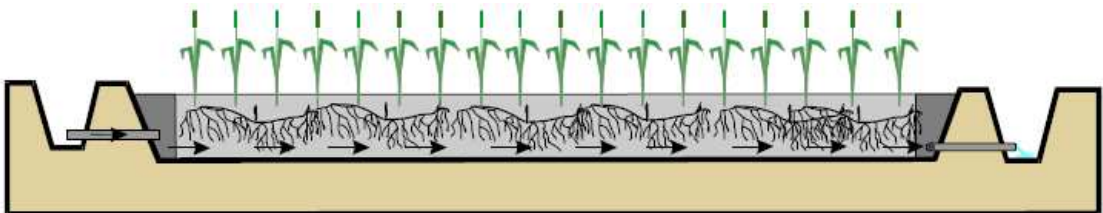


Figura 3.4 – Corte transversal de um sistema alagado construído de escoamento subsuperficial cultivado com macrófitas emergentes. Fonte: (SALATI, 2000)

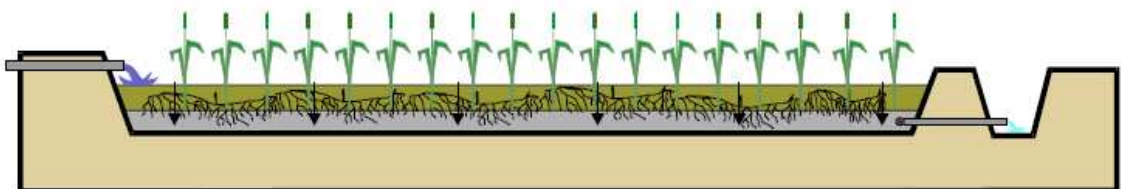


Figura 3.5 – Corte transversal de um sistema alagado construído de escoamento vertical cultivado com macrófitas emergentes. Fonte: (SALATI, 2000)

Os mecanismos envolvidos no tratamento são: filtração, degradação microbiana da matéria orgânica, absorção de nutrientes pelos rizomas das vegetações e microrganismos, adsorção no solo, entre outros. Segundo SHUTES (2001), o uso efetivo de sistemas alagados para tratamento de águas residuárias ocorreu a partir da década de 40, sendo que, no Brasil, isso só ocorreu a partir de 1982 (SALATI, 1999).

Dentre os sistemas convencionais de tratamento de águas residuárias podem-se citar os reatores UASB, lodos ativados, sedimentação primária com ou sem coagulação e floculação, flotação por ar dissolvido, filtros aerados, dentre outros. O tratamento é realizado em ambientes restritos, sendo as transformações potencializadas por aeração forçada em reatores aeróbios, mistura mecânica e/ou adição de produtos químicos, ou reatores anaeróbios (ambientes confinados sem presença de O₂).

Os sistemas convencionais necessitam de estruturas compactas, sendo aplicáveis quando não estão disponíveis extensas áreas para sua implantação, como ocorre em geral em grandes centros urbanos. Por outro lado os sistemas naturais se baseiam no uso intensivo de espaços físicos, sendo uma alternativa atrativa para pequenas comunidades e áreas rurais por apresentarem, além de simplicidade conceitual e operacional, grande capacidade de tamponamento, baixa produção de lodo, elevada eficiência na remoção matéria carbonácea biodegradável e nutrientes, baixo custo de implantação, manutenção e operação. Ainda neste contexto, deve-se abordar que os sistemas naturais apresentam um significado estético e ecológico no tratamento de efluentes.

Os sistemas naturais, onde se destacam os sistemas alagados construídos, requerem na transformação dos poluentes fontes naturais de energia como a solar, cinética e potencial, eólica, química livre, bioquímica etc.

Assim como os alagados construídos ou “wetlands”, também estão incluídos na categoria de sistemas naturais de tratamento a infiltração localizada no solo, infiltração lenta ou rápida no solo, escoamento superficial no solo, lagoas de estabilização etc.

A comparação entre os tipos de energia de impulso atuantes em sistemas de tratamento de águas residuárias é apresentada na figura 3.6.

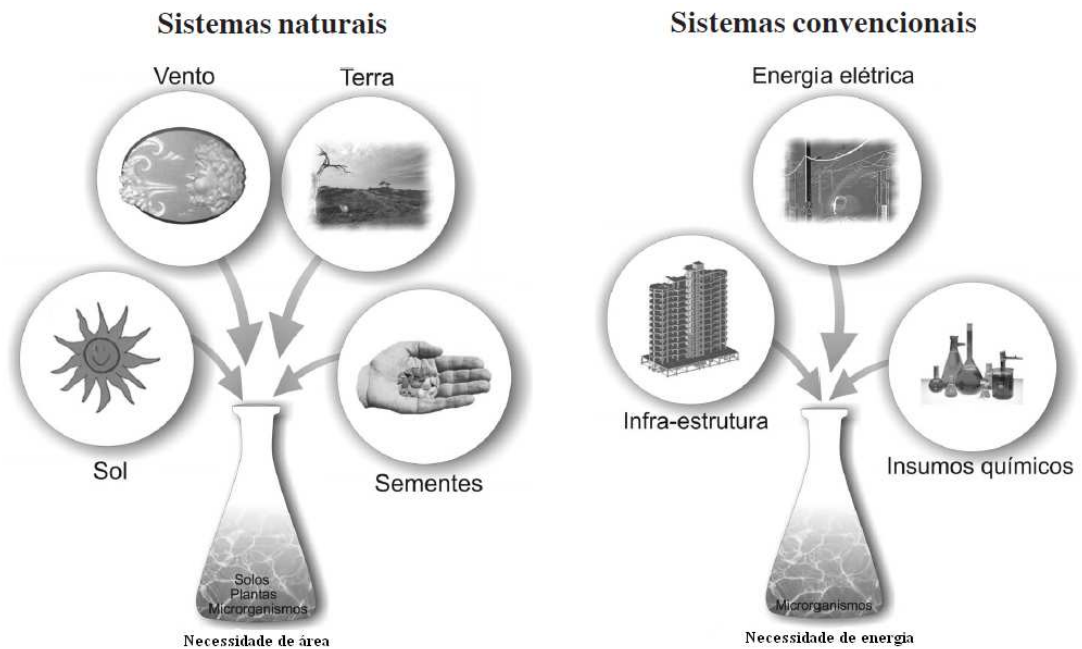


Figura 3.6 – Comparação entre os tipos de energia de impulso atuantes em sistemas de tratamento de águas residuais nos sistemas naturais e convencionais. Fonte: KADLEC & KNIGHT (1996).

No presente trabalho, adotou-se a sigla SAC para representar o sistema alagado construído, passando-se, a partir daqui a só se fazer referência a este sistema pela mesma.

Os SACs, contemplados neste trabalho, possuem segundo COOPER (1998), as seguintes vantagens: elevada capacidade de remoção de sólidos suspensos totais (SST), dada a maior eficiência do meio em proporcionar filtração da água residuária, além de grande capacidade de nitrificação e desnitrificação. Possuem, como desvantagem, ocupação de áreas relativamente extensas e, dependendo das características fisiológicas da vegetação cultivada, baixa transferência de oxigênio para o substrato, prejudicando a nitrificação devido a baixa taxa de oxidação do meio.

Geralmente os SACs são constituídos por uma ou mais unidades dispostas em série ou paralelo, construídos de alvenaria ou escavados no solo, situação em que devem ser recobertos com material impermeável, que poderiam ser membranas de polietileno de alta densidade (PEAD) ou policloreto de vinila (PVC) de 0,5 a 2,0 mm de espessura (VALENTIM, 2003), ou, ainda, argila (bentonita) compactada na base

do canal (U.S. EPA, 2003), para impedir a percolação e lixiviação de poluentes presentes na água residuária em tratamento.

O principal critério adotado na seleção das espécies a serem cultivadas ainda é incipiente. Normalmente adotam-se no cultivo as vegetações facilmente encontradas nas proximidades do local onde irá se implantar os sistemas.

A profundidade do meio suporte do SAC pode variar de 0,3 a 0,9 m, dependendo da profundidade alcançada pelas raízes das macrófitas. O fundo do SAC pode apresentar declividade na faixa de 0% a 2,5%, no sentido de escoamento da água residuária (BORIN et al., 2004).

Os microrganismos desenvolvem-se aderidos à superfície do material do meio suporte, do caule e da raiz de plantas e nos sólidos suspensos acumulados no sistema formando biofilmes. A oxidação do meio é feita via rizomas das plantas e por difusão do ar atmosférico na superfície do meio suporte (U.S. EPA, 2000), possibilitando a formação de sítios aeróbios e anaeróbios dentro do canal, característicos nesses sistemas.

Usualmente os SACs são utilizados como sistemas secundários e terciários de tratamento, comumente inseridos a jusante de sistemas convencionais como reatores anaeróbios de fluxo ascendente (UASB), tanques sépticos e filtros anaeróbios.

3.3 Mecanismos de reabilitação das águas residuárias utilizando SACs

3.3.1 Mecanismos Bióticos

Os principais mecanismos biológicos de remoção de material carbonáceo e de nutrientes podem ser assim descritos:

- Remoção de DBO e DQO ao longo dos leitos por assimilação de bactérias adaptadas ao ecossistema pela formação de biofilmes.
- Assimilação de carbono e nutrientes à biomassa das vegetações cultivadas nos leitos.

Segundo WATSON et al. (1989), a assimilação de matéria orgânica pelas plantas pode ser considerada desprezível comparada com a degradação microbiológica presente neste tipo de tratamento.

É pertinente neste item citar a função ecológica de organismos detritívoros como macro-invertebrados e protozoários de vida livre, pelo fato destes consumirem parte do lodo gerado no processo de tratamento, desobstruindo os macroporos do leito evitando sua colmatação, além de facilitar o fluxo hidráulico e trocas gasosas. Outro aspecto positivo destes organismos detritívoros é sua capacidade de interagir com os demais organismos mantendo o equilíbrio ecológico do sistema.

A identificação e quantificação dos protozoários presentes nos SACs com macrófitas, juntamente com conhecimentos relativos à ecologia destes organismos, podem ser de grande importância para a operação e manutenção desses sistemas. As espécies dominantes fornecem uma indicação microbiológica acerca da qualidade esperada do efluente (U.S. EPA, 2000).

O estabelecimento, multiplicação e ecologia destes organismos devem ser profundamente estudados visando seu manejo correto e para que se possa quantificar suas contribuições em termos numéricos para melhorias na eficiência dos SACs.

Estima-se que a maior parte da DBO removida esteja ligada a assimilação do carbono biodegradável pelo biofilme formado no substrato poroso.

O biofilme é uma camada de material orgânico e microorganismos, formada pela adesão e proliferação de bactérias na superfície de um objeto. Na maioria dos casos, esta superfície é submersa em água não estéril ou cercada por um ambiente úmido. Superfícies sólidas apropriadas para colonização bacteriana no ambiente natural incluem superfícies inertes, como pedras, solo, areia madeira e até mesmo superfícies vivas, como as porções submersas de plantas aquáticas. Biofilmes são caracterizados pela presença de polímeros bacterianos extracelulares que podem criar camadas limosas visíveis em uma superfície sólida. A secreção de polissacarídeos extracelulares (glicocálix) provê uma matriz para a adesão de células bacterianas e forma a arquitetura interna da comunidade do biofilme. A matriz de exopolímeros também é um componente integral que influencia o funcionamento e a sobrevivência de biofilmes em ambientes hostis. Os biofilmes têm sido estudados intensivamente, em razão de seu papel na ciclagem de nutrientes e controle de poluição em ambientes aquáticos, bem como de seus efeitos benéficos ou prejudiciais para a saúde humana (CHARACKLIS & TRULEAR, 1982).

Em alguns casos observam-se contribuições menos expressivas por fungos saprófitos, porém a colonização deste grupo de organismo é mediada por alguns fatores físicos do ambiente, por exemplo, o pH. Por outro lado, esses organismos

podem formar associações simbióticas com bactérias, facilitando alguns mecanismos de absorção e assimilação dos poluentes (CHARACKLIS & TRULEAR, 1982).

3.3.2 Mecanismos Abióticos

Os fatores abióticos são altamente relevantes, uma vez que contribuem para aumentar a taxa de degradabilidade dos poluentes, assim como intensificar os ciclos biogeoquímicos pertinentes ao sistema.

Os principais fatores abióticos podem ser assim sumarizados: a temperatura, alcalinidade, pH, o oxigênio dissolvido, o ciclo hidrológico e o substrato utilizado. A operação e manejo do sistema são outros fatores externos relevantes.

A variação na temperatura pode afetar o desempenho dos SACs, uma vez que a eficiência do sistema tende a diminuir com a redução desta.

O fator temperatura vem a ser favorável em condições tropicais já que a maioria dos mecanismos biológicos é dependente deste parâmetro.

A alcalinidade é outro fator determinante na eficiência dos SACs, pois os processos de oxidação, como a nitrificação, tendem a consumir a alcalinidade, a qual, caso atinja valores baixos, pode concorrer para obtenção de valores reduzidos de pH (VON SPERLING, 1996) citado por (BRASIL, 2005).

O pH influencia no crescimento das macrófitas e transformações bioquímicas, visto que afeta o equilíbrio das formas de ácidos orgânicos e bases ionizadas e não ionizadas, controla a solubilidade de gases e sólidos (HUSSAR, 2001).

O pH entre 4,0 e 9,5, propicia condições ideais para sobrevivência de bactérias formadoras do biofilme, responsáveis pela degradação orgânica. Já o pH entre 7,0 e 7,5 favorece a adaptação de bactérias desnitrificantes, enquanto as nitrificantes adaptam-se em pH variando entre 7,2 a 8,0 (VON SPERLING, 1997).

O oxigênio dissolvido (OD) é influenciado pela temperatura e sais dissolvidos na água. Os valores de (OD) em SACs tendem a ser baixos (< 1,0 mg/L) (U.S. EPA, 2000), mesmo sendo complementado pela transferência gasosa pelas macrófitas.

O ciclo hidrológico, fator de influência consolidado em diversos ecossistemas, também deve ser referenciado como fator abiótico nestes sistemas, pois altos índices pluviométricos tendem a diluir os esgotos, assim como a carência de precipitações torna o efluente tratado mais concentrado uma vez que a sistema sofre constante perda de água por evapotranspiração.

Por fim ressalta-se que o meio suporte, o substrato a ser empregado é de vital importância na retenção de sólidos suspensos (SS), além de poder reter nutrientes como N e P por filtração, adsorção e precipitação. Além destes fatores o substrato serve como regiões de fixação e desenvolvimento dos biofilmes. A escolha do substrato a ser empregado é de suma importância para que se evite a colmatação do leito e estabelecimento ideal do fluxo hidráulico ao longo das calhas horizontais.

A figura 3.7 abaixo mostra o “zoom” de uma região do substrato de um SAC evidenciando alguns mecanismos de reabilitação de águas residuárias.

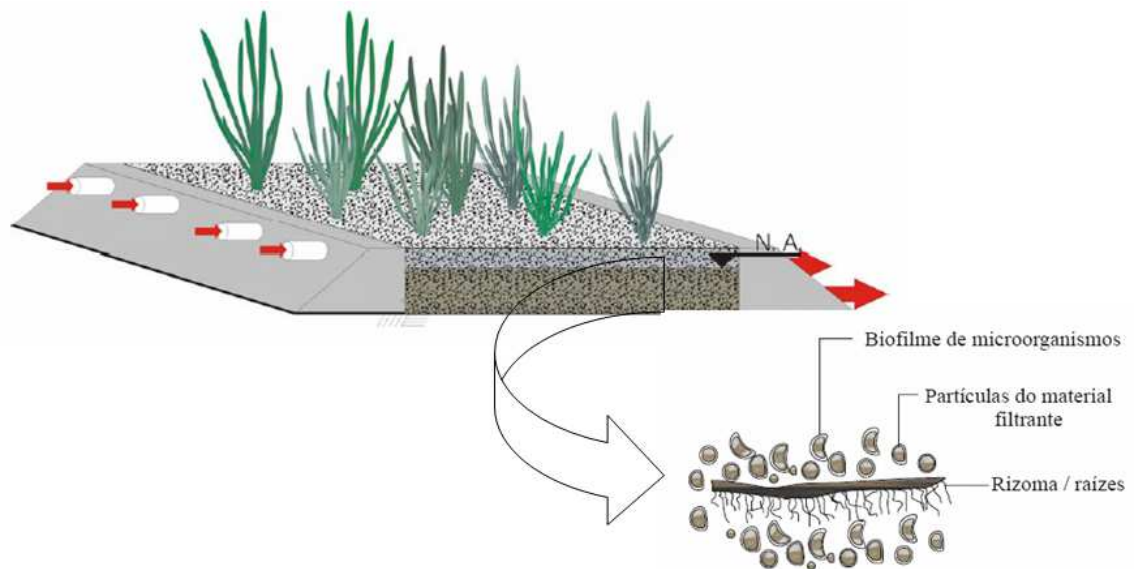


Figura 3.7 – Zoom do substrato de um SAC, evidenciando alguns mecanismos de remoção de poluentes para a reabilitação das águas residuárias. Adaptado de ZANELLA (2008) e SEZERINO (2006).

3.4 Processos de transporte de solutos no meio poroso

Os principais mecanismos físicos que afetam o transporte de contaminantes em meio poroso são: advecção e dispersão hidrodinâmica que inclui a dispersão mecânica e a difusão molecular (PROSAB, 2009). Durante a evolução da frente de poluição/contaminação, a advecção é ocasionada pelo fluxo hidráulico, ou seja, os solutos se movem segundo as linhas de fluxo. A dispersão dos poluentes se dá de duas formas: dispersão hidrodinâmica e difusão molecular. A dispersão hidrodinâmica refere-se ao espalhamento longitudinal e transversal na direção principal do fluxo, com redução gradual da concentração de poluentes. A difusão

molecular é o transporte causado por gradientes de concentração de espécies químicas do meio e independe do fluxo hidráulico.

Quanto aos mecanismos químicos, diversos processos podem ocorrer simultaneamente aos processos físicos em função da interação entre o efluente e o meio poroso, podendo causar retardamento do transporte de contaminantes ou poluente, devido às tensões de cisalhamento resultantes dos n campos de escoamento. As reações de adsorção-dessorção e precipitação-dissolução podem causar transferência real de poluentes da fase líquida para a sólida, e se destacam como as reações de maior importância na transferência de poluentes entre as fases líquida e sólida do sistema (LANGE, 2002).

3.4.1 Adsorção e dessorção

A adsorção é o processo a partir do qual o soluto adere às superfícies das partículas do meio suporte devido a forças de atração decorrentes de cargas desequilibradas nas superfícies dessas partículas, decorrentes de imperfeições ou substituições iônicas na estrutura cristalina dos minerais e rochas (substituição isomorfa) ou de quebra de ligações nas estruturas moleculares, especialmente nas extremidades. As reações de adsorção são, geralmente, reações de superfície e não implicam necessariamente na formação de uma nova substância (FREEZE & CHERRY, 1979). Por outro lado, a dessorção é o mecanismo inverso de transferência da superfície das partículas sólidas para a fase líquida de uma substância sorvida anteriormente.

3.4.2 Equação unidimensional de transporte de solutos em meios porosos

Os processos que envolvem o transporte de solutos em meios porosos podem ser representados através de equações diferenciais desenvolvidas com base na conservação de massa do soluto no meio. A análise da variação da concentração do soluto é feita considerando-se o fluxo do soluto através de um volume elementar de solo ou outros substratos granulares (barreiras permeáveis), podendo ser este em fluxo pistão comumente utilizado em “wetlands” artificiais de escoamento subsuperficial. O fluxo do soluto para dentro e para fora do volume elementar é regido pelos fenômenos de advecção e de dispersão hidrodinâmica. A perda ou

ganho de massa do soluto pelo elemento pode ocorrer como resultado das interações entre o meio suporte e o soluto (reações químicas e/ou bioquímicas) ou, ainda, devido ao decaimento da substância (FREEZE & CHERRY, 1979).

A expressão que descreve o transporte unidimensional de contaminantes em meio poroso é dada pela Equação:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_h \left[\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \right] - Va \left[\frac{\partial C}{\partial x} \right] - \frac{\rho}{n} \times \frac{\partial q}{\partial t} + \lambda C \quad \text{Eq. (3.1)}$$

onde:

C : concentração do poluente ou contaminante estudado;

t : tempo;

x : distância;

D_h : coeficiente de dispersão hidrodinâmica - soma da dispersão mecânica (D_m) com a difusão molecular (D_e);

Va : velocidade de advecção;

ρ : densidade seca do meio suporte poroso;

n : porosidade média do meio suporte;

q : massa do poluente ou contaminante sorvida;

λ : coeficiente de decaimento radioativo ou biológico.

sendo:

$$\frac{\partial q}{\partial t} = \frac{\partial q}{\partial C} \frac{\partial C}{\partial t} \quad (3.2)$$

Substituindo (3.2) em (3.1) e rearranjando-se os termos, tem-se que:

$$R_d \frac{\partial C}{\partial t} = D_h \left[\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \right] - Va \left[\frac{\partial C}{\partial x} \right] + \lambda C \quad (3.3)$$

logo:

$$R_d = 1 + \frac{\rho}{n} \times \frac{\partial q}{\partial C} \quad (3.4)$$

O parâmetro Rd é o fator adimensional de retardamento que quantifica a capacidade de atraso da frente de poluição devido ao processo de interação entre o material reativo (agentes químicos, orgânicos e meio suporte) e o efluente.

A razão $\frac{\partial q}{\partial C}$ representa a relação entre a quantidade de soluto adsorvida pelas partículas sólidas (q) e a concentração da mesma espécie química no líquido em estado de equilíbrio (C).

Vale lembrar que os mecanismos de absorção de poluentes e contaminantes relativos às vegetações cultivadas junto ao meio poroso não são consideradas neste modelo.

3.5 Princípios básicos de dimensionamento de SACs

3.5.1 Aspectos hidráulicos

O regime hidráulico nestes sistemas é controlado pela condutividade hidráulica do meio saturado e pelo gradiente hidráulico segundo a lei de Darcy, sendo a área da seção transversal útil calculada pela equação:

$$A_t = \frac{Q}{K_s \cdot S} \quad (3.5)$$

onde:

A_t = Área de seção transversal (m^2);

K_s = Condutividade hidráulica do substrato ($m^3 m^{-2} d^{-1}$);

S = declividade do leito ou gradiente hidráulico ($m m^{-1}$);

Q = Vazão a ser aplicada ($m^3 d^{-1}$).

3.5.2 Profundidade do leito

Recomenda-se que a profundidade dos leitos (p) mantenha-se na altura máxima de submersão atingida pelas raízes das vegetações cultivadas. (REED et al 1988) sugere 0,3; 0,6 e 0,8 m de profundidade para as espécies *Typha* spp., *Phragmites* spp e *Scirpus* spp, respectivamente.

3.5.3 Largura do leito

A largura (L) dos SACs é calculada posteriormente à determinação da profundidade (p) e declividade:

$$L = \frac{A_t}{p} = \frac{Q}{K_s \cdot S \cdot p} \quad (3.6)$$

Esta equação assegura que a vazão de projeto mantenha-se contida dentro do perfil do leito e que este não venha a apresentar fluxo superficial a partir do ponto de aplicação do efluente.

A área da seção transversal independe das reações bioquímicas, sendo controlada apenas pelo parâmetro hidráulico do sistema.

3.5.4 Bordas livres

Grande número de projetistas e pesquisadores vem adotando com sucesso uma altura entre 5 a 10 cm de borda livre acima da camada do meio suporte. As bordas livres servem como locais de acumulação extra de água proveniente de precipitações que por ventura possam fazer com que o fluxo hidráulico escape das calhas gerando escoamento superficial externo ao meio.

3.5.5 Remoção de material carbonáceo biodegradável (DBO)

A remoção de matéria orgânica em SACs pode ser descrita pela cinética de primeira ordem. Nestas equações parâmetros físicos e biológicos como evapotranspiração, infiltração ou ganho por precipitação não são considerados.

$$\frac{S}{S_0} = e^{\frac{(-K_t \cdot A_s \cdot p \cdot n)}{Q}} \quad (3.7)$$

ou;

$$\frac{S}{S_0} = e^{(-K_t \cdot t)} \quad (3.8)$$

onde:

S = DBO efluente (mg L^{-1});
 S_0 = DBO afluente (mg L^{-1});
 K_t = Constante da taxa de primeira ordem dependente da temperatura (d^{-1});
 A_s = Área superficial do sistema (m^2);
 n = porosidade do substrato como fração decimal;
 p = profundidade de submersão (m);
 Q = Vazão média aplicada ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$);
 t = tempo de residência hidráulica (d).

3.5.6 Tempo de residência hidráulica

$$t_d = \frac{V_v}{Q} = \frac{n \cdot V}{Q} \quad (3.10)$$

em que:

V_v = Volume de vazios no sistema (m^3);
 n = porosidade do substrato ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$);
 V = Volume total do sistema (m^3).

METCALF E EDDY (1991) recomendam valores para o tempo de retenção hidráulica em SACs entre 4 e 15 dias. Porém estes valores foram pré-estabelecidos para regiões de clima temperado, que não é o caso do Brasil.

Sendo assim, valores inferiores para esta variável já foram obtidos em condições de clima tropical (ABRAHÃO 2006):

- 1,7 dias, no México.
- 2 dias, na Malásia.
- 3 dias, na Tailândia.
- 1,9 dias no Brasil.

A redução do tempo de retenção hidráulica reflete diretamente nas dimensões dos SACs, uma vez que a utilização de valores mais reduzidos proporcionam menores áreas para sua implantação.

3.5.7 Efeito da temperatura sobre a constante cinética

O fator físico temperatura deverá ser considerado para ajustar o modelo de remoção de material carbonáceo biodegradável. No Brasil, essa consideração é importante em função das diferenças sazonais e geográficas no território nacional. O ajuste poderá ser efetuado utilizando a seguinte equação:

$$K_t = K_{20}(I, I)^{(T-20)} \quad (3.11)$$

em que:

K_{20} = constante da taxa a 20° C (d^{-1});

T = Temperatura do sistema, (° C);

K_t = Constante da taxa de primeira ordem dependente da temperatura (d^{-1}).

3.6 Macrófitas

Macrófitas aquáticas ou plantas aquáticas vasculares são aquelas cujas partes da planta que realizam fotossíntese, permanecem submersas em água ou flutuantes na superfície (PEDRALLI, 2003).

Desde a criação do termo macrófitas aquáticas em 1938 o conceito desses vegetais foi sendo moldado por alguns autores, como COOK (1974) e IRGANG & GASTAL (1996). De acordo com o primeiro autor, as plantas aquáticas são todos os vegetais desde Charophyta, Bryophyta, Pteridophyta e Spermatophyta cujas partes fotossinteticamente ativas estão permanentemente ou por alguns meses em cada ano submersas no corpo d'água ou flutuantes na superfície d'água". IRGANG & GASTAL (1996), com base no conceito de COOK (1974), incluem as plantas de ambientes salobros e marinhos à definição.

A distribuição das espécies no ambiente aquático é variável e, dependendo do grau da adaptação da espécie, ela habita regiões mais rasas ou mais profundas. As plantas anfíbias constituem aquele grupo de espécies aquáticas que vivem dentro da água, nos períodos de cheia, mas conseguem sobreviver por períodos variáveis no solo livre de inundação durante o período de seca (CAMARGO et al, 2003).

Devido à diversidade de habitat dos alagados, estima-se que mais de 5.000 espécies de plantas são adaptadas (HAMMER, 1989). As macrófitas de água doce possuem forma e tamanhos variados, como exemplos podemos citar a minúsculas *wolffia* spp, com um tamanho aproximado ao de uma cabeça de alfinete, e árvores de cipreste *Taxodium* spp, que podem atingir 50 (cinquenta) metros de altura (APHA, 1992).

Até a década de 50, acreditava-se que as macrófitas aquáticas desempenhavam um papel pouco relevante na dinâmica dos ecossistemas lacustres, sendo seu estudo muito negligenciado no âmbito das pesquisas limnológicas (ESTEVES, 1988), citado por (MARTINS, 2005).

Porém atualmente sabe-se que as macrófitas representam uma importante comunidade em ecossistemas límnicos por contribuírem para diversidade biológica e por apresentarem elevada biomassa e alta produtividade (CAMARGO et al, 2003).

As macrófitas aquáticas são capazes de estabelecer uma forte ligação entre o sistema aquático e o ambiente terrestre que o circunda (HENRY, 2003). Atuam como produtores primários, servindo como fonte de alimento para muitos tipos de peixes e algumas espécies de aves e mamíferos (SOUZA, 1993). Suas raízes também atuam como local de proliferação de microorganismos importantes na alimentação dos mesmos (LORENZI, 2000). Disponibilizam ainda locais sombreados para abrigo de formas de vida sensíveis às altas intensidades de radiação solar. Propiciam importância econômica para a sociedade, pois podem ser utilizadas como alimento para o homem e para o gado, como fertilizante de solo, como fertilizante de tanques de piscicultura ou abrigo para alevinos, como matéria prima para a fabricação de remédios, utensílios domésticos, artesanatos e tijolo para a construção de casas, como recreação e lazer, pois são cultivadas em lagos artificiais como plantas ornamentais (BARKO, 1991). Além disso, algumas macrófitas aquáticas são hospedeiras de algas e bactérias fixadoras de nitrogênio (ROELOFS, 1991).

No Brasil, a classificação comumente aceita refere-se a macrófitas emersas, flutuantes, submersas enraizadas, submersas livres e com folhas flutuantes (POMPÊO, 2003). Quanto ao seu biótipo, as macrófitas aquáticas podem ser reunidas em cinco grandes grupos ecológicos (FARIA, 2002):

- **Macrófitas aquáticas emersas:** enraizadas no sedimento, porém as folhas crescem para fora da água. Ex: *Typha dominguensis* (taboa), *Hedychium coronarium* (lírio-do-brejo).
 - **Macrófitas aquáticas flutuantes:** Flutuam livremente na superfície da água. Ex: *Pistia stratiotes* (alface d'água), *Eichornia crassipes* (aguapé).
 - **Macrófitas aquáticas submersas enraizadas:** enraizadas, crescendo totalmente debaixo d'água. Ex: *Egeria densa* (elódea), *Cabomba sp.* (cabomba).
 - **Macrófitas aquáticas submersas livres:** Permanecem flutuando debaixo d'água. Podem se prender a pecíolos e caules de outras macrófitas. Ex: *Utricularia sp.* (utriculária).
 - **Macrófitas aquáticas com folhas flutuantes:** enraizadas no sedimento e com folhas flutuando na superfície da água. Ex: *Nymphaea elegans* (lírio d'água).
- As figuras 3.8, 3.9, 3.10, 3.11 e 3.12 mostram a distribuição e aspecto, respectivamente dos cinco grupos ecológicos das macrófitas.

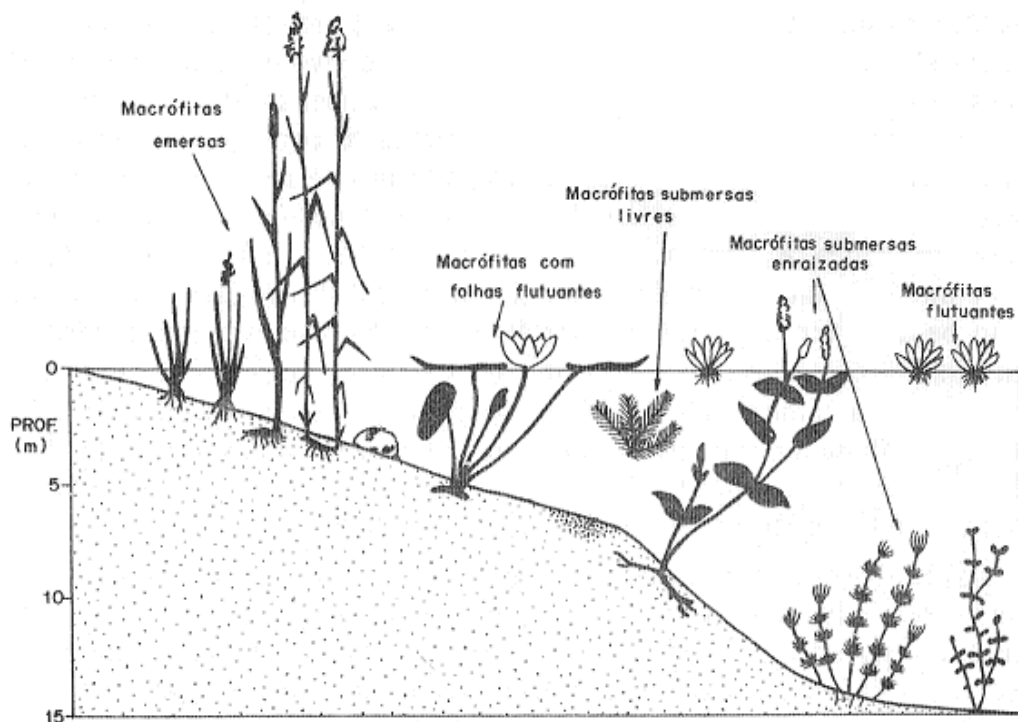


Figura 3.8 – Grupos ecológicos das macrófitas (SAINTY & JACOBS, 1981).

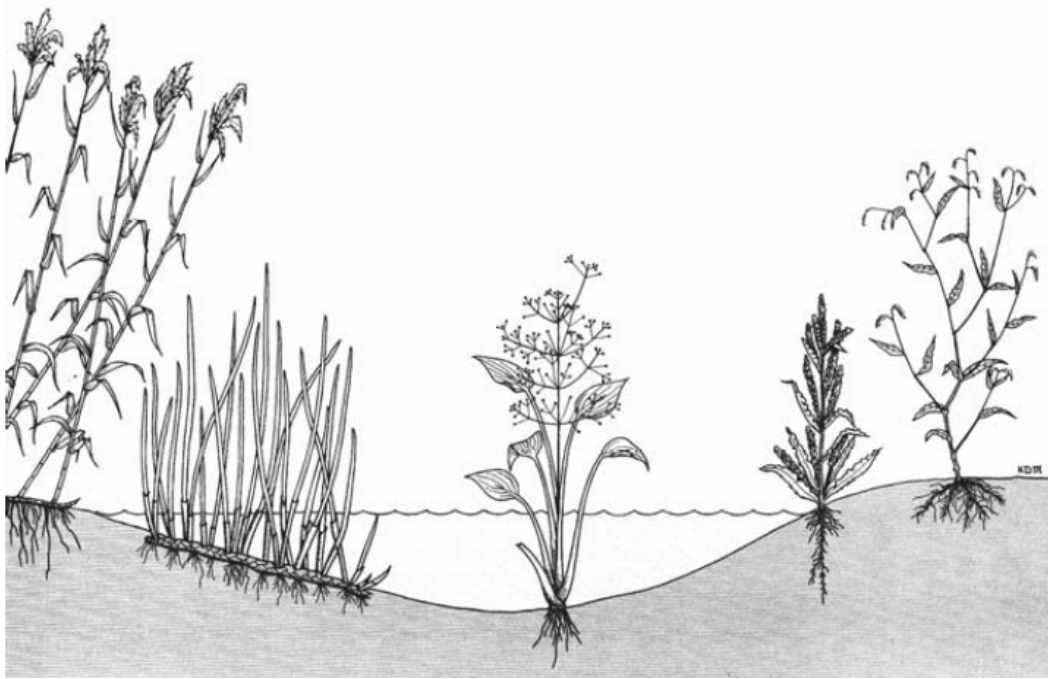


Figura 3.9 – Exemplos de macrófitas emersas (SAINTY & JACOBS, 1981).

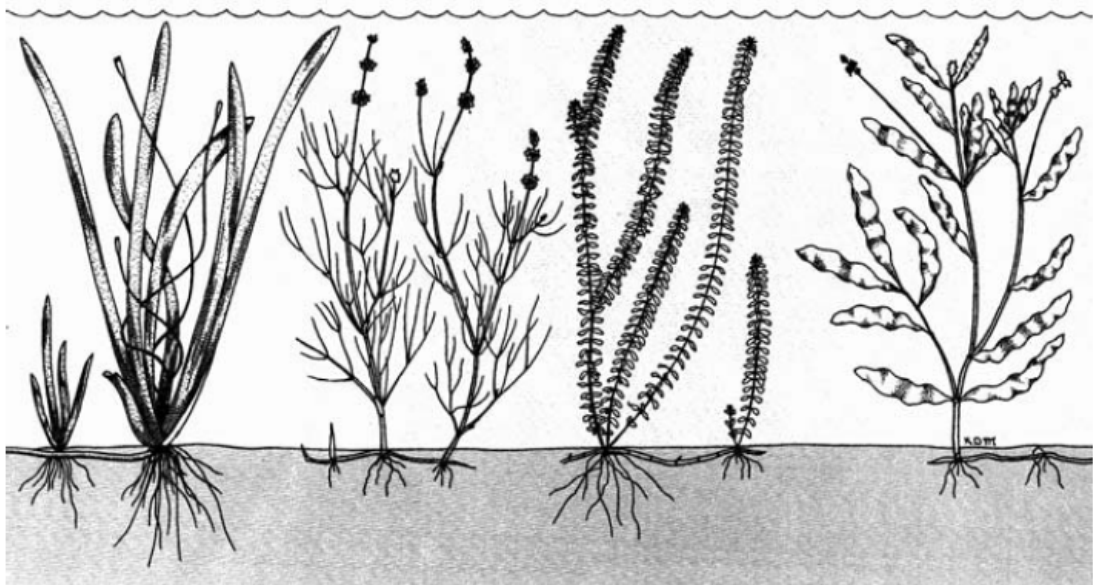


Figura 3.10 – Exemplos de macrófitas submersas enraizadas (SAINTY & JACOBS, 1981).

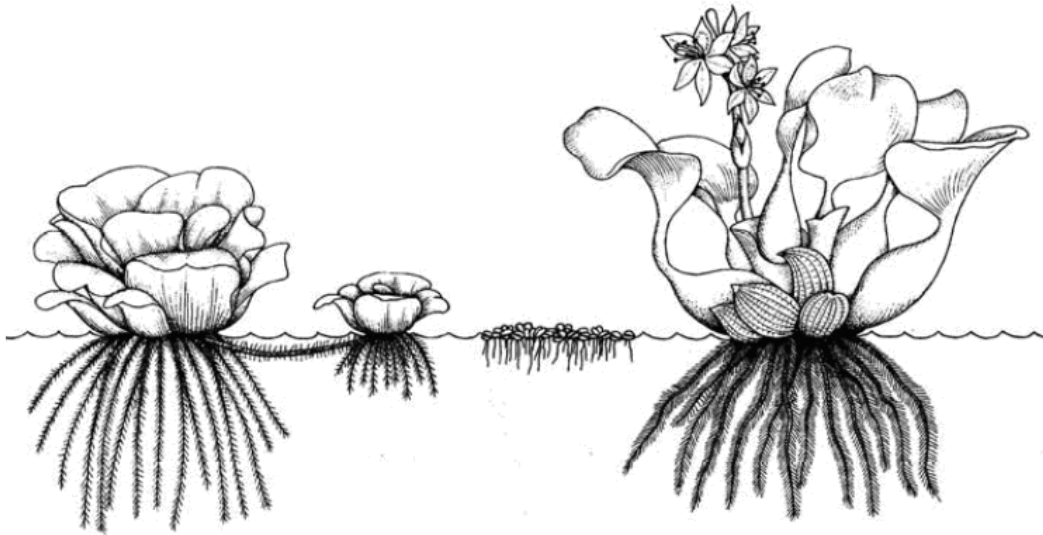


Figura 3.11 – Exemplos de macrófitas flutuantes (SAINTY & JACOBS, 1981).

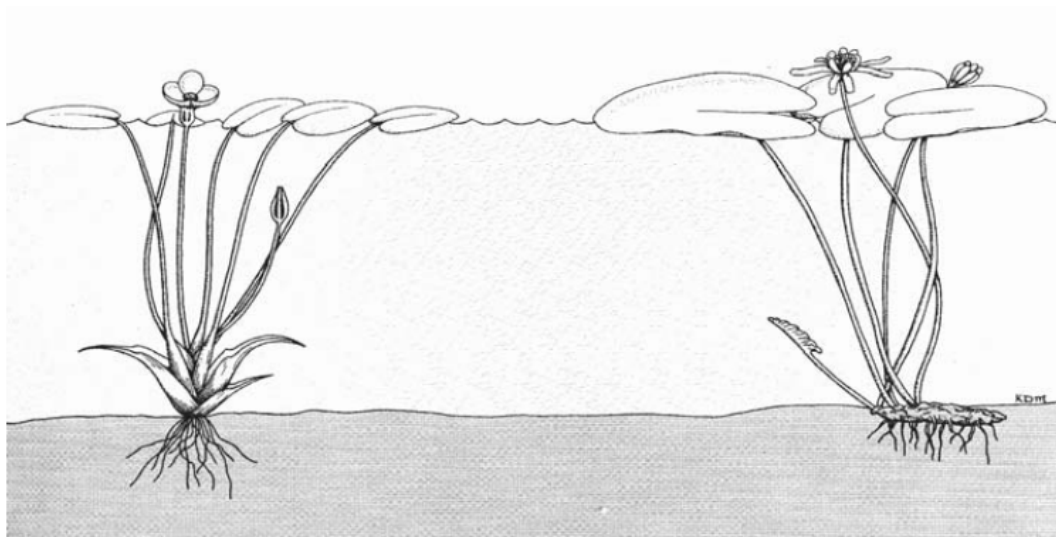


Figura 3.12 – Exemplos de macrófitas enraizadas com folhas flutuantes (SAINTY & JACOBS, 1981).

Muitos estudos vêm relatando a capacidade de purificação das águas por diversas espécies de macrófitas aquáticas enquadradas nos cinco grupos ecológicos. Estes estudos enfatizam sua elevada produtividade e importância na ciclagem de nutrientes (HENRY-SILVA e CAMARGO, 2003).

Estas espécies, por requererem altas concentrações de nutrientes, vêm sendo utilizadas com sucesso na recuperação de rios e lagos poluídos, pois suas raízes formam uma densa rede capaz de reter até as mais finas partículas em suspensão,

além de absorverem substâncias tóxicas provenientes do despejo industrial e doméstico (CAMARGO, 2003). GRANATO (1995) mostra que muitas espécies de macrófitas contribuem para a remoção de nutrientes das águas, especialmente em bacias hidrográficas com problemas de poluição difusa e pontual.

Dentre as inúmeras espécies de macrófitas com ocorrência nas águas continentais brasileiras, muitas são excelentes bioindicadoras da qualidade das águas (ESTEVES, 1988).

Quanto ao papel das macrófitas aquáticas como agentes filtrantes de materiais particulados, sedimentos, material carbonáceo e nutrientes, trabalhos demonstram que muitas espécies apresentam importante papel na biogeoquímica dos sedimentos (ROMITELLI, 1983).

Em relação à atuação das macrófitas no tratamento do efluente, pesquisas recentes têm confirmado que o tratamento de poluentes típicos (sólidos suspensos totais (SST) e matéria orgânica (MO) em leitos artificiais vegetados é geralmente melhor que nos não vegetados (BAVOR et al, 1989; BURGOON et al., 1989; GEARHEART et al., 1989, THUT, 1989; USEPA, 1999 e VALENTIM, 2003).

CAMARGO (2003), ao avaliar o crescimento e produção de *Typha dominguensis* em uma lagoa costeira, constatou maiores taxas de crescimento e produtividade de indivíduos próximos à entrada de efluentes domésticos ricos em nutrientes. Visando avaliar a capacidade destas plantas no tratamento dos mais diversos tipos de águas residuárias, vários autores têm desenvolvido experimentos em ecossistemas alagados artificiais (“constructed wetlands”) com diversas espécies.

Geralmente, são plantas aquáticas flutuantes e submersas que respondem mais a eutrofização, já que dependem da água para assimilar alguns nutrientes ou todos eles, em especial o nitrogênio (BARKO, 1991). As plantas emergentes com folhas são bem enraizadas e obtêm maior parte de seus nutrientes dos sedimentos que são ricos em fósforo (VALENTIM, 2003).

FRAGOSO Jr., (2006) relata em sua tese de doutorado que é assumido que as macrófitas enraizadas emergentes podem extrair nutrientes tanto da água como do sedimento, de acordo com a disponibilidade.

Alguns pesquisadores do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa (UFV) vêm estudando a eficiência de macrófitas emergentes na remoção de poluentes e nutrientes provenientes de vários efluentes como o doméstico (BRASIL, 2005), águas residuárias da lavagem e despolpa do café

(FIA, 2008), suinocultura (FREITAS, 2006) e pesticidas (BORGES, 2007). Os resultados apresentados até o presente momento demonstram que o uso destas espécies são promissores no tratamento dos efluentes ricos em material biodegradável, nutrientes e toxinas.

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 DBO e SST é a estética e o apelo ecológico. Plantas como a *Íris pseudacorus* (nos Estados Unidos conhecida como “Yellow Flag”) e a *Canna lilies* são citadas por (BRIX, 1994) e (VALENTIM, 2003) na utilização de pequenos sistemas de tratamento.

- **Controle de odor:** as macrófitas, associadas ao sedimento, agem como um biofiltro de odor, limitando-o e possibilitando a instalação do sistema próximo à comunidade que irá servir (VALENTIM, 2003);

- **Eliminação de bactérias patogênicas:** Liberação de substâncias químicas no ambiente (antibiose) eliminando bactérias patogênicas.

- **Tratamento e polimento de efluentes:** as plantas absorvem diversos elementos potencialmente eutrofizantes, dentre eles o nitrogênio, fósforo e potássio. Libera certa quantidade de oxigênio nas proximidades de suas raízes e promove, juntamente com o substrato, o tratamento do efluente, além de incorporar carbono do meio em sua biomassa.

- **Controle de Insetos:** a massa superficial da vegetação limita o desenvolvimento de vários insetos, como mosquitos e moscas (VALENTIM, 2003).

- **Transferência de oxigênio para o substrato:** A rizosfera oferece um micro-ambiente oxigenado num substrato anaeróbico, que estimula tanto a decomposição da matéria orgânica, quanto o desenvolvimento de bactérias nitrificadoras que convertem amônia a nitrato (GERSBERG *et al.* 1986).

Quais são as macrófitas indicadas e seu manejo, qual é o desempenho de tratamento e o potencial para remoção de diferentes compostos são algumas das perguntas a serem respondidas para as condições brasileiras e que demandarão outros estudos. Existem várias espécies vegetais com potencial para serem utilizadas nos leitos cultivados artificiais e em outros tipos de sistemas naturais, sendo fundamental a integração de diversos grupos de pesquisa para que se chegue a resultados mais conclusivos e que viabilizem não só o uso destas plantas no tratamento, mas que forneçam alternativas de geração de renda (artesanato) e aumento da atividade econômica nos locais que adotarem os sistemas naturais como sistema de tratamento (VALENTIM, 2003).

CAMARGO et al., (2003) ressalta que para existir o manejo correto destas vegetações é necessário conhecer sua biologia e ecologia, além de identificar os aspectos responsáveis pelo seu crescimento e determinar seus fatores limitantes.

3.7 Descrição das espécies utilizadas

3.7.1 *Typha dominguensis* - taboa

Macrófita pertencente à ordem Pandanales, ordem de monocotiledôneas, família Typhaceae, apresentando folhas lineares anfiestomáticas com grupos de fibras esclerenquimáticas entre as células do parênquima paliçádico, logo abaixo da epiderme e associados aos feixes (HENRY, 2003), com bainha bem desenvolvida e não tendo caule lenhoso. Além da Typhaceae, nesta ordem há outras 2 famílias: Pandanaceae e Sparganiaceae (JOLY, 1979)

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 4 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)

Sua distribuição geográfica no território nacional pode ser observada na figura 3.13, abaixo:



Figura 3.13 – Distribuição geográfica da espécie *Typha domingensis* no Brasil Adaptado de (LORENZI, 1982).

A espécie é freqüente e muitas vezes dominante em canais de drenagem e baixadas pantanosas em geral. É bastante agressiva chegando a produzir 7.000 kg de rizomas por hectare. A presença da *Typha domingensis* é geralmente indicadora de estágio avançado de assoreamento e eutrofização de ecossistemas aquáticos (PARADELLA, 1996).

As folhas e as hastes servem para fabricar pasta de papel, devido à grande porcentagem de celulose. Das folhas podem-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), possui 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), citado por (BIANCO et al., 2003) e (MARTINS, 2005).

A *Typha* spp 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).

BRASIL et al. (2005) obteve valores de evapotranspiração para a cultura da taboa em sistemas alagados artificiais que variaram de 4,9 a 14,0 mm d⁻¹ e de evapotranspiração de referência de 2,2 a 3,36 mm d⁻¹.

Vários estudos empregando outra espécie (*Typha latifolia*) e a própria *Typha domingensis* na depuração de águas residuárias em terras úmidas naturais e artificiais vêm trazendo bons resultados devido sua capacidade de adaptação nestes ecossistemas e considerável consumo de nutrientes.

Segundo REITZ (1984) a espécie é indicada, em seus estudos, como depuradora natural de ambientes aquáticos.

A figura 3.14, abaixo, mostra alguns detalhes morfológicos da *Typha* spp.

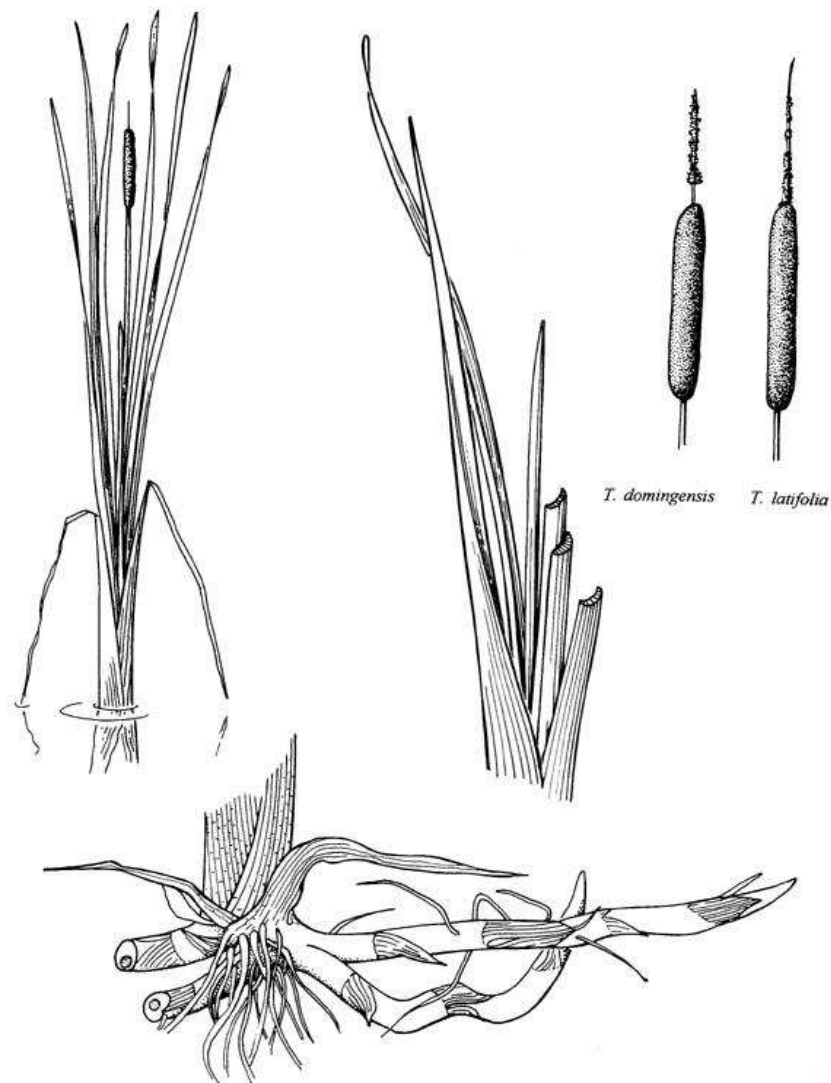


Figura 3.14 - Detalhes morfológicos da *Typha* spp. Ilustração cedida pelo: *Institute of Food and Agricultural Sciences (IFAS), Center for Aquatic Plants – University of Florida, Gainesville, 1990.*

3.7.2 *Hedychium coronarium* – lírio do brejo

O *Hedychium coronarium* é uma macrófita aquática considerada exótica e invasora fora da região do Himalaia, seu centro dispersor. Foi introduzida nas Américas e ocorre em diversas regiões do Brasil. (SANTOS et al., 2005)

Trata-se de uma monocotiledônea da família Zingiberaceae, rizomatosa, de hábito herbáceo perene com a presença das fenofases, floração e frutificação.

A palavra *Hedychium* vem do grego e significa ‘neve doce’. A palavra *coronarium*, do latim ‘corona’, significa ‘coroa’ (KISSMANN & GROTH, 1991).

O *Hedychium coronarium* conhecido popularmente como lírio-do-brejo, lírio bastão, gengibre branco e mariazinha do brejo é uma macrófita aquática nativa da região do Himalaia, na Ásia tropical (MACEDO, 1997; PIO CORRÊA, 1984).

Ocorre nas Américas, como espécie introduzida e invasora, desde os Estados Unidos até a Argentina (KISSMANN & GROTH, 1991). No Brasil, a espécie é muito comum em toda a zona litorânea (KISSMANN & GROTH, 1991); em Minas Gerais, ela é citada em várias regiões (CRUZ, 2002; MACEDO, 1997; PEDRALLI & MEYER, 1996; FERREIRA & PEDRALLI, 2002).

O lírio-do-brejo apresenta parte aérea organizada em caule simples cilíndrico, avermelhado na base, folhas lanceoladas de distribuição alternada (KISSMANN & GROTH, 1991), inflorescência em espiga, com brácteas imbricadas, flores com corolas brancas ou amarelopálidas e estaminódios petalóides (KISSMANN & GROTH, 1991; MACEDO, 1997). A espécie apresenta tanto a reprodução sexuada, por formação de sementes, quanto a assexuada, pela produção de hastes aéreas a partir do rizoma (TUNISON, 1991; STONE et al., 1992). Os polinizadores noturnos são as mariposas, em virtude da coloração branca e do aroma atrativo das flores (ENDRESS, 1994).

Segundo TUNISON (1991) citado por SANTOS et al, (2005), fragmentos dos rizomas podem se dispersar pela água, através das bacias hidrográficas, e apresentar crescimento vegetativo em novas áreas. Os frutos maduros apresentam cor alaranjada, que contrasta com a cor vermelha do arilo das sementes (KISSMANN & GROTH, 1991). O desenvolvimento das sementes aparentemente depende do fator distribuição geográfica e altitude (TUNISON, 1991; STONE et al., 1992).

SANTOS et al., (2005) relatam que áreas com maior retenção de umidade e sombreamento entre aproximadamente 60 e 80 % potencializam o desenvolvimento

destes indivíduos, sendo que nestas condições a vegetação apresenta frutos viáveis e maior desenvolvimento de sua biomassa.

Por observações em campo, constatou-se que estas espécies fixam-se preferencialmente nas margens dos cursos d'água e não no interior dos mesmos como as macrófitas do gênero *Typha*. Observou-se que a intensidade luminosa é fator limitante e determinante no crescimento e desenvolvimento de sua biomassa.

Os ambientes sombreados por vegetações de grande porte às margens de riachos parecem oferecer condições ideais para o desenvolvimento dessa espécie.

Pouco se sabe sobre o aproveitamento desta espécie na remoção de solutos das águas residuárias. O aprimoramento dos conhecimentos sobre a biologia e ecologia da espécie em sistemas artificiais de tratamento pode vir a trazer bons resultados na tratabilidade de efluentes líquidos. A figura 3.15 abaixo mostra um exemplar da espécie.



Figura 3.15 – Exemplar da macrófita *Hedychium coronarium* (lírio do Brejo). Foto: MENDONÇA, H. V.

3.8 Vias de transferência de oxigênio para o substrato

3.8.1 Via macrófitas

O movimento interno do oxigênio para as partes inferiores das plantas serve 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 carbonáceo, o crescimento de bactérias nitrificantes e a inativação de compostos que seriam tóxicos às raízes das plantas (USEPA, 1988; BRIX, 1994).

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 (Figuras 3.16) 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).

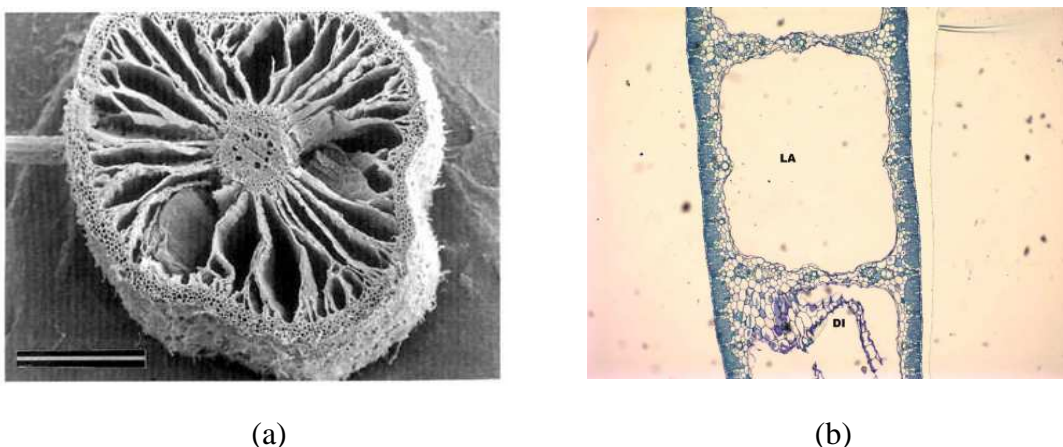


Figura 3.16 – (a) Microscopia eletrônica da raiz da *Typha* spp, evidenciando lacunas preenchidas com gases. Adaptado de (BRIX, 1998). (b) Lamina foliar da *Typha* spp. Visão geral; LA: lacuna aerífera, DI: Diafragma – Fonte: (BORGES, 2007).

Autores como, SORRELL & DROMGOOLE (1989), investigaram técnicas de medição de oxigênio liberado por raízes de macrófitas e concluíram que quantias consideráveis de oxigênio podem ser liberadas pelo sistema de raízes na rizosfera, e que as medidas mais realísticas disto são obtidas em soluções com alta demanda por oxigênio. KADLEC & KNIGHT (1996) acham provável que a maior parte da transferência de oxigênio para substrato ocorra pela interface (líquido/atmosfera), uma vez que o transporte de oxigênio para a rizosfera parece não exercer significativamente os requerimentos de respiração da planta, sendo insuficiente para satisfazer as demandas dos microrganismos heterotróficos. Por fim, existem autores como COOPER (2005) que afirmam que há liberação de oxigênio para a rizosfera através das raízes, mas as taxas deste suprimento são desconhecidas.

O transporte do oxigênio para a rizosfera tem sido realizado por uma grande variedade de espécies de plantas (ARMSTRONG, 1967; FLESSA & FISCHER, 1992; GROSSE et al., 1991; JAYNES & CARPENTER, 1986; MOORE et al., 1994; REDDY et al., 1989; WIUM-ANDERSEN & ANDERSEN, 1992), mas ainda não está esclarecido se a quantidade de oxigênio transportado entre as diferentes espécies está diretamente ligada com a variação nas condições do meio que circunda as vegetações.

3.8.2 Via mecanismos físicos

Além do transporte de oxigênio para o substrato via plantas macrófitas existem outros mecanismos de transporte nos leitos cultivados. Estes mecanismos são a convecção e difusão atmosférica.

3.8.3 Convecção

O transporte de oxigênio (O_2) via convecção ocorre devido a existência de um gradiente de pressão entre o ar e o material filtrante (PLATZER, 1999; KAYSER & KUNST, 2005). Em filtros plantados com macrófitas, este gradiente é o resultado da aplicação do esgoto na massa sólida do qual, após sua percolação através do maciço filtrante, cria-se um vácuo que então é equalizado com o ar. (PLATZER, 1999) destaca que se o tempo entre o início de aplicação e a completa infiltração do esgoto na massa de substrato for menor do que 10 minutos, o volume de ar que entra no

maciço, via convecção, será proporcional ao volume de esgoto aplicado. A massa de O₂ transferida para o material filtrante pode ser, então, calculado conforme a equação apresentada por (SCHNOOR, 1996):

$$J = Q \times C \quad (3.12)$$

onde:

J = massa de O₂ transferida por convecção (g/d);

Q = vazão de esgoto aplicado (m³/d);

C = concentração de O₂ no ar (g/m³).

Este mecanismo é intensificado quando aplicado a filtros plantados de fluxo vertical.

3.8.4 Difusão atmosférica

Da mesma forma que a corrente elétrica está associada ao transporte de cargas elétricas através de um fio condutor quando este está sujeito a uma diferença de potencial elétrico, a difusão está associada ao transporte de massa que ocorre em um sistema quando nele existe um gradiente de concentração química.

A difusão atmosférica ocorre segundo a 1ª Lei de Fick, dado a existência de um ambiente com elevada concentração de O₂, tal como o ar atmosférico (estimado em 300 mgO₂/L), em relação a um ambiente com menor concentração como os poros do material filtrante, criando-se assim um gradiente de transferência.

A 1ª Lei de Fick descreve a transferência de massa por difusão como sendo proporcional a área de uma seção transversal do sistema alagado, onde devido a presença de gradiente ocorre a transferência, conforme segue a equação (SCHNOOR, 1996):

$$J = -D \times A \times \frac{dC}{dX} \quad (3.13)$$

onde:

J = massa transferida por difusão (g/m² . d);

D = coeficiente de difusão (m² /d);

A = área da seção transversal (m²);

$$\frac{dC}{dX} = \text{gradiente de concentração (g/m}^3 \cdot \text{m)}.$$

Estima-se que grande parte do oxigênio transferido para os leitos cultivados seja realizado por este mecanismo.

3.9 Remoção de DBO

A matéria orgânica biodegradável particulada (DBO_{particulada}) é removida por processos físicos e posteriormente degradada e convertida em partículas solúveis e coloidais, tornando-se fonte de DBO solúvel.

A degradação da matéria orgânica pode ocorrer por dois meios:

Catabolismo oxidativo: Reação redox na qual a matéria orgânica é oxidada por uma agente oxidante no meio líquido (O₂, NO³⁻ ou SO₄²⁻), sendo que em condições aeróbias próxima à risosfera das vegetações a estabilização é realizada, principalmente por bactérias aeróbias e facultativas formadoras do biofilme. Em condições anóxicas o processo é realizado por bactérias nitrificantes e, em condições anaeróbias ocorre o processo de dessulfatação, necessitando neste caso, que a matéria orgânica tenha sido convertida anteriormente a ácidos orgânicos pelo processo de acidogênese.

Catabolismo Fermentativo: Este processo ocorre devido ao rearranjo dos elétrons na molécula fermentativa. Basicamente dois produtos são formados (CO₂ e CH₄). A conversão anaeróbia ocorre em duas etapas sucessivas: acidogênese e metanogênese, sendo que antes da primeira etapa, os compostos necessitam ser convertidos a compostos simples, pelo mecanismo de hidrólise.

Efetivamente, a remoção de DBO ocorre quando o material orgânico é completamente convertido no catabolismo fermentativo. Desta forma, de modo semelhante como ocorre para os sólidos suspensos totais (SST), a DBO remanescente no efluente não é, provavelmente, proveniente dos mesmos materiais lançados no sistema, mas, certamente é um novo constituinte convertido ou produzido no meio (BRASIL, 2005).

3.10 Transformações do nitrogênio em SACs

As formas de nitrogênio inorgânico de maior importância ao se estudar SACs são amônia (NH_4^+), óxido nitroso (N_2O), óxido nítrico (NO_2 ou N_2O_4), gás nitrogênio (N_2), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) sendo que os quatro primeiros apresentam-se no estado gasoso dissolvido. As formas orgânicas de maior importância incluem produtos como aminoácidos, uréia, purinas e pirimidinas (APHA, AWWA & WPCF, 1992; KADLEC & KNIGHT, 1996). Todas estas formas de nitrogênio são bioquimicamente convertíveis e são componentes do complexo ciclo de nitrogênio tanto em “wetlands” naturais quanto construídos.

O gás nitrogênio e óxido nitroso são quase que completamente inertes em se tratando de eutrofização e toxicidade das plantas, o primeiro é um produto intermediário da desnitrificação. Óxido nítrico reage com a água para formar o íon NO_3^+ (KADLEC & KNIGHT, 1996).

A amônia é a forma de nitrogênio mais reduzida, que pode estar ionizada (NH_4^+) ou não ionizada (NH_3), dependendo da temperatura e do pH da solução. O NH_4^+ é predominante nos leitos cultivados expostos a temperaturas médias de 25°C e pH próximo de 7; nos leitos cultivados, ele pode ser removido da solução através de troca de cátions com detritos, sedimentos inorgânicos e substrato (meio suporte) por adsorção.

A amônia é importante em leitos cultivados e outras águas superficiais por três razões (MANSOR, 1998):

- entre formas de nitrogênio nutriente, ela é a preferida da maioria das macrófitas e das bactérias autótrofas;
- quimicamente ela é reduzida e, portanto pode ser prontamente oxidada em águas naturais, resultando em consumo de oxigênio;
- amônia não ionizada é tóxica a muitas formas de vida aquática em baixas concentrações ($>0,2 \text{ mg.L}^{-1}$).

O nitrato é a forma de nitrogênio de maior estado de oxidação presente nos leitos cultivados. Ele é um nutriente essencial para muitos organismos autótrofos fotossintéticos, em excesso conduz à eutrofização. Em águas residuárias domésticas, o nitrato ocorre em pequenas concentrações.

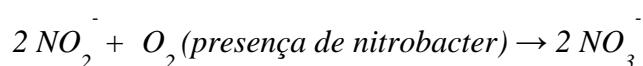
O nitrito é uma forma de nitrogênio em estado de oxidação intermediário (+3) entre amônia (-3) e nitrato (+5). Por ser quimicamente instável, ele é encontrado em concentrações muito baixas na maioria dos leitos cultivados (AWWA & WPCF, 1992).

Segundo MANSOR (1998), nos SACs, o nitrogênio é mobilizado pelos processos físicos de decantação e suspensão de particulados, deposição a partir da atmosfera, difusão de formas dissolvidas, assimilação e translocamento pelas plantas, volatilização da amônia, adsorção de nitrogênio solúvel pelo meio suporte, liberação através de sementes, migração de organismos e acumulação resultante do decaimento das plantas. A volatilização da amônia pode ser limitada nos leitos de escoamento subsuperficial.

Os principais processos de transformação química do nitrogênio ocorridos nos sistemas de leitos cultivados segundo (MANSOR, 1998) são:

- amonificação – transformação biológica de nitrogênio orgânico a amônia, com liberação de energia. As bactérias heterotróficas responsáveis por esta decomposição são mais eficientes em condições aeróbias, porém também agem em ambientes anaeróbios; elas são encontradas associadas especialmente às raízes das macrófitas. Este complexo processo de mineralização ocorre mais rápido que a nitrificação e sua temperatura ótima está entre 40 e 60°C e seu pH entre 6,5 e 8,5.

- nitrificação – processo de oxidação microbiológica da amônia, sendo o principal mecanismo de transformação da amônia em leitos cultivados; ocorre mesmo em ambientes com baixas concentrações de oxigênio (0,3 mgO₂.L⁻¹). O processo consiste em dois estágios:



Segundo (MANSOR, 1998), a nitrificação está limitada a aproximadamente $0,8 \text{ g.N.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ nos leitos, de acordo com a estimativa da quantidade de oxigênio liberado pelas raízes das macrófitas ou outros mecanismos físicos.

- Desnitrificação – redução do nitrato ou nitrito, com produção de gás nitrogênio, óxido nitroso ou óxido nítrico. É um processo essencial, complementar ao metabolismo heterotrófico, que ocorre na ausência de oxigênio dissolvido ou livre (ambientes anóxicos), sendo mais comumente realizado por bactérias heterotróficas dos grupos *bacillus*, *enterobacter*, *micrococcus*, *pseudomonas* e *spirillum*. O decaimento da biomassa nos leitos provê o carbono, fonte de energia necessária à desnitrificação, porém compete com a nitrificação pelo oxigênio.

- Fixação biológica – processo de redução de gás nitrogênio (difundido no meio aquático) a amônia, realizado por bactérias autotróficas ou heterotróficas, algas e plantas evoluídas, sob condições anaeróbias. Sua ocorrência nos leitos está especialmente associada com as vegetações, porém, as taxas de transformação de nitrogênio por fixações aí ocorridas são normalmente negligenciáveis.

- Assimilação – vários processos biológicos de conversão de nitrogênio inorgânico a compostos orgânicos (formadores de células e tecidos nas plantas superiores, algas e microorganismos). Na maioria das vezes, a absorção de nitrato pelas plantas de leitos é menos favorecida que a absorção de íons amônio, porém ela pode ser favorecida quando as águas residuárias são ricas em nitrato. As macrófitas utilizam enzimas para converter o nitrogênio oxidado em formas utilizáveis; a produção destas enzimas decresce quando íon amônio está presente. A biota (macrófitas, microfauna e microflora) presente nos leitos de escoamento subsuperficial absorve nitrato e íon amônio das águas residuárias de qualquer espécie. As formas de nitrogênio liberadas na coluna d'água pela decomposição da biota são presumivelmente o nitrogênio orgânico e íon amônio; a maior parte do nitrogênio orgânico liberado é prontamente hidrolisado por processos químicos ou microbiológicos, sendo transformado em amônia (MANSOR, 1998). A decomposição da biota na superfície do meio suporte dos leitos, em contato com a atmosfera, favorece a ocorrência de processos oxidativos como a nitrificação (processo de difusão).

O estudo do mesocosmo de vários leitos com escoamento subsuperficial, cultivados com espécies distintas de macrófitas e tendo brita como seu meio suporte, determinou que aproximadamente de 25% da remoção de nitrogênio ocorre por imobilização e 75% por desnitrificação (MELO Jr., 2003). O ciclo simplificado do nitrogênio em SACs é ilustrado pela figura 3.18 abaixo.

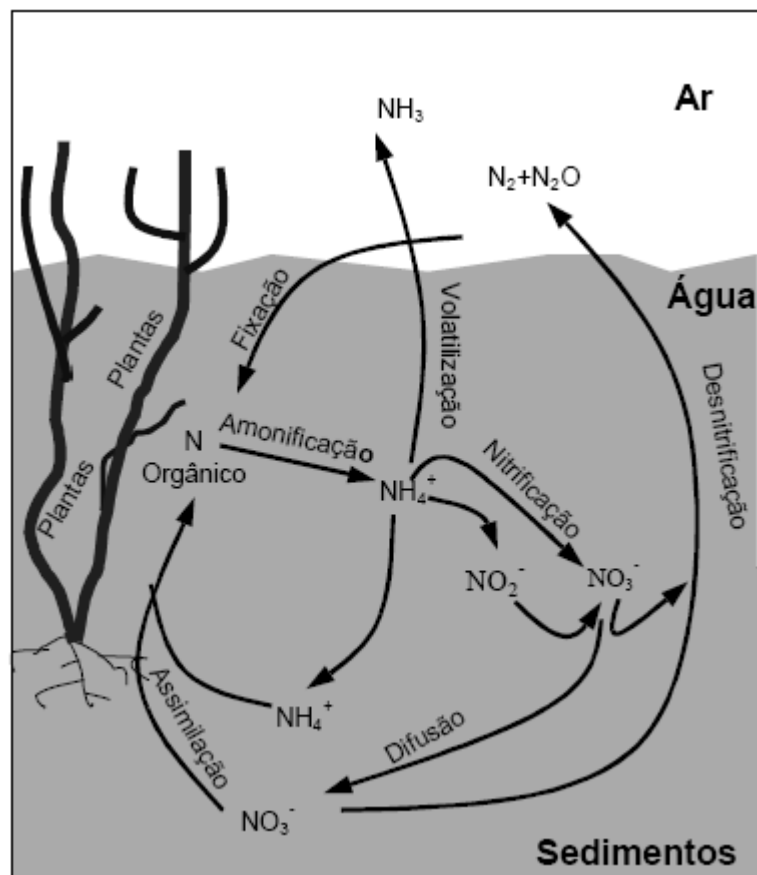
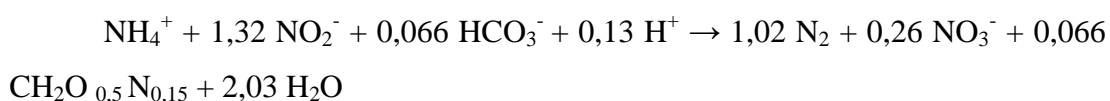


Figura 3.17 – Ciclo simplificado do nitrogênio sem SACs. Adaptado de LAUTENSCHLAGER (2001).

Há mais de uma década, foi verificado, em reator de leito fluidizado, um processo microbiológico novo para a remoção de nitrogênio (MULDER, 1995). Esse processo foi denominado de oxidação anaeróbia da amônia (Anammox, do inglês anaerobic ammonium oxidation) e envolve a oxidação anaeróbia do íon amônio a nitrogênio gasoso, sob condições anóxicas, usando o nitrito comoceptor final de elétrons (VAN DE GRAAF, 1996). O modo de crescimento autotrófico dessas bactérias (em combinação com a necessidade de alta manutenção da célula devido ao

crescimento muito lento) resulta em uma estequiometria que apresenta um baixo rendimento de biomassa (STROUS, 1998), conforme a equação:



Os organismos Anammox estão classificados no filo dos Planctomicetos, cinco dos quais foram denominados provisoriamente de *Candidatus Brocadia anammoxidans*, *Candidatus Kuenenia stuttgartiensis*, *Candidatus Scalindua wagneri*, *Candidatus Anammoxoglobus propionicus* (KARTAL, 2007) e *Candidatus Jettenia asiatica* (QUAN, 2008), que se constituem em um grupo interessante de bactérias com muitas propriedades raras ou únicas. Elas apresentam morfologia de cocos com diâmetro menor que 1 µm (VAN NIFTRIK, 2004), tempo de duplicação de aproximadamente 11 dias e são fisiologicamente distintas dos outros membros do grupo, pois são anaeróbias e quimiolitotróficas.

Atualmente acredita-se que a presença deste grupo de bactérias seja uma explicação para a remoção biológica de nitrogênio em SACs.

3.11 Transformações do fósforo em SACs

A ocorrência de fósforo em águas naturais e em águas residuárias se dá quase que exclusivamente na forma de fosfato (PO_4^{3-}). Os fosfatos são classificados como ortofosfatos, fosfatos condensados (piro-, meta-, e outros polifosfatos), além de fosfatos ligados a compostos orgânicos (APHA; AWWA & WPCF, 1992). Eles são encontrados solubilizados, em partículas ou detritos, ou em tecidos de organismos aquáticos (bactérias, fungos, algas, micro-invertebrados, macrófitas); fosfatos também estão presentes em sedimentos no fundo de corpos de água e em lodos biológicos, tanto sob forma inorgânica precipitada como incorporados aos compostos orgânicos, formando complexos organofosforados refratários (APHA et al., 1992).

Todas estas formas de fósforo se interconvertem através de um complexo ciclo bioquímico que envolve inúmeras rotas. De modo geral, a reciclagem do fósforo nos SACs é eficiente.

O fósforo reativo solúvel é assimilado pelas plantas e convertido a fósforo orgânico estrutural, podendo voltar à forma solúvel se a matriz orgânica é oxidada; o

estoque e a translocação de fósforo nos tecidos das plantas varia sazonalmente. As raízes das plantas contêm uma fração significativa de fósforo ativo; porém, a maioria do fósforo assimilado pelas plantas retorna à água por processos de decomposição (KADLEC & KNIGHT, 1996).

O fosfato pode também ser absorvido nos sedimentos, e neste caso as formas de fósforo precipitadas e insolúveis podem ser redissolvidas com a alteração das condições ambientais, principalmente com alterações dos valores de pH .

Nos leitos, a maioria do fósforo encontrado na coluna de solo é estrutural, fortemente ligado, na forma orgânica ou inorgânica, este fósforo não está disponível para uso nos ciclos bióticos normais. A quantidade de fósforo encontrada em solução ou adsorvida é um reflexo do potencial redox, que varia dentro do leito (MANSOR, 1998).

Analiticamente, a quantidade total de fósforo nos SACs é igual à soma de fósforo dissolvido e suspenso nas águas residuárias. A sedimentação de fósforo particulado e adsorção de fósforo solúvel são os processos de remoção básicos que ocorrem nos leitos. O desempenho de remoção aí ocorrida é quase que independente da temperatura, porém é dependente do pH e tem um padrão sazonal evidente, por causa da translocação de nutrientes para os rizomas, realizado por algumas espécies de macrófitas (KADLEC & KNIGHT, 1996).

O fósforo entra nos leitos com o fluxo de alimentação e por deposição atmosférica e sai dos leitos com o fluxo de saída e por liberação gasosa de PH_3 (KADLEC & KNIGHT, 1996). Ele pode se tornar disponível no leito através de ligação química ou difusão da solução.

O acúmulo de biomassa residual e mineral nos mecanismos de estocagem contribui para a remoção de fósforo dos leitos. Além disso, certa quantidade de fósforo pode ser removida com o corte da vegetação dos leitos (MANSOR, 1998). Acredita-se que as vegetações absorvam maiores concentrações deste nutriente ao desenvolverem sua biomassa em seu crescimento vegetativo.

A composição do meio suporte presente no leito nos SACs é muito importante no que diz respeito à remoção de fósforo por processos de adsorção. Materiais ricos em ferro, alumínio, carbonato de cálcio e argilas especialmente preparadas podem ser empregadas numa melhora do mecanismo de remoção de fósforo (COOPER, 1990; KADLEC & KNIGHT, 1996).

As figuras 3.18 e 3.19 ilustram o ciclo simplificado do P em SACs.

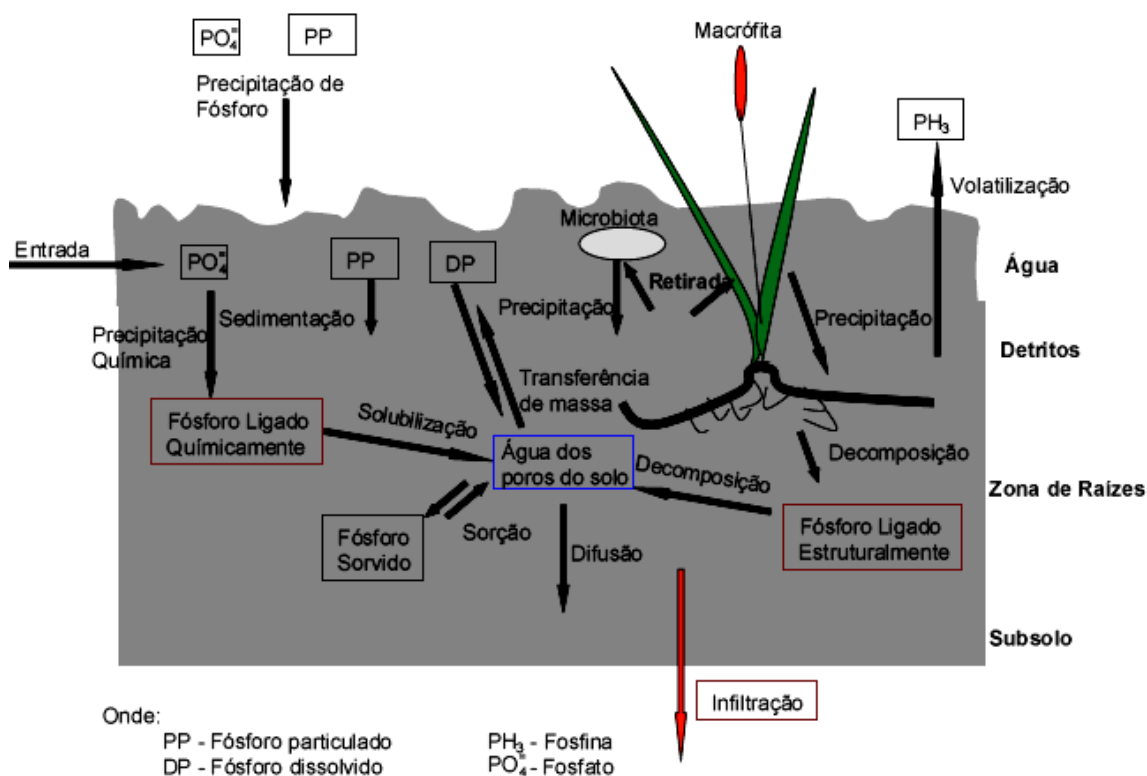


Figura 3.18 – Ciclo simplificado do fósforo em “wetlands” (KADLEC & KNIGHT, 1996). Adaptado de LAUTENSCHLAGER (2001).

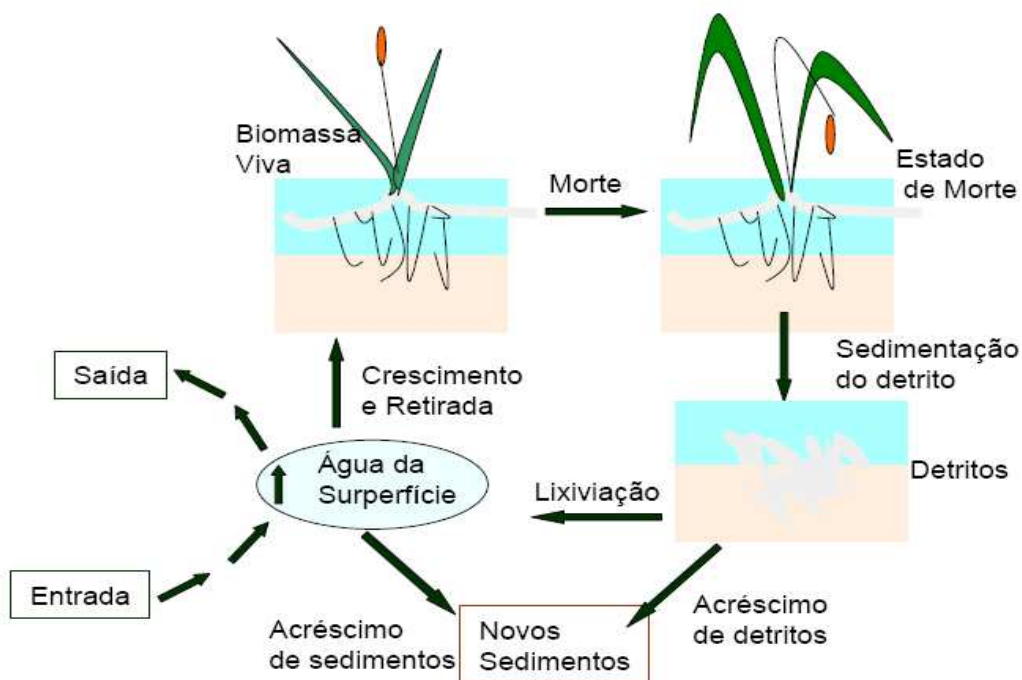


Figura 3.19 – Ciclo simplificado do fósforo na biomassa cultivada em SACs (KADLEC & KNIGHT, 1996). Adaptado de LAUTENSCHLAGER (2001).

3.11.1 Difusão molecular do fósforo no substrato

A lei de Fick, diz que a difusão molecular é proporcional ao gradiente de concentração para uma dimensão e é representada pela seguinte equação diferencial:

$$N = -D_m \frac{\partial C}{\partial X} \quad (3.14)$$

onde:

D_m = coeficiente de difusão molecular, ($L^2 t^{-1}$);

N = Fluxo dissolvido de massa, ($mL^{-2} t^{-1}$);

X = Coordenada de referencia considerada, (L);

C = Concentração do constituinte de interesse, (mL^{-3})

A lei de Fick pode ser extrapolada para a condição de contorno tridimensional. Neste caso deve-se considerar o coeficiente de difusão molecular (D_m) a mesma para as três direções x, y e z. Sendo assim a equação pode ser reescrita da seguinte forma:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_m \left[\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \right] \quad (3.15)$$

3.12 O tratamento de águas residuárias de laticínios em SACs: estado da arte

Nos últimos anos, o uso de SACs para o tratamento de águas residuárias de laticínios tem ganhado popularidade, devido a seu baixo custo de implantação e monitoramento em comparação aos demais sistemas convencionais. Nos Estados Unidos e Europa, o uso de SACs vem sendo registrado em um grande número de indústrias de laticínios, apresentando resultados promissores.

Na Irlanda, o método mais comum de tratamento da ARL era a disposição no solo. Atualmente este método vem sendo substituído pelos SACs, por estes fornecerem desempenho de tratamento eficaz, proporcionando também redução de espaço físico para implantação e aumento substancial das taxas de carga orgânica a serem aplicadas (HEALY, 2002).

Na província de Reggio Emilia, Itália, MANTOVI et al. (2003), relataram o uso de um sistema alagado construído para tratar a ARL de uma queijaria. O sistema possuía um pré-tratamento composto por um decantador tipo Imhoff e dois SACs de 72 m², preenchidos com cascalho lavado e brita # 3. Ambos os sistemas alagados foram cultivados com caniço-d'água (*Phragmites australis*). Os resultados encontrados foram considerados promissores e os autores apontaram que esta ecotecnologia é apropriada para reduzir poluentes contidos na ARL, com valores aceitáveis para sua descarga em corpos de águas superficiais. Os sistemas apresentaram remoções de 93,7% de DBO, 48,5 % de NTK e 60,6% de fósforo da água residuária.

Na Lituânia, GASIUNAS et al. (2005), relataram o uso de um sistema de 100 m² com substrato composto por areia grossa e cultivados com *Phragmites australis*. Os autores obtiveram na pesquisa uma remoção de 96,8% de DBO, 71% de nitrogênio total e 58% de fósforo total do efluente bruto.

KERN & BRETTAR (2002) na Alemanha, utilizando uma unidade experimental de 10 m² cultivados com *Spartina pectinata*, *Phragmites australis* e *Acutiformis carex* encontraram altas eficiências na remoção de nutrientes. Mesmo com altas concentrações de nitrogênio (264 mg/L) no efluente bruto, foi detectada uma remoção de 85 a 90% deste parâmetro.

DRIZO et al. (2006) ao estudarem sistemas cultivados com *Schoenoplectus fluviatilis* para tratar efluentes de leite em Vermont, EUA, encontraram resultados indicativos de que os sistemas tem bom potencial para utilização mesmo em temperaturas extremamente reduzidas da região do estudo. A utilização de wetlands para o tratamento da ARL em condições de clima frio, também foi relatado por GRAY et al. (1990) no Reino Unido, CHEN et al. (1995) nos EUA e TANNER (1992) na Nova Zelândia. Em todos os estudos os resultados foram positivos (HEALY, 2002).

REAVES (1995), monitorando sistemas alagados construídos de escoamento subsuperficial em LaGrange County, no estado de Indiana EUA, observou uma redução de 62 a 81% na DBO, 62 a 89% na remoção de fósforo, e 36 a 57% na remoção de NTK. No estudo citado, foram utilizadas três parcelas, ocupando uma área total de 0,11 ha, onde os leitos foram cultivados com *Phalaris arundinaceae* (capim - amarelo).

Em uma pesquisa realizada na Universidade de Connecticut (EUA), NEAFSEY & CLAUSEN (1994), utilizando três células em paralelo, ocupando uma área total de 0,037 ha, adotando um tempo de retenção hidráulica de 27 dias, cultivando as macrófitas *Typha* spp., *Phragmites* spp. e *Scirpus americanus*, conseguiram uma remoção de 56,6 a 99,1% na DBO, 55,3 a 99,6% de NTK e 44,9 a 99,3% de fósforo total.

CHANG (2006), ao avaliar a capacidade de remoção de fósforo por um SAC consorciado a um filtro de areia, obteve uma eficiência entre 97 a 98%, mostrando o potencial desta ecotecnologia na remoção deste parâmetro da ARL. A vazão aplicada ao sistema foi de 2 L/dia, com um tempo de retenção de 4,3 dias, as espécies cultivadas foram a *Acorus alternifolius* e *Cyperus americanus*.

No Reino Unido, JOB (1992), operando dois sistemas em série obteve remoções 90% de compostos nitrogenados, mesmo verificando baixas taxas de nitrificação nos leitos devido a carência de oxigênio no substrato.

Em 2006, um estudo realizado na Universidade Federal de Viçosa por ABRAHÃO, utilizando SACs de escoamento subsuperficial cultivados forrageiras (capim tifton-85 e napier), obteve uma remoção de DBO média mínima de 78,5 % e máxima de 96,3 %. No mesmo estudo foi observada uma remoção média de 50 a 70% de nitrogênio total pelos leitos vegetados.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Localização e caracterização do experimento

O experimento foi conduzido nas instalações do Laticínio Flórida no município de Juiz de Fora – MG, com coordenadas geográficas 21°40'45" de latitude sul e 43°26'31" de longitude oeste. Os seguintes produtos são fabricados pelo laticínio: doce de leite em pasta e barra (tradicional, chocolate, coco e ameixa), leite condensado e leite empacotado tipo C.

O sistema de tratamento de efluentes existente no empreendimento é constituído por sistema preliminar com gradeamento, desarenador e caixa de gordura seguido de um tanque de equalização, câmaras de controle de pH, chicanas, decantador primário, flotador e sistema lodos ativados.

Nesta pesquisa, a água residuária de laticínios (ARL) enviada aos SACs foi submetida apenas a tratamento preliminar, sem sofrer nenhum tipo de tratamento complementar primário ou secundário.

O efluente a ser tratado foi coletado no tanque de equalização (Figura 4.1), onde se concentra todo o efluente originado dos diversos setores de produção.



Figura 4.1 – Tanque de equalização onde se coletou a ARL aplicada nos SACs.

Não houve nenhuma modificação artificial na ARL utilizada, sendo esta aplicada nos SACs nas mesmas condições em que se encontravam no tanque equalizador.

4.2 O sistema de tratamento avaliado

As unidades experimentais foram constituídas por seis leitos horizontais em escala piloto instalados em paralelo, visando realizar o tratamento em níveis secundário/terciário da ARL. Os SACs foram construídos a partir de bombonas de PEAD de 200 L, serradas transversalmente ficando cada calha com o volume útil aproximado de 100 L. Cada unidade possui seção transversal semi-circular com raio interno aproximado de 31 cm e comprimento de 1,10 metros, apresentando uma declividade média de 0,5% sobre o solo.

Como meio suporte foi utilizado brita # 0, em três dos SACs e brita e areia grossa em outros três na proporção de 80% brita # 0 e 20% de areia.

O índice de vazios da brita (52,0%) e areia (39,2%) foram determinados em laboratório, empregando-se proveta graduada de 1 L de volume e água destilada. O meio suporte preencheu os leitos até uma altura de 26 cm, restando uma borda livre de 5 cm. As figuras abaixo mostram a montagem das unidades experimentais:



(a)



(b)



(c)

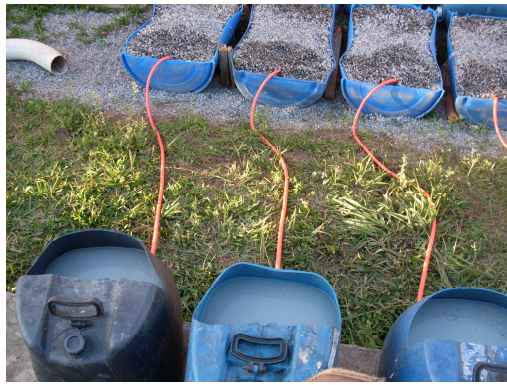


(d)

Figura 4.2 – Fotografias da montagem dos SACs: (a) SAC com substrato composto por areia no fim do leito, (b) SAC apenas com Brita zero, (c) Estágio final de preenchimento dos leitos com os substratos e adição de brita 4 no fim da linha para melhoria do fluxo hidráulico e (d) As seis unidades experimentais prontas para receber a ARL.

A distribuição dos efluentes foi realizada em um ponto central sobre a zona de entrada de cada SAC por meio de mangueiras plásticas de $\frac{1}{2}$ polegadas, ligadas a reservatórios de bombonas PEAD – 60 L, locados acima dos leitos (Figura 4.3). A ARL escoava por gravidade até atingir os leitos, sendo a diferença de nível entre os SACs e os reservatórios de distribuição de aproximadamente 1,8 metros de altura. O sistema de drenagem do efluente tratado foi constituído por torneiras plásticas de $\frac{1}{2}$ polegada, adaptadas a uma altura de 20 cm acima da base de cada leito, mantendo-se assim o nível d'água neste nível para todas as unidades experimentais.

Para o esgotamento do efluente tratado, foram adaptados reservatórios de 60 litros a jusante de cada torneira de controle de nível e posteriormente, os efluentes eram lançados para a rede coletora do empreendimento.



(a)



(b)



(c)



(d)

Figura 4.3 – Distribuição do fluxo hidráulico da ARL no sistema: (a) reservatórios da ARL conectados a mangueira de distribuição, (b) entrada da ARL no SAC, (c) dispositivo de saída do efluente tratado para o reservatório de coleta e (d) zona de saída adaptada com flange de 1/2”.

As espécies selecionadas para o cultivo foram a *Typha domingensis* e o *Hedychium coronarium*. Quatro leitos foram plantados, sendo dois com cada espécie selecionada e dois sistemas foram mantidos sem vegetação servindo como testemunhas.

O volume aplicado no sistema (7,5 L/dia) foi empregado para manter a taxa de aplicação de carga orgânica em torno de 232 kg/ha.dia. O método empregado na operação dos SACs foi realizado por meio de uma adaptação da operação por bateladas, onde a ARL bruta ao ser aplicada na zona de entrada dos leitos, expulsava o efluente tratado para os reservatórios a jusante dos sistemas, sem haver esvaziamento das unidades experimentais. O tempo de ciclo (TC) adotado foi de 2,0 dias.

A Tabela 4.1 e a figura 4.4 resumizam a concepção de tratamento das unidades experimentais.

Tabela 4.1 – Concepções de tratamento adotadas no experimento

| Sistema | Substrato* | Vegetação | Volume | TC |
|----------------|-------------------|------------------|---------------|-----------|
| SAC1 | B e A | Taboa | 7,5 L/d | 2 dias |
| SAC2 | B e A | Lírio | 7,5 L/d | 2 dias |
| SAC3 | B | Taboa | 7,5 L/d | 2 dias |
| SAC4 | B | Lírio | 7,5 L/d | 2 dias |
| SAC5 | B | Testemunha | 7,5 L/d | 2 dias |
| SAC6 | B e A | Testemunha | 7,5 L/d | 2 dias |

*B – Brita # 0; A – Areia grossa; TC = Tempo de ciclo



Figura 4.4 – Vista geral dos sistemas avaliados

4.3 Implantação do sistema

Após serem construídos, os SACs foram preenchidos com os meios suportes, tomando-se o cuidado para não compactá-los para evitar alterações nos índices de vazios ao longo das calhas. Durante quinze dias consecutivos foi realizada a lavagem deste material visando desobstruir os poros pelos materiais particulados (pó de pedra) existentes no meio da brita # 0. Após a lavagem constatou-se um aumento de 7,69% do índice de vazios, passando estes de 48% para 52%.

Após a lavagem do material, saturou-se o meio por um mês com a própria ARC, visando o crescimento e formação de biofilmes adaptados ao meio deste ecossistema construído.

Em seguida foram plantadas as vegetações por propágulos vegetativos (rizoma + caule) com, aproximadamente, 25 cm de comprimento, no caso da taboa. O lírio do brejo foi inserido ao meio suporte, plantando-se mudas jovens entre 30 e 40 cm.

A densidade de plantio foi de 12 propágulos por metro quadrado, o plantio da taboa aconteceu em uma etapa, a do lírio em duas, em virtude da morte das espécies inicialmente cultivadas.

Após o plantio dos propágulos (25/06/2009), deu-se continuidade do fornecimento da ARC, sendo que a partir do dia 01 de julho de 2009, o sistema passou a operar em bateladas com ciclos de 48 h.



Figura 4.5 – Mudanças de taboa e lírio cultivadas nos SACs.

4.4 Escolha das espécies cultivadas

Na escolha das espécies cultivadas adotou-se o seguinte critério:

- Vegetações com rápido desenvolvimento de biomassa, visando uma incorporação eficiente de nutrientes.
- Vegetações ainda não utilizadas em pesquisas no tratamento da ARL. Tanto a *Typha dominguensis* quanto o *Hedychium coronarium*, foram testados em SACs no tratamento de esgoto sanitário e ARL, apresentando satisfatória eficiência na remoção de N e P, mas nunca foram testadas no tratamento de águas provenientes da indústria de laticínios.
- Vegetações comumente encontradas nas proximidades do experimento, uma vez que as espécies utilizadas podem ser facilmente encontradas em ecossistemas aquáticos na região de Juiz de Fora – MG.

4.5 Descrição do tratamento e operação

O mesmo volume foi aplicado nos seis SACs (7,5 L/dia), sendo a carga orgânica média ao longo do experimento de 231 kg/ha.dia (cálculos apresentados no anexo II). A regra operacional empregada nesta pesquisa foi realizada por meio de uma adaptação da regra operacional em fluxo intermitente ou bateladas e seus passos serão descritos a seguir.

A ARL foi coletada no tanque de equalização através de um balde de volume definido e posteriormente armazenada nos reservatórios indicados por (1) na figura 4.6. Logo após abria-se lentamente os registros dos reservatórios, permitindo o escoamento do efluente pelas mangueiras (2) por gravidade até os SACs indicados por (3). A ARL depois de ocupar o volume de vazios dos leitos, permanecia estática por dois dias em seu interior. Ao completar 48 horas iniciava-se um novo ciclo. Na medida em que a água bruta ia ocupando o interior dos leitos, gradativamente o efluente tratado deslocava-se para os reservatórios de coleta (4), onde se realizava as inspeções de qualidade da água residuária previamente tratada. Encerrando-se o processo a água tratada seguia para a rede coletora do empreendimento (5).



Figura 4.6 – Distribuição do efluente nos SACs: Seqüência do tratamento

Na Tabela 4.2 abaixo estão relacionadas as características físico-químicas da ARL bruta aplicada nos SACs neste trabalho.

Tabela 4.2 – Característica da ARL bruta

| Variável | Unidades | Média | Desvio Padrão |
|------------|----------|-------|---------------|
| pH | --- | 5,20 | ±1,89 |
| DBO | mg/L | 1.701 | ±1.056 |
| NTK | mg/L | 29,10 | ±8,30 |
| P | mg/L | 15,6 | ±5,10 |

*Referente às análises de julho 2009 até abril 2010.

4.6 Amostragem e análises laboratoriais

As coletas eram iniciadas por volta das 15:30 horas, levando-se aproximadamente 30 minutos para preparar as amostras. A ARL foi acondicionada em frascos de vidro de 2 L, posteriormente imersas em gelo e imediatamente levadas para o Laboratório de Qualidade da Água ENGEQUISA LTDA.

Neste estudo foram analisados 4 parâmetros, sendo eles DBO, Nitrogênio Total, Fósforo Total e pH.

Para pH foram realizadas 25 amostragens para cada sistema avaliado, sendo sua determinação executada em campo utilizando-se pHmetro digital CapLab modelo PG 1.400.

Para DBO foram realizadas 10 coletas espaçadas de 15 em 15 dias, aproximadamente, e os resultados obtidos pelo método iodométrico de Winkler.

Por fim, foram realizadas 7 coletas mensais para os parâmetros Nitrogênio e Fósforo, sendo o primeiro determinado pelo método de Kjeldahl, “nitrogênio de Kjeldahl total” (NKT), quantificando a combinação da amônia e do nitrogênio orgânico (NH_4^+ ; NO_2^- ; NO_3^-) e a última quantificada por digestão nítrico-perclórica da amostra e quantificada em espectrofotômetro.

As análises laboratoriais foram realizadas em conformidade com as recomendações do Standard Methods (APHA, 1995).

Os resultados numéricos de entrada e saída da ARL nos leitos estão sumarizados no anexo I.

4.7 Análise estatística dos dados

Para determinar se houve diferença significativa entre as parcelas estudadas, os dados foram submetidos ao teste de análise de variância por meio do teste ANOVA para medidas repetidas, em nível de 5% de probabilidade ($P=0,05$). O teste em questão foi escolhido levando em conta que se pretendia estudar as variáveis quantitativas (numéricas), DBO, N e P, avaliada em vários momentos (ao longo do tempo) para o grupo de unidades experimentais.

Visando melhor interpretação dos dados analisados, para cada sistema estudado foram construídos gráficos que descrevem o comportamento da eficiência de cada sistema ao longo do tempo.

Sabendo que era provável haver uma diferença entre as médias dos tratamentos, buscou-se saber quais dentre as médias apresentaram diferenças significativas através de testes “post-hoc”.

Os testes “post-hoc” utilizados foram o de Dunnett, Student-Newman-Keuls e Bonferroni t-test, todos ao nível de 5% de probabilidade ($P = 0,05$).

As análises de estatística foram realizadas com o auxílio do software PRIMER OF BIOSTATISTICS versão 3.0, (STANTON A.G., 1992).

Para o parâmetro pH, foi realizada análise de variância ANOVA para medidas repetidas, concomitante a uma análise gráfica temporal comparativa entre os dados experimentais obtidos e os padrões de emissão de efluentes em corpos hídricos estabelecida pela legislação federal CONAMA 357/05.

Para análises complementares dos dados utilizou-se os aplicativos do Excel 2010 e SigmaPlot 11.0.

Por não ter havido coletas na biomassa das macrófitas cultivadas, os resultados relativos ao desempenho agrônômico (adaptação e desenvolvimento) das espécies foram interpretados qualitativamente, a partir das observações de campo.

4.8 Sobre os testes estatísticos empregados

4.8.1 ANOVA - “analysis of variance”

Este teste é uma extensão do teste t de Student, o qual compara somente duas médias. A análise de variância (ANOVA) permite a comparação de qualquer número de médias (VIEIRA, 2006), sendo utilizado em experimentos com mais de dois tratamentos, como é o caso da presente pesquisa.

Segundo FONSECA et al. (1982) o método de análise de variância indica a aceitação ou rejeição da hipótese de igualdade das médias. Se a hipótese de nulidade for rejeitada, estaremos admitindo que, pelo menos, uma das médias é diferente das demais, havendo assim diferença significativa entre os tratamentos.

A idéia é comparar a variação da eficiência entre tratamentos ao longo do tempo de operação, através de um teste F ou *estatística F*, associado aos graus de liberdade, a um nível de significância de 5%.

4.8.2 Teste de Dunnett

O teste de Dunnett foi aplicado para comparar as médias dos grupos vegetados apenas com a média do controle (SACs testemunhas). Sendo assim, pode ser feita a comparação entre as médias da eficiência na remoção de DBO, N e P entre os SACs vegetados com seus respectivos controles. Sendo assim, este teste especifica se as vegetações cultivadas contribuíram ou não na remoção dos parâmetros analisados. É um teste considerado conservador, possibilitando segurança na rejeição de que as médias são iguais, em nível de 5% de probabilidade.

4.8.3 Teste de Student-Newman-Keuls

Este teste a posteriori ou “post-hoc”, assim como a ANOVA, procura contornar os inconvenientes do teste t de Student, quando mais de dois tratamentos estão envolvidos no experimento. O teste SNK (Student-Newman-Keuls) procura ajustar o valor de t de acordo com as distâncias entre as médias ordenadas dos tratamentos considerando um nível de probabilidade de 5%. Sendo assim, quando uma ou mais valores das médias distanciam-se dos demais valores semelhantes, o teste acusa com precisão a significância entre as parcelas estudadas. O teste possibilita ao pesquisador rejeitar que as médias são iguais com segurança, pois assim como o teste de Dunnett, este é considerado conservador. O teste possibilita também comparar todos os tratamentos entre si, e não apenas com as parcelas controles.

4.8.4 Teste de Bonferroni t-test

O teste de Bonferroni segundo PIMENTEL GOMES (2000), é também um aperfeiçoamento do teste t. O poder do teste é a probabilidade de rejeitar a hipótese de que as médias são iguais quando esta hipótese é, na realidade, falsa.

O teste é recomendado para um pequeno número de contrastes, e torna-se excessivamente conservador quando esse número cresce. Por exemplo, com 6 tratamentos se podem obter 15 contrastes diferentes entre duas médias. O teste de Bonferroni aplicado a 10 ou mais desses contrastes é mais conservador do que os testes anteriormente citados. Nesta pesquisa o Bonferroni t-test, foi utilizado para comparar as médias de eficiência entre todos os sistemas avaliados, com o intuito de

verificar sua consistência em relação aos demais testes aplicados, intensificando o grau de confiabilidade da pesquisa. Nesta pesquisa o nível de probabilidade aplicado neste teste foi também de 5%, para se evitar exagerado rigor sobre os resultados encontrados.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Adaptação e desenvolvimento das vegetações

Na Figura 5.1 está apresentada a vista geral dos seis SACs pilotos. Na Figura 5.2 estão representados os SACs vegetados já em estado consolidado de desenvolvimento ao fim do experimento.



Figura 5.1 – Vista geral dos seis SACs em escala piloto.



Figura 5.2 – Vista dos SACs somente vegetados.

5.1.1 Adaptação da *Typha dominguensis* – taboa

A *Typha dominguensis*, (taboa) não apresentou problemas de adaptação nos SACs, na forma como eles foram preparados e operados. Houve morte de todas as mudas após seu plantio, o que é comum. Após a morte das mudas em aproximadamente 15 dias houve brotamento, chegando cada indivíduo a produzir em média dois brotos vegetativos a partir das gemas do rizoma. Os novos indivíduos (brotos) adaptaram-se bem, apresentando desenvolvimento satisfatório, com plantas saudias e sem presença de ataque de fungos ou insetos.

Nas Figuras 5.3 e 5.4 visualizam-se fotografias destacando o desenvolvimento da macrófita *Typha dominguensis* Pers.

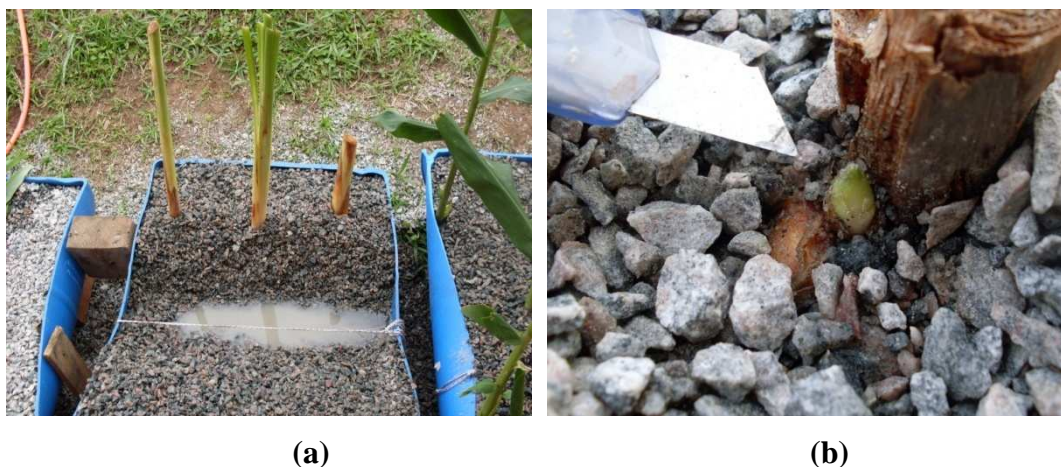


Figura 5.3 – (a) Plantio das mudas (rizoma + caule) com 15 a 30 cm de altura, (b) brotamento a partir do rizoma depois de 15 dias da morte da planta mãe.

Após o brotamento, os novos indivíduos adaptados ao ecossistema construído aumentaram consideravelmente sua biomassa atingindo alturas entre 0,40 e 0,63 metros.

Na figura 5.4 pode-se observar o desenvolvimento da *Typha dominguensis*.



(a)



(b)



(c)



(d)

Figura 5.4 – (a) *Typha domingensis*, após 30 dias do brotamento, (b) vegetação com 60 dias, (c) vegetação com 90 dias, (d) vegetação com 120 dias.

Em nenhum dos SACs cultivados com a taboa houve problemas de invasão de plantas daninhas.

Observou-se que a *Typha domingensis* apresentou crescente desenvolvimento com o tempo de operação do sistema, dando indicativos de que, com o acúmulo de material orgânico e nutrientes no substrato, as condições ficaram apropriadas para seu crescimento. As descargas de soda cáustica e demais produtos químicos saneantes não afetaram os exemplares de *Typha domingensis*.

5.1.2 Adaptação do *Hedychium coronarium* – lírio do brejo

O método empregado no plantio do *Hedychium coronarium* foi diferenciado da *Typha dominguensis*, fato este, por não se conhecer cientificamente o comportamento desta vegetação aplicada a estes ecossistemas construídos no tratamento da ARL. Neste caso, foram plantados indivíduos jovens completos (rizoma + caule + folhas) com aproximadamente 25 a 32 cm de altura e não mudas podadas como no caso da *Typha dominguensis* Pers.

Inicialmente os indivíduos se adaptaram bem às novas condições impostas. Foi observado crescimento foliar e aumento do diâmetro do caule próximo ao substrato.

A maior altura atingida pela vegetação foi de 63 cm, sendo que a maior parte das espécies atingiu uma altura de 55 cm.

Nos dias 20/01/2010 e 21/01/2010, houve uma alta descarga de soda cáustica e outros produtos saneantes pelo sistema de lavagem e descarga dos equipamentos do laticínio. A partir deste dia observou-se o “amarelamento” das vegetações. O amarelamento foi seguido de morte de todos os exemplares de *Hedychium coronarium*.

Em aproximadamente 15 dias, novos brotos emergiram a partir do rizoma, porém seu desenvolvimento foi muito lento. Os novos indivíduos (brotos) foram constantemente atacados por formigas e pulgões, o que dificultou sua recuperação.

Sendo assim, após 5 dias da morte das plantas mãe, novos indivíduos jovens com 45 cm de altura foram replantados.

Após o replantio, a vegetação novamente se estabeleceu sem haver novos problemas de adaptação.

Em termos gerais, as vegetações foram capazes de manterem-se vivas com os altos teores de material carbonáceo do meio, porém a alteração do pH pela alta concentração de soda cáustica (tornando o meio básico), provocou a morte eminente dos indivíduos.

Nas figuras abaixo pode-se visualizar o desenvolvimento do *Hedychium coronarium* nos leitos.



(a)



(b)



(c)



(d)

Figura 5.5 – (a) Plantio do *Hedychium coronarium*, (b) morte dos exemplares pela contaminação com soda caustica e saneantes, (c) brotamento a partir do rizoma, (d) crescimento lento dos novos indivíduos.

Na figura 5.6 observamos a ocorrência de ataque aos indivíduos (brotos), por insetos como formigas e pulgões.



(a)



(b)

Figura 5.6 – (a) Corte apical no broto do *Hedychium coronarium*, por parte de formigas, (b) presença de pulgões atacando a vegetação.

Na figura 5.7 (a) e (b) estão evidenciados o replantio e o estabelecimento dos novos exemplares cultivados nos SACs.



(a)



(b)

Figura 5.7 – (a) Replântio do *Hedychium coronarium*, (b) estabelecimento dos novos indivíduos após 30 dias do replântio.

Todos os acontecimentos aqui descritos ocorreram da mesma forma e magnitude em ambos os leitos cultivados com o *Hedychium coronarium*, (SACs 2 e 4). Em nenhum momento houve invasão por outras vegetações nos leitos cultivados.

5.2 Condições do ambiente – Temperatura e Precipitação

Os índices pluviométricos mensais, obtidos pela Estação Climatológica Principal da UFJF/ 5° DISME (NÚMERO 83692), fornecidos pelo Departamento de Geociências da UFJF, para o período experimental, acusaram médias próximas a 165,9 mm e maiores índices mensais no mês de dezembro, com 505,6 mm, enquanto que a média térmica para o período experimental foi de 19,5°C. O mês mais quente (fevereiro) apresentou média de 23,1°C e os meses mais frios (julho e junho), 15,9°C, conforme Tabela 5.1.

Tabela 5.1 – Precipitação total mensal e temperatura média mensal para os meses de monitoramento dos SACs.

| Meses do ano | Precipitação total (mm) | Temperatura média (°C) |
|--------------------------|-------------------------|------------------------|
| Junho de 2009 | 26,0 | 15,9 |
| Julho de 2009 | 26,0 | 19,9 |
| Agosto de 2009 | 6,1 | 17,4 |
| Setembro de 2009 | 53,9 | 20,0 |
| Outubro de 2009 | 303,2 | 19,8 |
| Novembro de 2009 | 85,1 | 22,7 |
| Dezembro de 2009 | 505,6 | 17,5 |
| Janeiro de 2010 | 271,6 | 22,7 |
| Fevereiro de 2010 | 76,7 | 23,1 |
| Março de 2010 | 366,4 | 19,8 |
| Abril de 2010 | 104,1 | 19,4 |
| Média dos meses | 165,9 | 19,5 |

Dados fornecidos pelo Departamento de Geociências UFJF

Durante todo o período experimental, as amostras levadas a laboratório para análise foram sempre efetuadas com no mínimo dois dias após um dia com alto índice pluviométrico. Foi tomado este cuidado, pois, altos índices pluviométricos no dia da coleta podem diluir o esgoto superestimando os resultados finais. Sendo assim a precipitação não proporcionou influência mensurável sobre resultados experimentais.

O mesmo controle não pôde ser feito com a temperatura, logo presumivelmente a temperatura média dos meses de monitoramento certamente influenciou nos índices de remoção de DBO, pois se sabe que a temperatura atua diretamente no metabolismo dos microrganismos que compõe os SACs. Segundo a U.S. EPA (1987), um acréscimo de 1 °C na temperatura da água, faz com que o coeficiente de desoxigenação tenha seu valor aumentado em 4,7%, aumentando a taxa de metabolismo microbiano, potencializando os ciclos biogeoquímicos. Por outro lado, altas temperaturas tendem a concentrar os esgotos, uma vez que os leitos sofrem constante perda de água por evaporação ou evapotranspiração (BRASIL, 2005). Porém não foi objetivo desta pesquisa avaliar a influência da temperatura e precipitação sobre a remoção dos parâmetros avaliados, sendo considerado que os acréscimos ou decréscimos nas eficiências dos SACs pelas condições ambientais estarão implícitos nas aferições feitas a seguir.

5.3 Desempenho dos SACs

5.3.1 Potencial hidrogeniônico (pH)

Na Tabela 5.2 estão apresentados os valores médios do potencial hidrogeniônico (pH) no afluente e efluente dos SACs cultivados (SAC 1, SAC 2, SAC 3, SAC 4) e testemunhas (SAC 5 e SAC 6), medidos durante o período de monitoramento.

Houve ampla variação das faixas de pH do efluente bruto (afluente aos SACs), apresentando valores de 2,98 a 11,00, o que é característico da ARL. Entretanto, independente da variação do pH afluente, verifica-se que a ARL aplicada apresentou condição predominantemente ácida durante o período experimental com média 5,2.

O aspecto ácido do efluente é atribuído a ação de bactérias gram-positivas ácido-láticas que realizam a fermentação láctica. Estas bactérias ao transformar e assimilar os carboidratos liberam energia e compostos orgânicos principalmente o ácido láctico, assim tornando o meio ácido. As faixas de pH das amostras com características básicas são atribuídos a descargas de soda cáustica, produto comumente utilizado para efetuar limpeza de equipamentos e tubulações na indústria de laticínios. Os resultados de medições de campo estão apresentadas no Anexo I.

Os efluentes tratados pelos sistemas piloto apresentaram valores médios de pH entre 5,8 e 6,30, valores dentro da faixa dos considerada ideal para a digestão da matéria orgânica (4,0 a 9,5), (MANSOR, 1998). ABRAHÃO, (2006) encontrou valores médios de pH entre 6,55 a 6,85 estudando SACs de fluxo subsuperficial utilizando forrageiras como vegetação. As faixas encontradas pelo autor encontram-se próximas às dos presente estudo, indicando boa capacidade de tamponamento dos leitos no tratamento da ARL.

As análises de campo dos dias 25/11/2009 e 21/01/2010 apresentaram valores de pH de 8 e 11 respectivamente, para o afluente (ARL bruta coletada na entrada do tanque de equalização). Esta alteração no pH tornou o meio provisoriamente básico, havendo queda na remoção de DBO pelos sistemas.

As análises do afluente dos dias 03/12/2009, 23/12/2010 e 28/01/2010, apresentaram valores de 6,9, 7,0 e 6,8 respectivamente. Estes valores de pH próximos a neutralidade não causaram efeitos na redução de eficiência dos SACs, mostrando que apenas valores acima de 8 no pH do efluente bruto prejudica a eficiência destes sistemas. Maiores explicações sobre a influência do pH sobre a remoção de DBO serão discutidas no item 5.3.2.

Tabela 5.2 – Valores médios, desvio padrão (DP) e valores máximos e mínimos de potencial hidrogeniônico (pH) do afluente e efluente tratado pelos seis sistemas.

| Estatística | Amostras de pH avaliadas | | | | | | |
|---------------|--------------------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | Afluente | SAC 1 | SAC 2 | SAC 3 | SAC 4 | SAC 5 | SAC 6 |
| Média | 5,20 | 6,30 | 6,01 | 5,80 | 6,20 | 6,12 | 6,25 |
| DP | ±1,89 | ± 0,81 | ± 0,92 | ± 0,67 | ± 0,93 | ± 0,94 | ± 1,00 |
| Máximo | 11,00 | 8,50 | 8,00 | 7,20 | 8,20 | 8,50 | 8,70 |
| Mínimo | 2,98 | 5,20 | 5,00 | 5,18 | 5,12 | 5,00 | 5,10 |

Referente a 25 análises, no período de 10 de julho de 2009 até 25 de março de 2010.

De acordo com a análise de variância, cujos resultados estão apresentados nas tabelas 5.3 e 5.4, não houve diferença significativa ($P > 0,05$) entre os valores de pH do efluente tratado pelas seis unidades experimentais. Sendo assim, não houve influência das vegetações sobre o controle deste parâmetro, da mesma forma os substratos utilizados também não causaram interferência significativa entre tratamentos.

Esses resultados fornecem indicativos que os sistemas apresentavam quantidades de material orgânico e ácido lático, suficientes para proporcionar o tamponamento em todos os leitos, uma vez que, segundo FREITAS (2006), esse material possui reconhecida capacidade de tamponamento.

Os estudos em SACs realizados por FREITAS (2006) com água residuária da suinocultura (ARS) e ABRAHÃO (2006) com ARL também não apresentaram diferença significativa das faixas de pH entre as parcelas estudadas. Porém em ambos os estudos as faixas de pH mantiveram-se mais próximas da neutralidade, o que pode ser atribuído a operação dos sistemas por fluxo contínuo e não por bateladas como na presente pesquisa.

Tabela 5.3 – Valores da soma quadrática, graus de liberdade e variância estatística (EST).

| Fonte de variação | Soma quadrática | Graus de liberdade | Variância EST |
|----------------------|-----------------|--------------------|---------------|
| Diferentes parcelas* | 654,45 | 24 | - |
| Parcelas iguais** | 3462,34 | 125 | - |
| Tratamentos*** | 105,57 | 5 | 22 |
| Residual (tempo)**** | 3356,77 | 120 | 27 |
| Total | 4116,79 | 149 | - |

*Tratamento estatístico entre dados de parcelas distintas.

** Tratamento estatístico entre dados de parcelas idênticas.

*** Tratamento estatístico entre as médias dos tratamentos.

**** Resíduo provocado pelo acaso (variáveis não controladas ao longo do tempo), ex. temperatura e carga orgânica.

Tabela 5.4 – Análise de variância em nível de 5% de probabilidade ($P = 0,05$), pelo teste ANOVA para medidas repetidas ao longo do tempo.

| Teste ($P = 0,05$) | Valores |
|-----------------------|---------|
| Estatística F | 0,81 |
| Análise de Variância* | 0,75 |

*Se for maior que 0,05 não existe significância.

Os valores de pH ao longo do tempo estão apresentados no gráfico, figura 5.8. As faixas cinza escuro verticais alternadas com as faixas cinza claro identificam os meses de operação, a faixa cinza escuro na horizontal indica a faixa de pH permitida nos efluentes tratados para sua emissão em corpos d'água segundo as Resoluções n° 357/2005 e 430/2011 do CONAMA e DN/COPAM 01/08.

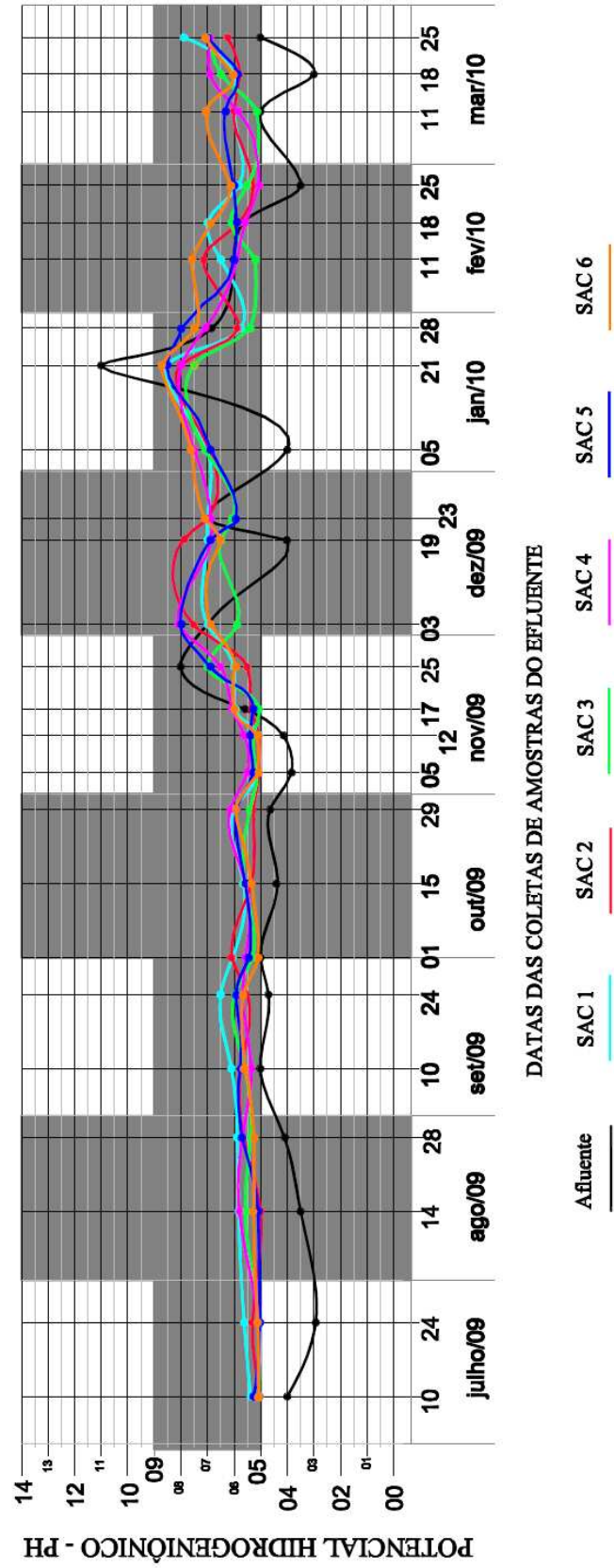


Figura 5.8 – Faixas de pH encontrados no afluente e efluentes tratados.

Os valores encontrados para os efluentes tratados pelos seis sistemas situam-se dentro dos limites de 5 a 9 estabelecidos pela Resolução n° 357/2005 do CONAMA, que estabelece padrões de lançamento de efluentes em curso d'água em território nacional.

Todos os valores do pH no afluente e efluente, obtidos pelos ensaios de campo encontram-se no anexo I.

A influência do pH no interior dos SACs, segundo (MANSOR, 1998), é de suma importância, uma vez que:

- Grande número de bactérias responsáveis pelo tratamento da ARL e outros tipos de água residuária somente sobrevivem em ecossistemas com pH entre 4,0 e 9,5;
- em pH próximo a neutralidade, praticamente toda a amônia encontra-se na forma (NH_4^+);
- o pH ótimo para que ocorra a amonificação encontra-se entre 6,5 e 8,5;
- as bactérias nitrificantes preferem pH igual ou maior que 7,2;
- as bactérias desnitrificantes preferem ambientes com pH entre 6,5 e 7,5;
- em meios suportes (substratos) predominantemente ácidos, íons fosfato podem ser fixados por alumínio ou ferro.

5.3.2 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

Na Tabela 5.5 estão apresentados os valores de eficiência média, máxima e mínima, assim como o desvio padrão (DP) para os seis sistemas de tratamento avaliados.

Tabela 5.5 – Eficiências e desvio padrão dos sistemas avaliados

| Estatística | Eficiências e desvio padrão (DP) para os SACs avaliados | | | | | |
|------------------------------|---|-------|-------|-------|-------|-------|
| | SAC 1 | SAC 2 | SAC 3 | SAC 4 | SAC 5 | SAC 6 |
| Eficiência média (%) | 91,5 | 89,4 | 90,4 | 89,4 | 90,4 | 90,2 |
| Eficiência máxima (%) | 93,9 | 94,3 | 95,2 | 92,5 | 94,9 | 94,9 |
| Eficiência mínima (%) | 85,8 | 80,7 | 79,0 | 79,3 | 80,2 | 77,8 |
| Desvio padrão (DP) | ± 2,6 | ± 4,2 | ± 5,0 | ± 4,1 | ± 4,3 | ± 5,3 |

Referente a 10 análises, de 29 de outubro de 2009 até 04 de março de 2010.

No anexo I está apresentado o quadro com os valores analíticos da DBO de entrada e saída dos sistemas.

De forma geral os seis SACs avaliados apresentaram alta remoção de material carbonáceo biodegradável. A eficiência máxima encontrada foi de 95,2% atribuído ao SAC 4 cultivado com lírio do brejo com substrato constituído por brita # 0, a menor de 77,8% para os SAC 6 (testemunha) tendo como substrato brita # 0 e areia grossa. Em média, ao longo de todo o experimento o SAC 1 cultivado com taboa tendo como substrato brita # 0 e areia de alta granulometria apresentou os melhores resultados com eficiência média de 91,5% na remoção de DBO. O SAC 1 foi também o ecossistema construído que apresentou maior estabilidade com menores variações na amplitude da eficiência.

A maior estabilidade do SAC 1 pode ser verificada também pelo seu menor valor do desvio padrão ($\pm 2,6$) em comparação com os demais sistemas. Os SACs 3 e 5 apresentaram a segunda melhor eficiência média com 90,4%, o SAC 3 possuía como substrato brita # 0 e foi cultivado com taboa, O SAC 5 foi constituído por brita # 0 e não foi vegetado (testemunha).

Os SACs 2 e 4 apresentaram eficiências médias idênticas da ordem de 89,4%, sendo que ambos tiveram como substrato brita # 0 e areia grossa, o primeiro cultivado com lírio do brejo e o último não vegetado (testemunha).

Na Figura 5.9, estão representados os valores de eficiência x tempo, para cada uma das 10 amostragens realizadas ao longo do período experimental.

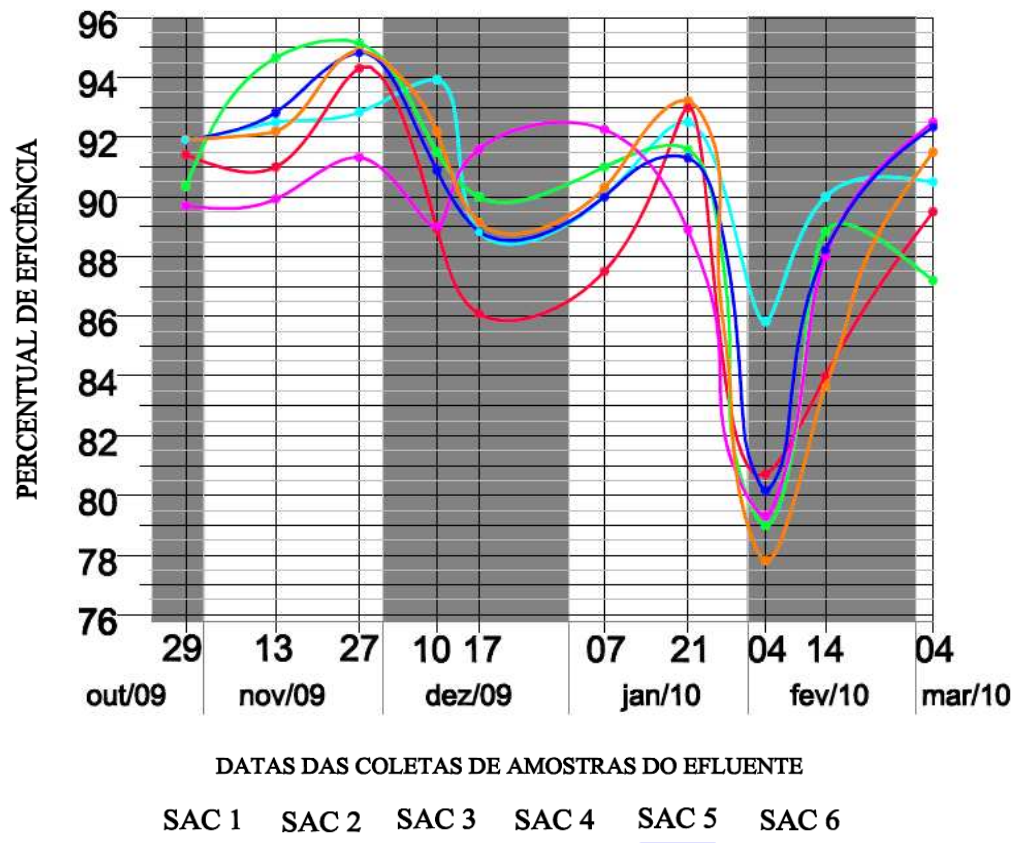


Figura 5.9 – Eficiências de remoção de DBO pelos sistemas ao longo do experimento

No início do período de avaliação dos sistemas, foi observado um crescente aumento da eficiência de remoção de DBO até o dia 27/11/2009. A partir desta data, houve uma pequena queda nas eficiências dos sistemas exceto para o SAC 1 que teve sua eficiência reduzida somente no dia 10/12/2009. Esta queda nas eficiências dos sistemas foi atribuída a elevação do pH afluente para 8, em meados do dia 25 do mês de novembro de 2009.

O SAC 1 provavelmente resistiu mais tempo às condições de alteração do pH por apresentar maior estabilidade biológica em seu ecossistema.

No dia 17/12/2009 os sistemas começaram a se recuperar elevando novamente sua eficiência, com destaque para o SAC 4 que teve seu aumento de eficiência elevado a partir do dia 10/12/2009.

As análises do dia 07/01/2010 mostraram que houve recuperação dos sistemas. Esta recuperação foi sendo intensificada até o dia 21 de janeiro de 2010, exceto para o SAC 4, que apresentou declínio em relação aos demais tratamentos.

Curiosamente, apesar do SAC 4 ter se recuperado antecipadamente em relação aos outros leitos, sua eficiência foi declinando no mês de janeiro de 2010.

As análises do dia 04/02/2010 evidenciaram um declínio na eficiência em todas as parcelas experimentais. O declínio na remoção de DBO foi novamente atribuído a um reflexo do aumento do pH da ARL aplicada nos sistemas, pois pela análise de pH do dia 21/01/2010 observou-se aumento deste parâmetro para 11.

Na mesma data foi observada a morte dos exemplares de *Hedychium coronarium*, porém, o declínio da eficiência dos SACs cultivados com esta macrófita não pode ser atribuído a morte das vegetações, uma vez que o comportamento de todas as parcelas foram semelhantes, mesmo as não vegetadas.

Verificando a influência do pH básico do afluente sobre a eficiência dos sistemas verificou-se que valores de pH acima da neutralidade afetam os valores percentuais de remoção de DBO, conforme a tabela I.1 em anexo. No momento em que se aplicou a ARL com o pH de 8 houve uma queda na média geral dos tratamentos de 2,6%. A aplicação da ARL com pH de 11 reduziu a eficiência média geral em 11,3%. Estes resultados preliminares indicam que valores de pH acima de 8 afetam negativamente a remoção de DBO da ARL em SACs, porém outras pesquisas acerca da influência do pH afluente e seus reflexos sobre a remoção de carbono nestes sistemas devem ser realizados variando as taxas de carga orgânica e faixas de pH aplicados aos sistemas. Segundo VON SPERLING (1995), os microorganismos presentes em sistemas anaeróbios, tem uma crescimento ótimo na faixa de pH entre 6,6 e 7,4, embora se possa conseguir estabilidade na formação de metano em uma faixa mais ampla de pH, entre 6 e 8. Os autores recomendam que valores acima de 8 no pH devam ser evitados.

Após 10 dias, as análises do dia 14/02/2010 evidenciaram recuperação dos sistemas, elevando novamente suas eficiências. O aumento acerca da eficiência pode ser constatado na amostra do dia 04/03/2010, exceto para o SAC 3, que apesar de ter elevado potencialmente sua remoção de DBO obteve um valor inferior a análise anterior do dia 14/02/2010.

A análise de variância apresentada nas tabelas 5.6 e 5.7 evidenciaram que não houve diferença significativa na eficiência de remoção de DBO entre as parcelas estudadas.

Tabela 5.6 – Valores da soma quadrática, graus de liberdade e variância estatística (EST) para os valores de eficiência na remoção de DBO.

| Fonte de variação | Soma quadrática | Graus de liberdade | Variância EST |
|---------------------------|------------------------|---------------------------|----------------------|
| Entre diferentes parcelas | 727,80 | 9 | - |
| Entre parcelas iguais | 183,56 | 50 | - |
| Tratamentos | 29,01 | 5 | 5,80 |
| Residual (tempo) | 154,55 | 15 | 3,43 |
| Total | 911,36 | 59 | - |

Tabela 5.7 – Análise de variância em nível de 5% de probabilidade ($P = 0,05$), pelo teste ANOVA para medidas repetidas para eficiência na remoção de DBO entre tratamentos.

| Teste ($P = 0,05$) | Valores |
|--------------------------------------|----------------|
| Estatística F | 1,69 |
| Análise de variância* | 0,157 |

*Se for maior que 0,05 não existe significância.

Ao verificar os resultados por testes “post-hoc” (Dunnett, Student-Newman-Keuls e Bonferroni t-test), foi verificada diferença significativa de remoção de DBO entre os SACs 1 e 2 pelos testes de Student-Newman-Keuls e Bonferroni. Estatisticamente este fato pode ser explicado pelas diferenças nas médias de eficiência entre sistemas ao longo do tempo, isto é, em alguns momentos os valores de eficiência mantiveram-se distantes o suficiente para que os testes verificassem tal significância, mesmo a média final entre as duas parcelas ter obtido uma diferença de apenas de 2,1%.

Os testes estatísticos empregados nesta pesquisa evidenciaram que não houve significativa remoção de DBO entre SACs vegetados e testemunhas, confirmando que a remoção deste parâmetro deu-se principalmente por mecanismos físicos e microbiológicos. O meio suporte (substrato) funcionou como uma barreira física retendo a DBO particulada, ficando esta aderida por adsorção proporcionada por cargas desequilibradas das superfícies porosas decorrentes de imperfeições ou substituições iônicas nas estruturas cristalinas dos minerais e rochas.

A matéria orgânica biodegradável particulada ($DBO_{\text{particulada}}$) foi removida do efluente por processos físicos e posteriormente degradada e convertida em partículas solúveis e coloidais, tornando-se fonte de DBO solúvel. Uma aferição semelhante foi feita por LEE et al. (2004) que, ao utilizarem SACs no tratamento de águas residuárias da suinocultura (ARS) em Taiwan, concluíram que 65% da remoção de DQO ocorreu por mecanismos puramente físicos e os outros 35% por mecanismos microbiológicos.

Mesmo com a queda das eficiências em dois momentos no período de monitoramento, os sistemas mantiveram a DBO efluente dentro dos limites estabelecidos pela DN COPAM/CERH-MG 01/08 que exige 75% na eficiência mínima de estações de tratamento de efluentes industriais, desde que não seja alterada a classificação do corpo receptor.

A operação dos SACs por bateladas com tempo de ciclo de dois dias mostrou-se eficiente para o tratamento da ARL. ABRAHÃO (2006) testando estes sistemas com água residuária de laticínios (ARL) obteve uma remoção de DBO média de 78,5 % e máxima de 96,3 % utilizando forrageiras como vegetações, o sistema operado por fluxo contínuo subsuperficial com substrato composto por brita # 0. MANTOVI et al. (2003), atingiram uma eficiência de 93,7% operando dois SAC de fluxo subsuperficial. Os autores utilizaram cascalho lavado e brita # 3 como meio suporte, cultivando a macrófita *Phragmites australis*.

No presente estudo, os SACs operando em bateladas apresentaram eficiências semelhantes aos trabalhos de MANTOVI et al. (2003), tratando efluentes de laticínios com tempo de retenção de 10 dias e (ABRAHÃO, 2006) tratando ARL com retenção de 4,8 dias, onde os SACs operaram com fluxo contínuo. Porém o tempo de retenção empregado nesta pesquisa (2 dias), obteve valores de eficiência idênticos e por vezes superiores aos estudos destes sistemas por fluxo contínuo.

NEAFSEY & CLAUSEN (1994), trataram efluentes de laticínios em SACs, adotando um tempo de residência hidráulica de 27 dias, cultivando as macrófitas *Typha* spp., *Phragmites* spp. e *Scirpus americanus*. Estes autores observaram uma remoção máxima de 99,1% de DBO. O valor superior encontrado pelos autores na remoção de DBO, em relação a presente pesquisa, foi atribuído ao tempo de retenção elevado de 27 dias.

5.3.3 Nitrogênio (NTK)

Na Tabela 5.8 estão apresentados os valores de eficiência média, máxima e mínima na remoção de nitrogênio (NTK), assim como o desvio padrão das médias (DP) para os seis sistemas de tratamento avaliados.

Tabela 5.8 – Eficiências de remoção de nitrogênio (NTK) e desvio padrão dos sistemas avaliados.

| Estatística | Eficiências e desvio padrão (DP) para os SACs avaliados | | | | | |
|------------------------------|---|---------|---------|---------|---------|---------|
| | SAC 1 | SAC 2 | SAC 3 | SAC 4 | SAC 5 | SAC 6 |
| Eficiência média (%) | 53,47 | 51,00 | 52,91 | 46,01 | 31,60 | 29,40 |
| Eficiência máxima (%) | 73,40 | 67,40 | 69,40 | 65,30 | 46,50 | 40,20 |
| Eficiência mínima (%) | 33,70 | 28,30 | 32,50 | 28,90 | 18,60 | 7,62 |
| Desvio padrão (DP) | ± 12,53 | ± 11,68 | ± 11,55 | ± 14,15 | ± 10,64 | ± 10,59 |

Referente a 10 análises, no período de 29 de outubro de 2009 até 08 de abril de 2010.

No anexo I estão apresentados os valores obtidos pelas análises físico-químicas de entrada e saída da ARL dos sistemas.

O comportamento da eficiência de remoção de nitrogênio ao longo do tempo pode ser visto na figura 5.10.

A avaliação da eficiência dos leitos na remoção de N teve início no mês de outubro (29/10/2009), onde a primeira análise apresentou alta remoção de compostos nitrogenados principalmente nos SACs cultivados (figura 5.10). O SAC 1 cultivado com taboa e com meio suporte constituído por brita #0 e areia, obteve a maior eficiência média na remoção de NTK com 53,47%. A maior eficiência encontrada ao longo do experimento foi de 73,40 %, também atribuída ao SAC 1. O SAC 3 cultivado com taboa tendo como meio suporte brita #0 apresentou a segunda melhor eficiência com 52,91%, seguido do SAC 2 (lírio do brejo, brita #0 e areia) com 51,0%. O SAC 4 cultivado com lírio-do-brejo em brita # 0 obteve a quarta melhor eficiência com 46,01%. Os SACs testemunhas obtiveram remoções de nitrogênio inferiores aos SACs vegetados. O SAC testemunha 5 cujo meio suporte foi composto somente por brita # 0 obteve eficiência média de 31,60%.

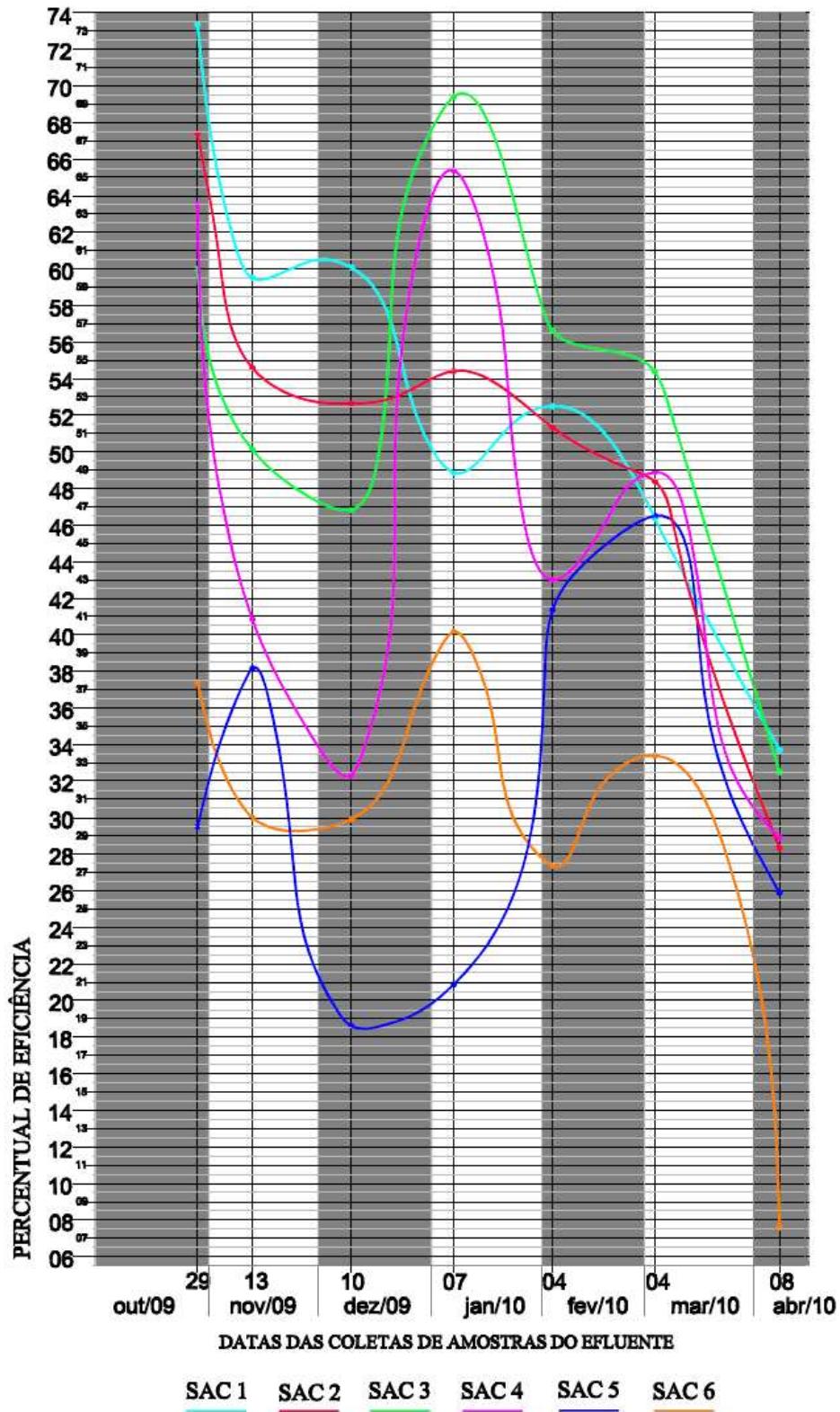


Figura 5.10 – Comportamento da eficiência de remoção de nitrogênio (NTK) durante o período experimental.

O SAC testemunha 6 composto por brita # 0 e areia apresentou a menor valor entre as médias com 29,40%.

ABRAHÃO (2006), ao tratar a ARL em SACs cultivados com Capim-elfante e Capim Tifton 85 e não cultivados, obteve valores de remoção entre 70,40 e 29,30%, valores bastante semelhantes aos da presente pesquisa.

MANTOVI et al. (2003), cultivando a macrófita *Phragmites australis* em um leito de 72 m², obteve uma remoção de 48,5% de NTK da ARL em condições de clima frio na Itália. Na Alemanha, KERN & BRETTAR (2002), fazendo uso de consórcio entre as macrófitas *Spartina pectinata*, *Phragmites australis* e *Acutiformis carex*, atingiram uma eficiência de remoção entre 85 a 90% de compostos nitrogenados da ARL, valores superiores ao da presente pesquisa. Esta remoção superior de nitrogênio encontrada por KERN & BRETTAR, é atribuída ao tempo de detenção elevado utilizado pelos autores de 25 dias, sendo assim os mecanismos de remoção foram intensificados.

ALMEIDA et al. (2007) ao tratar esgoto sanitário em SACs cultivados com lírio-do-brejo atingiu eficiência média na remoção de Nitrogênio amoniacal de 53,16%. Os mesmos autores ao estudarem os leitos fazendo uso da taboa verificaram uma eficiência inferior de 50,19%. Os estudos de ALMEIDA et al (2007), contrapõe a presente pesquisa onde os SACs vegetados com taboa atingiram eficiências superiores aos cultivados com lírio-do-brejo. Porém em ambas as pesquisas as diferenças percentuais de remoção de compostos nitrogenados entre leitos cultivados com as duas espécies mantiveram-se insignificantes.

HENCH et al. (2003), no tratamento de esgoto doméstico em SACs em pequena escala, obtiveram remoções de 74 e 29% , no 1º ano, e de 31 e 5%, no 2º ano de monitoramento, no NTK, em SACs cultivados (consórcio de taboa, *Scirpus* e *Junco*) e não cultivados, respectivamente, concluindo que ocorrem maiores eficiências em SACs cultivados. Além disso, esses autores concluíram que há redução significativa nas eficiências de remoção de NTK com o tempo de operação do sistema. A mesma observação feita por HENCH et al. (2003), foi constatada na presente pesquisa, devido ao comportamento decrescente da eficiência, na maioria do tempo, como pode ser observado na figura 5.10.

Em conformidade com os valores apresentados pelo gráfico (figura 5.10), pode-se aferir que inicialmente a remoção de N dos sistemas foi influenciada pelo desenvolvimento das vegetações, uma vez que estas fizeram uso deste elemento para

seu brotamento, crescimento e estabelecimento nos ecossistemas construídos. Após o estabelecimento das vegetações, atingindo estas a “maturidade” a assimilação destes compostos foi reduzida. A mesma afirmação foi feita por (MANSOR, 1998), onde relata que ocorre maior absorção de N durante o período de crescimento das vegetações.

Não foi verificada influência do pH afluente na remoção do NTK, devido a alta capacidade de tamponamento dos leitos. Apesar da queda contínua da eficiência, as análises do dia 07/01/2010 mostraram recuperação dos SACs 2, 3,4 e 6. Nesta data o pH afluente mantinha-se ácido e com valor igual a 4, em quanto o pH no interior dos leitos estavam próximos a neutralidade, com valores variando de 6,9 a 7,6, valores ideais para ocorrência da amonificação (6,5 a 8,5).

A amonificação trata-se da transformação biológica do nitrogênio orgânico para amônia.

Porém a volatilização de amônia (NH_3) foi desprezível na remoção de nitrogênio total nos SACs, uma vez que o pH da ARL nos sistemas mantiveram-se predominantemente ácidos. Essas perdas tornam-se significativas somente para valores de pH maiores que 9.

De forma geral, acredita-se que a remoção de N nos leitos pode ter se dado por meio do processo de oxidação anaeróbia da amônia (Anammox, do inglês *anaerobic ammonium oxidation*). Contudo, para que tal afirmação fosse validada, estudos envolvendo técnicas como extração de DNA teriam que ser realizadas.

O processo de nitrificação e desnitrificação possivelmente ocorreu em menor escala devido a baixa taxa de transferência de oxigênio pelas vegetações para o meio suporte. A nitrificação possivelmente ocorreu nos sítios aeróbios adjacentes às raízes das macrófitas. Nas regiões profundas dos SACs com caráter predominantemente anaeróbio/anóxico, foi promovida em seguida uma rápida redução do nitrato através da desnitrificação. Os gases então produzidos (N_2 e N_2O) foram liberados para a atmosfera. Os processos citados anteriormente concomitante a preferência de assimilação do íon amônio pelas vegetações cultivadas podem ser a explicação para o sucesso dos leitos cultivados em relação aos não cultivados.

Sendo assim, podemos afirmar que os processos biológicos são potencialmente eficientes na remoção de nitrogênio em SACs.

Na operação por bateladas, a ARL ficou estática no interior dos leitos por dois dias. Por não haver fluxo contínuo no sistema, os mecanismos de sedimentação,

adsorção e assimilação (tanto por parte das vegetações quanto por microrganismos) foi intensificado, havendo tempo suficiente para que todos estes processos ocorressem com sucesso.

A análise de variância mostrou que houve diferença significativa ($P < 0,05$) na eficiência de remoção de NTK entre as parcelas estudadas.

Ao verificar os resultados por testes “post-hoc” (Dunnett, Student-Newman-Keuls e Bonferroni t-test), foi verificada diferença significativa de remoção de N por todos os testes, entre os SACs vegetados e não vegetados, dando indicativos que as vegetações contribuíram significativamente na remoção deste parâmetro contrapondo os estudos de LEE et al. (2004).

Nas tabelas 5.9 e 5.10 a seguir, estão evidenciados os parâmetros estatísticos encontrados pela análise de variância.

Tabela 5.9 – Valores da soma quadrática, graus de liberdade e variância estatística (EST) para os valores de eficiência na remoção de NTK.

| Fonte de variação | Soma quadrática | Graus de liberdade | Variância EST |
|---------------------------|------------------------|---------------------------|----------------------|
| Entre diferentes parcelas | 3017,30 | 6 | - |
| Entre parcelas iguais | 6232,47 | 35 | - |
| Tratamentos | 4130,96 | 5 | 526,19 |
| Residual (tempo) | 2101,51 | 30 | 70,05 |
| Total | 9249,78 | 41 | - |

Tabela 5.10 – Análise de variância em nível de 5% de probabilidade ($P = 0,05$), pelo teste ANOVA para medidas repetidas para eficiência na remoção de NTK entre tratamentos.

| Teste ($P = 0,05$) | Valores |
|--------------------------------------|----------------|
| Estatística F | 11,79 |
| Análise de variância* | 0,0001 |

*Valores menores que 0,05 indicam significância

5.3.4 Fósforo Total (P)

Na tabela 5.11 estão apresentados os valores de eficiência média, máxima e mínima na remoção de fósforo (P-total), assim como o desvio padrão das médias (DP) para os seis sistemas de tratamento avaliados.

Tabela 5.11 – Eficiências e desvio padrão dos sistemas avaliados

| Parâmetros estatísticos | Eficiências e desvio padrão (DP) para os SACs avaliados | | | | | |
|------------------------------|---|--------|--------|--------|---------|---------|
| | SAC 1 | SAC 2 | SAC 3 | SAC 4 | SAC 5 | SAC 6 |
| Eficiência média (%) | 33,6 | 28,8 | 34,3 | 34,2 | 18,81 | 18,61 |
| Eficiência máxima (%) | 41,6 | 38,1 | 44,1 | 48,2 | 38,3 | 39,1 |
| Eficiência mínima (%) | 13,7 | 14,5 | 23,0 | 20,1 | 5,0 | 7,2 |
| Desvio padrão (DP) | ± 10,36 | ± 8,94 | ± 8,12 | ± 9,93 | ± 11,44 | ± 12,36 |

Referente a 10 análises, no período de 29 de outubro de 2009 até 08 de abril de 2010.

No Anexo I estão apresentados os valores obtidos pelas análises físico-químicas de entrada e saída da ARL dos sistemas.

A maior eficiência média encontrada foi de 34,3% no SAC 3 cultivado com lírio do brejo e com substrato composto por brita # 0. O SAC 4 composto por brita # 0 e cultivado com taboa, apresentou a segunda maior média com eficiência de 34,2%, valor muito próximo do SAC 3. A maior eficiência encontrada no período experimental 48,2% oriunda do SAC 4. O SAC 1, composto por brita # 0 e areia cultivado com taboa apresentou a terceira melhor média com 33,6% seguido pelo SAC 2 cultivado com lírio-do-brejo e substrato idêntico ao SAC 1. Os SACs não vegetados 5 e 6, (testemunhas) apresentaram valores percentuais de remoção de 18,81 e 18,61%, respectivamente. Os valores de remoção de P-total entre os SACs não vegetados foram inferiores aos vegetados e não diferem entre si em termos percentuais de remoção.

A presente pesquisa obteve resultados próximos aos encontrados por VALENTIM (2003) e BRASIL (2006), que obtiveram eficiência média de remoção de P-total da ordem de 23 a 36% (tempo de detenção hidráulica entre 2 a 4 dias), 38% (tempo de detenção hidráulico de 0,75 a 2,9 dias) e de 31 a 48% (tempo de 1,9 a 3,8 dias), respectivamente, em SACs cultivados com taboa para o tratamento de

esgoto doméstico. TOBIAS (2002), trabalhando em SACs cultivados com taboa no tratamento de água residuária da suinocultura (ARS), encontrou em algumas amostras aumento na concentração efluente em relação ao afluente. FIA (2008), ao tratar efluentes da lavagem/descartamento e despolpa dos frutos do cafeeiro (ARC), também obteve valores superiores de P no efluente tratado, este autor justificou o fato devido variações bruscas na vazão afluente, proporcionado arraste de material retido no meio suporte.

Em nenhum momento, nesta pesquisa, foi verificado valores de P-total superiores nos efluentes tratados em relação à ARL bruta conduzida aos SACs. Isto ocorreu, pois os SACs foram operados por bateladas, não havendo assim variações bruscas no fluxo de saída dos leitos. A operação por bateladas com tempo de ciclo de 2 dias, intensificou o processo de sedimentação, adsorção, e fixação biológica, retendo assim, mais fortemente este nutriente, sendo que este, elevava suas concentrações na saída apenas nos momentos onde foi verificado o fenômeno de dessorção.

A remoção encontrada ao longo do tempo nesta pesquisa apresentou comportamento desuniforme, sem haver desenvolvimento de uma tendência. O mesmo comportamento foi verificado por FIA (2008), utilizando os sistemas para tratamento de águas residuárias da lavagem/descartamento e despolpa dos frutos do cafeeiro (ARC).

Os resultados analíticos do dia 29/10/2009 (primeiras análises), mostraram que as eficiências encontravam-se relativamente próximas variando de 40 a 30,5%. No dia 13/11/2009 foi observado queda brusca na eficiência dos SACs 4,5,6, uma leve redução na eficiência do SAC 1 e 2, apenas o SAC 3 aumentou sua eficiência. A explicação para a oscilação foi atribuída a fenômenos químicos, adsorção/dessorção, sendo que nos SACs onde houve decréscimo na eficiência predominou a dessorção, nos SAC 3, cuja eficiência foi elevada predominou a adsorção e nos SACs onde a variação foi tênue os fenômenos de adsorção e dessorção permaneceram equilibrados. Os fenômenos de adsorção/dessorção foram proporcionados pela diferença de concentração dos solutos contidos na ARL.

As amostras do dia 10/12/2009 mostraram declínio na eficiência dos SACs 1,2,3, aumento percentual do SAC 6 e 5 (não vegetados) e do SAC 4 cultivado com lírio-do-brejo, indicando permanência da instabilidade dos fenômenos de adsorção e dessorção.

No dia 07/01/2010 houve declínio na eficiência dos SACs 1,5 e 6 e aumento nas parcelas 2 e 3. No dia 04/02/2010 todas as eficiências foram elevadas, havendo intensificação do fenômeno de adsorção, exceto para os SAC 2, que apresentou um leve declínio em sua eficiência de remoção. No mês de março (04/03/2010) foi observado declínio dos SACs 2,3, e 5 e aumento percentual dos SACs 1 e 4. Na última amostra do dia 08/04/2010, nos SACs 2 e 3 houve aumento da eficiência em quanto os demais apresentaram declínio percentual na remoção do P-total.

O comportamento oscilante das eficiências ao longo do tempo deu-se devido ao gradiente de concentração do fósforo junto aos substratos. Este elemento foi adsorvido aumentando sua concentração no meio e reduzindo assim os valores deste elemento químico nos efluentes tratados. Após atingir uma determinada concentração o fósforo sofria dessorção ocasionando redução nas eficiências pelo aumento da concentração deste nos efluentes coletados na saída dos sistemas. O mesmo comportamento do elemento foi encontrado por MELO Jr, (2003) ao estudar a remoção do fósforo em leitos cultivados com taboa. Segundo o mesmo autor, o desempenho de remoção de fósforo é dependente do pH, tendo um padrão sazonal devido a translocação de nutrientes para o rizoma de algumas espécies de macrófitas. Em meio ácido este elemento é fortemente adsorvido. Nesta pesquisa, na maioria do tempo o pH dos efluentes tratados mantiveram-se predominantemente ácidos, refletindo o pH ácido no interior dos leitos, doravante o fósforo adsorvido sofreu intensa ação biológica, intensificando a dessorção. Em geral, todos os fenômenos supracitados ocorreram sem um padrão ou tendência específica, isto é, aleatoriamente ao longo do tempo como pode ser observado na figura 5.11.

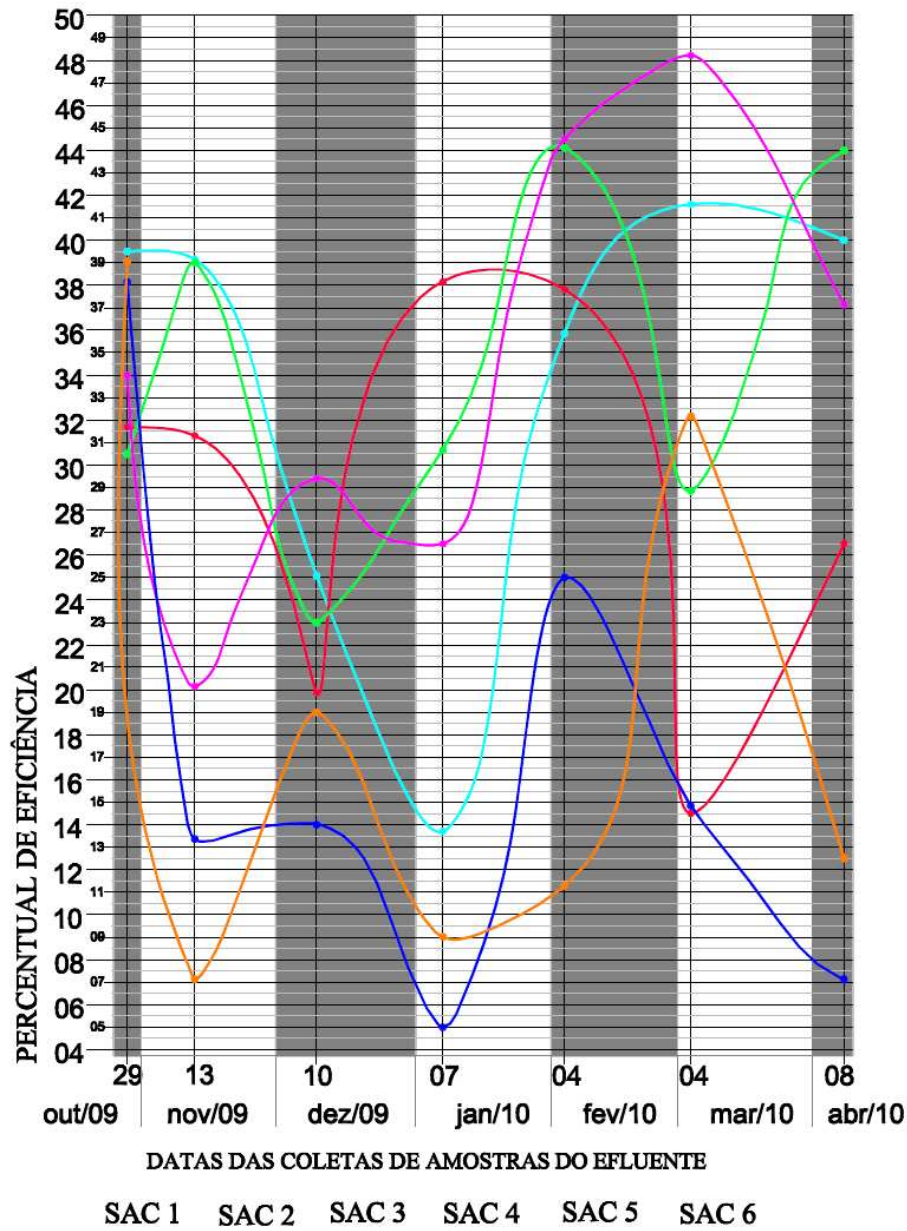


Figura 5.11 – Comportamento da eficiência de remoção de Fósforo total (P-total), durante o período experimental.

Para que se possa verificar a influência do pH sobre a remoção de P-total em SACs, novas pesquisas serão demandadas, variando as faixas de pH e mantendo constante a entrada de fósforo nos sistemas. Um meio mais preciso de se obter os valores de absorção de P-total, pelas macrófitas, pode ser realizado fazendo-se medições do elemento presentes na biomassa (base seca) das vegetações ao longo do tempo concomitante a um balanço de massa dos efluentes, feito na entrada e saída dos sistemas.

A análise de variância mostrou que houve diferença significativa ($P < 0,05$) na eficiência de remoção de P-total entre as parcelas estudadas.

Ao verificar os resultados por testes “post-hoc” (Dunnett, Student-Newman-Keuls e Bonferroni t-test), foi verificada diferença significativa de remoção de P-total por todos os testes, entre os SACs vegetados e não vegetados, dando indicativos que as vegetações contribuíram significativamente na remoção deste parâmetro acumulando P em sua biomassa, contrapondo os estudos de LEE et al. (2004), onde o autor descreve que os mecanismos de remoção deste nutriente eutrofizante ocorrem puramente por mecanismos físicos (97,3%), 2,1% por mecanismos microbiológicos e apenas 0,3 % por extração pelas plantas (*Eichhornia crassipes* - aguapé). A vegetação utilizada por LEE et al. (2004), é pertencente ao grupo das macrófitas flutuantes. As raízes deste grupo de macrófitas ficam suspensas, isto é, próximas à superfície, assimilando apenas a fração de P em suspensão no meio líquido, não alcançando assim o fósforo remanescente nos sedimentos do fundo dos SACs, o que justifica a baixa porcentagem de assimilação pelas espécies.

ABRAHÃO (2006) ao tratar ARL em SACs cultivados com forrageiras, relatou que a eficiência na remoção do fósforo foi bastante insatisfatória independente da presença ou não da vegetação. O mesmo autor encontrou em alguns sistemas valores da concentração do elemento maiores na saída (efluente tratado) do que na entrada (efluente bruto), alegando que os resultados deveriam ser ponderados, levando-se em consideração o efeito da concentração do líquido residente, proporcionado pela evapotranspiração.

Nas tabelas 5.12 e 5.13 estão evidenciados os parâmetros estatísticos encontrados pela análise de variância (ANOVA para medidas repetidas).

Tabela 5.12 – Valores da soma quadrática, graus de liberdade e variância estatística (EST) para os valores de eficiência na remoção de P-total.

| Fonte de variação | Soma quadrática | Graus de liberdade | Variância EST |
|---------------------------|------------------------|---------------------------|----------------------|
| Entre diferentes parcelas | 1134,63 | 6 | - |
| Entre parcelas iguais | 4945,89 | 35 | - |
| Tratamentos | 2264,31 | 5 | 452,86 |
| Residual (tempo) | 2681,58 | 30 | 89,39 |
| Total | 6080,53 | 41 | - |

Tabela 5.13 – Análise de variância em nível de 5% de probabilidade (P = 0,05), pelo teste ANOVA para medidas repetidas para eficiência na remoção de DBO entre tratamentos.

| Teste (P = 0,05) | Valores |
|-------------------------|----------------|
| Estatística F | 5,07 |
| Análise de variância* | 0,002 |

*Valores menores que 0,05 indicam significância

O sucesso (significância) de remoção de P-total nos SACs vegetados ocorreu pela assimilação do nutriente pelas plantas e que foi convertido a fósforo orgânico estrutural em sua biomassa. A ocorrência de fósforo em águas naturais e em águas residuárias se dá quase que exclusivamente na forma de fosfato (PO_4^{3-}) (APHA; AWWA & WPCF, 1992), havendo preferência de absorção pelas vegetações deste elemento. Uma forma de evitar que o fósforo retorne para os leitos pela decomposição da matéria seca morta é a remoção periódica (poda) das vegetações cultivadas nos SACs.

Em todos os leitos, possivelmente, houve também volatilização da fosfina (PH_3) e assimilação pelos microorganismos presente no meio suporte, fato comprovado por (KADLEC & KNIGHT, 1996). A presença das vegetações proporcionou uma maior riqueza da microbiota (biodiversidade microbiológica) o que também refletiu sobre o sucesso da remoção deste elemento nos leitos cultivados.

A composição do meio suporte presente nos leitos foi crucial no que diz respeito a remoção de fósforo por processos de adsorção supracitados, uma vez que íons fosfato (PO_4^{3-}) podem ser fixados por alumínio ou ferro. A brita utilizada nesta pesquisa foi retirada de jazidas de granito, rochas ígneas compostas basicamente por biotita e feldspato, minerais que possuem ferro e alumínio em sua estrutura molecular. Segundo MANSOR (1998), este material possui composição química média de 11,50 a 13,75% de óxido de alumínio e de 15,93 a 9,01% de óxido de ferro.

A areia grossa apresenta em sua composição a mica, mineral que em sua estrutura molecular também estão presentes os elementos ferro e alumínio. A fórmula geral da mica segundo (SCHNOOR, 1996) é $\text{X}_2 \text{Y}_{4-6} \text{Z}_8 \text{O}_{20} (\text{OH},\text{F})_4$, onde X representa K (Potássio), Na (Sódio), Ca (Cálcio); Y representa Al (Alumínio), Mg (Magnésio), Fe (Ferro), Li (Lítio) e Z representa Si (Silício), Al (Alumínio). Nas

micas dioctaédricas para cada octaedro de OH (hidróxido) existem dois íons Al (Alumínio). Sendo assim, os substratos utilizados apresentaram-se eficientes na remoção de P-total auxiliando os mecanismos de remoção de fósforo pela adsorção.

Devido as dificuldades de remoção de fósforo entre diversos sistemas convencionais e naturais de tratamento, os resultados da pesquisa foram considerados satisfatórios.

6 CONCLUSÕES

- De modo geral, as duas macrófitas avaliadas se adaptaram bem aos Sistemas Alagados Construídos utilizados no tratamento de águas residuárias de laticínios. Porém a *Typha dominguensis* (taboa) mostrou melhor desenvolvimento foliar e desempenho no brotamento. As faixas amplas de pH e a contaminação por soda cáustica não afetaram a *Typha dominguensis*, como foi observado com o *Hedychium coronarium* (lírio-do-brejo), não havendo necessidade de replantio de mudas de taboa ao longo do experimento. Não houve ataque de pragas (formigas, pulgões e fungos) sobre os brotos da *Typha dominguensis*, em quanto o *Hedychium coronarium* foi constantemente prejudicado por estes consumidores primários. Sendo assim, a macrófita *Typha dominguensis* foi a melhor opção de vegetação cultivada em SACs no tratamento da ARL, neste experimento.
- Os substratos empregados (brita # 0 e areia grossa) auxiliaram o processo de adsorção nos leitos devido a presença de ferro e alumínio em sua estrutura cristalina, mas não foi verificada diferenças relevantes no emprego de brita # 0 ou brita #0 e areia sobre a remoção dos parâmetros avaliados.
- Os SACs apresentaram boas condições de tamponamento, mantendo as faixas de pH efluentes dentro dos limites exigidos pela Legislação Federal vigente.
- Valores de pH acima de 8 afetam negativamente as eficiências de remoção de DBO.
- O tratamento mostrou-se eficiente, havendo a remoção prévia do alto índice de compostos orgânicos e redução considerável de nutrientes eutrofizantes, principalmente compostos nitrogenados.
- A operação de SACs por bateladas demonstrou ser uma eficiente concepção de tratamento.
- O tempo de ciclo de 2 dias foi suficiente para que houvesse a depuração dos efluentes brutos da indústria de laticínios.
- Os resultados deste experimento confirmam a conclusão de outras pesquisas acerca da maior eficiência de remoção de nutrientes, por sistemas vegetados, em especial nitrogênio (N) e fósforo (P), principais causadores da eutrofização dos recursos hídricos.

- Os resultados obtidos neste trabalho, embora preliminares, indicaram que os sistemas alagados construídos podem se utilizados para o tratamento de águas residuárias brutas de laticínios.

7 SUGESTÕES

Por fim, recomenda-se que os seguintes estudos, sejam desenvolvidos aproveitando-se a infra-estrutura instalada no Laticínio Florida:

- Dar continuidade ao tratamento nos leitos realizando variações no tempo de residência hidráulica, em especial visando a comparação entre os aspectos de efluentes tratados por fluxo subsuperficial contínuo e em operação por bateladas.
- Avaliar o desempenho de outras espécies de macrófitas em monocultivo e em consórcio (mais de uma espécie cultivada no mesmo leito), a fim de definir quais espécies seja em conjunto ou separadas, favorecem as associações e biodiversidade de microrganismos, associados à remoção de poluentes mais consistentes.
- Determinação dos microrganismos existentes nos leitos, suas espécies, características fisiológicas, proporções, crescimento, dispersão e competição ente indivíduos.
- Determinação da influencia na remoção de poluentes por macroinvertebrados, fungos, protozoários e outros organismos detritívoros.
- Observação prolongada dos SACs por 1 a 5 anos, visando observar a saturação do meio suporte pelo lodo gerado, e definição de estimativas de quando deverá ser realizado troca das pedras ou areias empregadas.
- Medição através de oxímetros digitais dos níveis de liberação de oxigênio pelas macrófitas próximo ao rizoma, quantificando e modelando a área onde ocorrem sítios aeróbios.
- Balaço hídrico completo dos SACs, fluxo de entrada e saída, além da verificação da influencia da evapotranspiração e precipitação sobre os resultados analíticos.
- Amostragem e análise das folhas, caules e rizomas das vegetações e quantificação dos teores de nutrientes eutrofizantes.
- Ensaios de fertirrigação com os efluentes tratados pelos sistemas em diferentes condições de estrutura do solo.

8 REFERÊNCIAS

ABIQ - Associação Brasileira das Indústrias de Queijo. Nota Técnica Sobre Tecnologia de Controle – Indústria de Laticínios – **NT 08**. São Paulo, 2009, 15 p.

ABRAHÃO, S.S. **Tratamento de água residuária de laticínios em sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras**. Viçosa-MG: UFV, 2006. 110p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, 2006.

ALMEIDA, R. A.; OLIVEIRA, L. F. C.; KLIEMANN, H. J. Eficiência de espécies vegetais na purificação de esgoto sanitário. **Pesq Agropec Trop** 37(1): 1-9, mar. 2007.

APHA; AWWA & WPCF **Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washington D.C.: American Public Health Association, 18^a edição, 1992.

ARMSTRONG, W. In: COLEMAN, J.; HENCH, K.; GARBUTT, K.; SEXSTONE, A.; BISSONNETTE, G.; SKOUSEN, J. Treatment of domestic wastewater by three plant species in constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v.128, p.283-295, 2001.

BARKO, J.; GUNNISON, D.; CARPENTER, S.R. Sediment interactions with submersed macrophyte growth and community dynamics. **Aquatic Botany**, v.41, p. 41-65, 1991.

BAVOR, H. J.; ROSER, D. J.; FISHER, P. J.; SMALLS, I.C. “Performance of solid-matrix wetland systems viewed as fixed-film bioreactors”. In: D.A. Hammer (ed.) **Constructed wetlands for wastewater treatment, municipal, industrial, and agricultural**. Chelsea-EUA, Lewis Publishers, Cap. 39k, pp. 646–656. 1989.

BIANCO, S.; PITELLI, R.A.; PITELLI, A.M.C.M. Estimativa da área foliar de typha latifolia usando dimensões lineares do limbo foliar. **Planta Daninha**, Viçosa, Minas Gerais, v. 21, n. 2, p. 257-261, 2003.

BORGES, A. C. **Avaliação da remoção e transporte do herbicida ametrina em sistemas alagados construídos**. São Paulo-SP: USP 2007, 134p. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Universidade de São Paulo, 2007.

BORIN, M.; COSSU, R.; LAVAGNOLO, M. C.; GANDINI, M. Seasonal effects on residence time distribution and on water and chemical budgets in a phytotreatment pilot-plant. Proceedings: 6TH INTERNATIONAL CONFERENCE ON WASTE STABILISATION PONDS AND 9TH INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL. Avignon, France, IWA/Astee, 26th of Sept. OC-30, CD-ROM, 1st of October, 2004.

BRASIL, M. S. **Desempenho de sistema alagado construído para tratamento de esgotos doméstico**. Viçosa, MG: UFV, 2005. 160 p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, 2005.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; SOARES, A. A.; FERREIRA, P. A. Qualidade de efluentes de sistemas alagados construídos, utilizados no tratamento de esgoto doméstico. *REVISTA BRASILEIRA DE ENGENHARIA AGRÍCOLA E AMBIENTAL*, v.9, p. 133 – 137, 2005.

BRIX, H. Use of constructed wetlands in water pollution control: historical development, present status, and future perspectives. **Water Science Technology**, v. 30, n. 8, p. 209-223, 1994.

BRIX, H. *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe*, J.Vymazal, H. Brix, P.F. Cooper, M.B. Green, and R. Haberl, eds., Backhuys Publishers, Leiden, **The Netherlands**, pp. 123-156, Denmark, 1998.

BURGOON, P. S.; REDDY, K. R.; DEBUSK, T. A. “Domestic wastewater treatment using emergent plants cultured in gravel and plastic substrates”. In: D.A. Hammer (ed.) **Constructed wetlands for wastewater treatment, municipal, industrial, and agricultural**. Chelsea-EUA, Lewis Publishers, Cap. 38f, pp. 536–541. 1989.

CAMARGO, A.F.M.; PEZZATO, M.M.; HENRY-SILVA. Fatores limitantes à produção primária de macrófitas aquáticas In: THOMAZ, S.M.; BINI, L.M. **Ecologia e Manejo de macrófitas aquáticas**. Editora da Universidade Estadual, 341p, 2003.

CETESB - Cia. de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Nota Técnica Sobre Tecnologia de Controle – Indústria de laticínios – **NT-17**. São Paulo, 20 p, 1990.

CHARACKLIS, W. G.; TRULEAR, M. G. Dynamics of biofilm processes. **J. Wat. Poll. Control** Fed. 54, p. 1288-1301, 1982.

CONSELHO ESTADUAL DE POLITICA AMBIENTAL – COPAM. **Deliberação Normativa 010/86 de dezembro de 1986**. Minas Gerais, Belo Horizonte, 10 de janeiro de 1987.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em: 24, ago de 2009.

COOK, C. D. K. **Water plants of the world**. The Hague, Junk B.V., 1974. p. 1-555.

COOPER, P. A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment systems. Proceedings: 6TH9TH INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, CEA/UNESP e IAWQ. Anais... Águas de São Pedro/SP, v.1, p. 229-242, 27 de set. a 02 de out, 1998.

CRUZ, L. V. **Avaliação geoquímica ambiental da Estação Ecológica do Tripuí e adjacências, sudeste do quadrilátero ferrífero, MG.** 2002. 147 f. Dissertação (Mestrado em Geoquímica Ambiental) – Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, MG, 2002.

DRIZO, A.; TWOHIG, E.; WEBER, D.; BIRD, S.; ROSS, D. **Constructed wetlands for dairy effluent treatment in Vermont: two years of operation**, in: Proc. 10th Internat. Conf. Wetland Systems for Water Pollution Control, Lisbon, Portugal, p. 1611-1621, 2006.

ENDRESS, P. K. **Diversity and evolutionary biology of tropical flowers.** Cambridge: University Press. p. 358-365, 1994.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia.** 2ª ed. Rio de Janeiro: Editora Interciência. 1988.

FARIA, O. B. **Utilização de macrófitas aquáticas na produção de adobe: um estudo de caso no reservatório de Salto Grande (Americana - SP).** São Carlos. 199p. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental). Universidade de São Paulo, 2002.

FERREIRA, F. A.; PEDRALLI, G. Florística, diversidade e aspectos ecológicos das macrófitas aquáticas em dois trechos de 1ª ordem dos córregos da Lapa e do Tripuí, Ouro Preto, MG. CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 53., 2002, Recife. **Resumos...** Recife: p. 346, SBB/UFPE, 2002.

FIA, R. **Desempenho de sistemas alagados construídos no tratamento de águas residuárias da lavagem e descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro.** Viçosa-MG: UFV, 2008, 181p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, 2008.

FLESSA, H.; FISCHER, W.R. (1992). In: COLEMAN, J.; HENCH, K.; GARBUTT, K.; SEXSTONE, A.; BISSONNETTE, G.; SKOUSEN, J. Treatment of domestic wastewater by three plant species in constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v.128, p.283-295, 2001.

FONSECA, J. S.; MARTINS, G. A. M. **Curso de estatística**. 3° ed. São Paulo: Atlas, 286p, 1982.

FRAGOSO Jr., C. R. **Modelagem do efeito Trófico em Cascata em um Lago Raso Subtropical: Distúrbios na Cadeia Alimentar**. Porto Alegre – RS: UFRGS 2006, 58 p. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2006.

FREEZE, R.A.; CHERRY, J.A. **Groundwater**. CIDADE: Prentice Hall, 1979.

FREITAS, W.S. **Desempenho de sistemas alagados construídos, cultivados com diferentes espécies vegetais, no tratamento de águas residuárias da suinocultura**. Viçosa-MG: UFV, 2006, 159p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, 2006.

GASIUNAS, V.; STRUSEVICIUS, Z.; STRUSEVICIÉNE, M.S. Pollutant removal by horizontal subsurface flow constructed wetlands in Lithuania, **J. Environ. Sci. Health 40A**: p. 1467-1478, 2005.

GEARHEART, R.A.; KLOPP, F.; ALLEN, G. “Constructed free surface wetlands to treat and receive wastewater: pilot project to full scale”. In: D.A. Hammer (ed.) **Constructed wetlands for wastewater treatment, municipal, industrial, and agricultural**. Chelsea-EUA, Lewis Publishers, Cap. 8, pp. 121–137. 1989.

GERSBERG, R.M., B.V. Elkins, S.R. Lyon & C.R. Goldman. 1986. Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands. **Water Research**, 20: 363-368.

GRANATO, M. **Utilização do aguapé no tratamento de efluentes com cianetos**. Rio de Janeiro: CETEM/CNPq. (Série Tecnologia Ambiental, 05), 1995.

GROSSE, W.H.; BUCHEL, B.; TIEBEL, H. (1991) In: COLEMAN, J.; HENCH, K.; GARBUTT, K.; SEXSTONE, A.; BISSONNETTE, G.; SKOUSEN, J. Treatment of domestic wastewater by three plant species in constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v.128, p.283-295, 2001.

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

HAMMER, D.A., (Ed.) **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Municipal, Industrial, and Agricultural** Chelsea, MI: Lewis Publishers, 1989.

HEALY, M.G.; CAWLEY, A.M. The nutrient processing capacity of a constructed wetland in western Ireland. **J. Env. Qual.** 31, p. 1739–1747, 2002.

HENCH, K.; BISSONNETTE, G. K.; SEXTONE, A. J.; CLEMAN, J.G.; GARBUT, K.; SKOUSEN, J. G. Fate of physical, chemical and microbial contaminants in domestic wastewater following treatment by small constructed wetlands. *Water Research*, n.4, v.37, p. 921-927, 2003.

HENRY, R. **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**. In: São Carlos, 349 p. 2003.

HENRY-SILVA, G.G.; CAMARGO, A.F.M. Avaliação sazonal da biomassa da macrófita aquática *Eichhornia azurea* em um rio de águas brancas da bacia hidrográfica do rio Itanhaém (litoral sul do estado de São Paulo, Brasil). **Hoehnea.**, v.30, p. 71-77, 2003.

HUSSAR, G.J. **Avaliação do desempenho de leitos cultivados no tratamento de águas residuárias de suinocultura**. Campinas-SP: UNICAMP, 2001, 118p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). FEAGRI – Universidade Estadual de Campinas, 2001.

IFAS (INSTITUTE OF FOOD AND AGRICULTURAL SCIENCES) University of Florida. **Aquatic, Wetland and Invasive Plants – Line Drawings**. 1990. Disponível em: <<http://plants.ifas.ufl.edu>>. Acessado em 7 nov. 2009.

IRGANG, B. E.; GASTAL, C. V. S. **Macrófitas aquáticas da planície costeira do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: p. 9-20, 1996.

IWA – International Water Association (2000). **Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation**. Scientific and Technical Report N^o. 8. London, England: IWA Publishing. 156 p.

JAYNES, M.L.; CARPENTER, C.R. (1986). In: COLEMAN, J.; HENCH, K.; GARBUTT, K.; SEXSTONE, A.; BISSONNETTE, G.; SKOUSEN, J. Treatment of domestic wastewater by three plant species in constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v.128, p.283-295, 2001.

JOB, G.D. **Treatment of medium strength industrial and agricultural effluents using reed bed treatment systems**. Ph.D. thesis, University of Birmingham, UK, 1992.

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

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. Tratamento de esgotos domésticos. Rio de Janeiro: **ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 706 p, 2009.

KADLEC, R.H. & KNIGHT, R.L. **Treatment Wetlands**. CRC Press/Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, USA, 893 p. 1996.

KARTAL, B. Candidadtus “Anammoxoglobus propionicus” a new propionate oxidizing species of anaerobic ammonium oxidizing bacteria. **Systematic and Applied Microbiology**, v. 30, n. 1, p. 39-49, 2007.

KASAPGIL, B. An investigation into the pre-treatment of dairy wastewater prior to aerobic biological treatment. **Water Science and Technology**, v. 29, n. 9, p. 205-212, 1994.

KAYSER, K., KUNST, S. Processes in vertical-flow reed beds: nitrification, oxygen transfer and soil clogging. **Wat.Sci.Tech.**, v.51, n.9, p. 177-184, 2005.

KERN, J.; BRETTAR, I. Nitrogen turnover in a subsurface constructed wetland receiving dairy farm wastewater, in: *Treatment Wetlands for Water Quality Improvement*, J. Pries, ed., **CH2M Hill Canada Limited**, Waterloo, Ontario, p. 15-21, 2002.

KISSMANN, K. G; GROTH, D. **Plantas infestantes e nocivas**. São Paulo: Basf Brasileira. p. 590-593, 1991.

KNIGHT, R.L. & KADLEC, R.H. **Free Water Surface Wetlands for Wastewater Treatment: A Technology Assessment**. CH2M Hill, Gainesville, Florida, 1996.

LANGE, L.C. **Estudo do transporte de contaminantes em meios porosos aplicados a aterros de disposição de resíduos sólidos**. In: *Coletânea de trabalhos técnicos*. Rio de Janeiro: RIMA/ABES, 2002.

LAUTENSCHLAGER, S. R. **Modelagem do Desempenho de Wetlands Construídas**. São Paulo-SP: USP, 2001. 90 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Sanitária) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.

LEE, C. Y.; LEE, C. C.; LEE, F. Y.; TSENG, S. K.; LIAO, C.J. Performance of subsurface flow constructed wetlands taking pretead swine effluent under heavy loads. **Bioresource Technology**, n.92, 173-179 p, 2004.

LORENZI, H. **Manual de identificação e de controle de ervas daninhas**. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 339 p, 2000.

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

MACEDO, J. F. O gênero *Hedychium koening* (Zingiberaceae) no Estado de Minas Gerais. **Daphne**, v. 7, n. 2, p. 27-31, 1997.

MACHADO, R. M. G. Sistemas de tratamento utilizados para efluentes líquidos de laticínios. In: Anais do XX CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Rio de Janeiro, p. 375-385, 1999.

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

MANTOVI, P.; MARMIROLI, M.; MAESTRI, E.; TAGLIAVINI, S.; PICCININI, S.; MARMIROLI, N. Application of a horizontal subsurface flow constructed wetland on treatment of dairy parlour wastewater. **Bioresour. Tech.** P. 88, 85–94, 2003.

MARTINS, A. P. L. **Capacidade do *Polygonum hydropiperoides* e *Typha dominguensis* na Fitorremediação de Efluentes de Tanques de Piscicultura na Região da Bacia do Irai.** Curitiba – SC: UFPR 2005, 92 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal do Paraná, 2005.

MELO Jr., A. S. **Dinâmica da remoção de nutrientes em alagados construídos com *Typha sp.*** FEAGRI – Faculdade de Engenharia Agrícola – UNICAMP, Campinas/SP, 2003. 210 p. (Dissertação de Mestrado).

METCALF & EDDY, **Wasterwater engineering – treatment, disposal and reuse.** New York: McGraw Hill Inc, 3^a edição, 1991.

MOORE, B.C.; LAFER, J.E.; FUNK, W.H. Influence of aquatic macrophytes on phosphorus and sediment porewater chemistry in a freshwater wetland. **Aquatic Botany**, v.49, p.137, 1994.

MULDER, A. Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 16, n. 3, p. 177-184, 1995.

NEAFSEY, J.A.; J.C. CLAUSEN. Constructed Wetlands for Treatment of Milkroom Wastewater. **Internal report**, 1994.

OZTURK, I. Hybrid upflow anaerobic sludge blanket reactor (HUASBR) Treatment of Dairy Effluents. **Water Science and Technology**, v. 28, n. 2, p. 77-85, 1993.

PARADELLA, W. R.; AHERN, F.; KUX, H. J. H. O uso de radar orbital em aplicações ambientais na Amazônia brasileira; a avaliação do RADARSAT no programa ANDRO. In: VIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, Salvador, Brasil, p. 331-340 14-19 abril 1996.

PEDRALLI, G. Macrófitas aquáticas como bioindicadoras da qualidade de água: alternativas para usos múltiplos de reservatórios. In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (Eds.). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: Universidade Estadual de Maringá, p. 171-188, 2003.

PEDRALLI, G.; MEYER, S. T. Levantamento da vegetação aquática (“macrófitas”) a das florestas de galeria na área da Usina Hidrelétrica de Nova Ponte, Minas Gerais. **Bios**, v. 4, n. 4, p. 49-60, 1996.

PEDRALLI, G.; TEIXEIRA, M. C. B. Macrófitas aquáticas como agentes filtradores de materiais particulados, sedimentos e nutrientes. In: HENRY, R. **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**. São Carlos: Rima, p. 177-194, 2003.

PIMENTEL GOMES, F. **Curso de estatística experimental**. 14ª ed. Piracicaba – SP: Editora da Universidade de São Paulo, 477p, 2000.

PIO CORRÊA, M. **Dicionário das plantas úteis do Brasil e das exóticas cultivadas**. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal, v. 6 1984.

PLATZER, C. Design recommendation for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. **Wat.Sci. Tech.**, v. 40, n. 3, pp. 257-263, 1999.

POMPÊO, M.L.L.; MOSCHINI-CARLOS, V. **Macrófitas aquáticas e perifíton – Aspectos ecológicos e metodológicos**. In: São Paulo. Editora RIMA, 134p, 2003.

PROSAB. Resíduos Sólidos: Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras. 1º ed, v.5, **ABES 2009**, 360 p. São Leopoldo, RS. Disponível em <www.finep.gov.br/prosab/index.html>. Acesso em: 09 set. de 2009.

QUAN, Z.X. Diversity of ammonium-oxidizing bacteria in a granular sludge anaerobic ammonium-oxidizing (anammox) reactor. **Environmental Microbiology**, v. 10, n. 11, p. 3130-3139, 2008.

REAVES, R. **Evaluation of Free Water Surface Constructed Wetlands for Treatment of Livestock Waste in Indiana**. Ph.D. Dissertation, Purdue University, Lafayette, Indiana, 1995.

REED, S.C., MIDDLEBROOKS, E.J. and CRITES, R.W. **Natural Systems for Waste Management's and Treatment**. McGraw-Hill, New York, 1988.

REITZ, R. **Tifáceas**. Flora Ilustrada Catarinense. Itajaí, Herbário Barbosa Rodrigues, 1984.

ROELOFS, J.G.M. Inlet of alkaline river water into peaty lowlands: effects on water quality and *Stratiotes aloides* L. stands. **Aquat. Bot.**, 39, 267–293, 1991.

ROMITELLI, M.S. Remoção de fósforo em efluentes secundários com emprego de macrófitas aquáticas do gênero *Eichhornia*. **Revista DAE**, v. 133, p. 66-68, 1983.

SAINTY, G.R., AND JACOBS, S.W.L.. **Waterplants of New South Wales**. Water Resource Commission N.S.W, 1981.

SALATI, E. (2000). Utilização de Sistemas de “Wetlands” Construídas para Tratamento de Águas. **Relatório Técnico para o Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental da EESC**. São Carlos. 36 p.

SALATI, E. Wetland projects developed in Brazil. **Water Science Technology**, n.3, v.40, p.19-25, 1999.

SANTOS, S.B., PEDRALLI, G.† e MEYER, S.T. ASPECTOS DA FENOLOGIA E ECOLOGIA DE *Hedychium coronarium* (ZINGIBERACEAE) NA ESTAÇÃO ECOLÓGICA DO TRIPUÍ, OURO PRETO-MG. **Planta Daninha**, Viçosa-MG, v. 23, n. 2, p. 175-180, 2005.

SCHNOOR, J. L. **Environmental modeling. Fate and transport of pollutants in water, air and soil**. John Wiley & Sons, Inc. New York. p. 682, 1996.

SEZERINO, P.H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical**. Florianópolis-SC: UFSC, 2006. 176 p. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

SHUTES, R.B.E. Artificial wetlands and water quality improvement. **Environment International**. Vol. 26, 5^a ed. p. 441-447, 2001.

SORRELL, B. K. & DROMGOOLE, F. I. Oxygen diffusion and dark respiration in aquatic macrophytes. **Plant Cell and Environment** 12: p. 293-299, 1989.

SOUZA, D.A. **Bacia do Ribeirão e Represa do Lobo: Bases Ecológicas para o Planejamento Regional, Manejo e Conservação**. São Carlos. 158 p. Tese (Dissertação de Doutorado em Engenharia Civil) – Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, 1993.

STANTON A.G. Software PRIMER Biostatistics: The Program, *Cophigt* (c), versão 3.0. **McGraw-Hill**, 1992.

STONE, C. P.; SMITH, C.W.; TUNISON, J.T. (Eds). **Alien plant invasions in native ecosystems of Hawaii: management and research**. Honolulu: University of Hawaii, Cooperative National Park Resources Study Unit, 1992. p. 887, 1992.

STROUS, M. The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 50, p. 589-596, 1998.

THUT, R. N. "Utilization of artificial marshes for treatment of pulp mill effluents". In: D.A. Hammer (ed.) **Constructed wetlands for wastewater treatment, municipal, industrial, and agricultural**. Chelsea-EUA, Lewis Publishers, Cap. 19, pp. 239–244. 1989.

TOBIAS, A. C. T. Tratamento de resíduos da suinocultura: uso de reatores anaeróbios sequenciais seguidos de leitos cultivados. Dissertação (Doutorado em Engenharia Agrícola). Campinas, SP. 123p 2002.

TUNISON, T. **Element Stewardship Abstracts**. The Nature conservancy. Virginia, 1991. Disponível em: <[http:// tncweeds.ucdavis.edu/esadocs/documnts/hedycor.html](http://tncweeds.ucdavis.edu/esadocs/documnts/hedycor.html)>. Acesso em 6 ago. 2009.

U.S.EPA – U. S. Environmental Protection Agency. **Constructed wetlands treatments of municipal wastewaters**. EPA/625/r-99/010, Cincinnati, Ohio. p. 152 , September/1999.

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

U.S.EPA – U.S. Environmental Protection Agency. **Nitrogen control manual**. EPA/625/R-93/010, Office of Water, US Environmental Protection Agency, Washington, DC. 311 p. 2000.

U.S.EPA - U.S. Environmental Protection Agency. **Manual Constructed Wetlands for Municipal Wastewater Treatment**. EPA 625-R- 99-010, US EPA ORD, Cincinnati, Ohio, 2003.

VALENTIM, M. A. A. **Desempenho de Leitos Cultivados (“Constructed Wetlands”) para Tratamento de Esgoto Contribuições para Concepção e Operação**. São Paulo – SP: UNICAMP, 233 p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual de Campinas, 2003.

VIEIRA, S. **Análise de variância (ANOVA)**. São Paulo: Atlas, 204 p, 2006.

VAN DE GRAAF, A. A. Autotrophic growth of anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms in a fluidized bed reactor. **Microbiology**, v. 142, p. 2187-2196, 1996.

VAN NIFTRIK. The anammoxosome: an intracytoplasmic compartment in anammox bacteria. **FEMS Microbiology Letters**, v. 233, n. 1, p. 7-13, 2004.

VON SPERLING, M. **Princípios de Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. vol 1. Belo Horizonte, MG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais. 240 p, 1995.

VON SPERLING, M. **Princípios de Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Lagos de Estabilização**. vol 3. Belo Horizonte, MG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais. 134 p, 1996.

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C.A.L. Tendências no tratamento simplificado de águas residuárias. Tópicos de relevância. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL TENDÊNCIAS NO TRATAMENTO SIMPLIFICADO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DOMÉSTICAS E INDUSTRIAIS, 1996, Belo Horizonte, M.G. **Anais**, p.1-11, 1996.

VON SPERLING. M. **Lodos ativados**. Belo horizonte: DESA/UFMG, 415p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; v 4), 1997.

WATSON, J.T. & HOBSON, J.A. **Hydraulic design considerations and control structures for constructed wetlands for wastewater treatment**. In *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. Municipal, Industrial and Agricultural*, editado por Hammer, D.A., Lewis Publishers, Chelsea, Michigan, pp. 379-391, 1989.

WILSON, R.W. & MURPHY, K.L. **Anaerobic treatment of dairy effluent**. A report for Agropur, Granby, Quebec, 1986.

ZANELLA, L.. **Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: wetlands construídos utilizando brita e bambu como suporte**. 106p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, 2008.

ANEXO I

Tabela I.1 – Resultados encontrados para o potencial hidrogeniônico (pH) nas amostras efetuadas na entrada e saída dos sistemas durante o período experimental.

| Amostragens | Afluente | SAC 1 | SAC 2 | SAC 3 | SAC 4 | SAC 5 | SAC 6 |
|--------------------|-----------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| 10/7/2009 | 4,00 | 5,42 | 5,13 | 5,24 | 5,12 | 5,30 | 5,22 |
| 24/7/2009 | 2,98 | 5,56 | 5,35 | 5,22 | 5,14 | 5,00 | 5,13 |
| 14/8/2009 | 3,5 | 5,78 | 5,00 | 5,64 | 5,75 | 5,12 | 5,36 |
| 28/8/2009 | 4,10 | 5,88 | 5,66 | 5,45 | 5,63 | 5,77 | 5,25 |
| 10/9/2009 | 5,00 | 6,30 | 5,70 | 5,66 | 5,38 | 5,74 | 5,63 |
| 24/9/2009 | 4,68 | 6,50 | 5,56 | 5,90 | 5,70 | 5,93 | 5,66 |
| 1/10/2009 | 5,10 | 6,15 | 6,10 | 5,27 | 5,65 | 5,4 | 5,15 |
| 15/10/2009 | 4,40 | 5,75 | 5,40 | 5,60 | 5,63 | 5,65 | 5,38 |
| 29/10/2009 | 4,60 | 5,98 | 5,30 | 5,48 | 6,10 | 5,90 | 5,88 |
| 5/11/2009 | 3,80 | 5,20 | 5,10 | 5,23 | 5,50 | 5,32 | 5,10 |
| 12/11/2009 | 4,30 | 5,30 | 5,10 | 5,31 | 5,72 | 5,38 | 5,21 |
| 17/11/2009 | 5,60 | 5,95 | 5,30 | 5,18 | 6,14 | 5,32 | 5,89 |
| 25/11/2009 | 8,00 | 6,00 | 5,50 | 7,00 | 6,50 | 6,90 | 5,90 |
| 3/12/2009 | 6,90 | 7,00 | 7,50 | 5,90 | 8,20 | 8,00 | 6,90 |
| 19/12/2009 | 4,00 | 7,10 | 7,80 | 6,50 | 6,90 | 6,80 | 6,50 |
| 23/12/2009 | 7,00 | 7,00 | 7,00 | 6,15 | 6,90 | 5,90 | 7,20 |
| 5/1/2010 | 4,00 | 7,00 | 7,00 | 7,20 | 7,50 | 6,90 | 7,60 |
| 21/1/2010 | 11,0 | 8,50 | 8,00 | 7,50 | 8,00 | 8,50 | 8,70 |
| 28/1/2010 | 6,80 | 5,70 | 5,90 | 5,40 | 7,20 | 8,00 | 7,50 |
| 11/2/2010 | 6,00 | 6,50 | 7,30 | 5,20 | 5,90 | 6,00 | 7,60 |
| 18/2/2010 | 5,60 | 7,10 | 5,80 | 6,10 | 5,60 | 5,80 | 6,90 |
| 25/2/2010 | 3,50 | 5,80 | 5,30 | 5,50 | 5,20 | 6,00 | 6,20 |
| 11/3/2010 | 5,00 | 6,00 | 6,00 | 5,20 | 5,90 | 6,30 | 7,14 |
| 18/3/2010 | 3,00 | 5,90 | 5,70 | 6,50 | 6,90 | 5,85 | 6,00 |
| 25/3/2010 | 5,00 | 7,80 | 6,30 | 6,90 | 6,80 | 7,00 | 7,00 |

Tabela I.2 – Valores da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) do afluente bruto (entrada) e dos efluentes tratados (saída) pelas seis unidades experimentais.

| Amostragens | Afluente* | SAC 1* | SAC 2* | SAC 3* | SAC 4* | SAC 5* | SAC 6* |
|--------------------|------------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| 29/10/2009 | 1.200,0 | 97,0 | 103,0 | 115,1 | 124,2 | 97,0 | 97,0 |
| 13/11/2009 | 1.000,0 | 75,0 | 90,0 | 53,0 | 101,0 | 82,0 | 78,0 |
| 27/11/2009 | 988,0 | 71,2 | 56,0 | 47,0 | 86,0 | 50,0 | 50,0 |
| 10/12/2009 | 890,0 | 54,0 | 99,2 | 76,0 | 98,0 | 82,0 | 69,0 |
| 17/12/2009 | 1.800,0 | 200,0 | 250,0 | 180,0 | 150,0 | 200,0 | 194,0 |
| 07/01/2010 | 2.000,0 | 200,0 | 248,7 | 177,0 | 149,0 | 200,0 | 196,0 |
| 21/01/2010 | 1.350,0 | 101,0 | 95,0 | 113,0 | 150,0 | 118,0 | 92,0 |
| 04/02/2010 | 1.126,0 | 160,0 | 217,0 | 237,0 | 233,0 | 223,0 | 250,0 |
| 14/02/2010 | 2.500,0 | 250,0 | 400,0 | 280,0 | 300,0 | 295,0 | 410,0 |
| 04/03/2010 | 3.900,0 | 350,0 | 410,0 | 500,0 | 294,0 | 300,0 | 333,0 |

*Valores em mg/L

Tabela I.3 – Eficiências de remoção da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) do afluente bruto, encontrados ao longo do tempo de operação da estação piloto.

| Amostragens | SAC 1 (%) | SAC 2 (%) | SAC 3 (%) | SAC 4 (%) | SAC 5 (%) | SAC 6 (%) |
|--------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|
| 29/10/2009 | 92 | 91,4 | 90,4 | 89,7 | 91,9 | 91,9 |
| 13/11/2009 | 92,5 | 91 | 94,7 | 89,9 | 91,8 | 92,2 |
| 27/11/2009 | 92,8 | 94,3 | 95,2 | 91,3 | 94,9 | 94,9 |
| 10/12/2009 | 93,9 | 88,8 | 91,2 | 89 | 90,7 | 92,2 |
| 17/12/2009 | 88,8 | 86,1 | 90 | 91,6 | 88,8 | 89,3 |
| 07/01/2010 | 90 | 87,5 | 91 | 92,5 | 90 | 90,3 |
| 21/01/2010 | 92,5 | 93 | 91,6 | 88,9 | 91,3 | 93,2 |
| 04/02/2010 | 85,8 | 80,7 | 79 | 79,3 | 80,2 | 77,8 |
| 14/02/2010 | 90 | 84 | 88,8 | 88 | 88,2 | 83,6 |
| 04/03/2010 | 91 | 89,5 | 87,2 | 92,5 | 92,3 | 91,5 |

Tabela I.4 – Valores de nitrogênio total (NTK) do afluente bruto (entrada) e dos efluentes tratados (saída) pelas seis unidades experimentais.

| Amostragens | Afluente* | SAC 1* | SAC 2* | SAC 3* | SAC 4* | SAC 5* | SAC 6* |
|--------------------|------------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| 29/10/2009 | 25,85 | 8,25 | 10,10 | 12,40 | 11,33 | 21,87 | 19,44 |
| 13/11/2009 | 25,13 | 10,17 | 11,40 | 12,52 | 14,87 | 15,52 | 17,59 |
| 10/12/2009 | 19,11 | 7,63 | 9,06 | 10,15 | 12,94 | 15,56 | 13,40 |
| 07/01/2010 | 43,11 | 22,00 | 19,60 | 13,17 | 14,89 | 34,00 | 25,70 |
| 04/02/2010 | 35,00 | 16,63 | 17,06 | 15,20 | 19,95 | 20,56 | 25,40 |
| 04/03/2010 | 29,11 | 15,63 | 15,01 | 13,17 | 14,94 | 15,51 | 19,42 |
| 08/04/2010 | 21,00 | 13,93 | 15,04 | 14,12 | 14,92 | 15,56 | 19,39 |

*Valores em mg/L

Tabela I.5 – Eficiências de remoção do nitrogênio total (NTK) do afluente bruto, encontrados ao longo do tempo de operação da estação piloto.

| Amostragens | SAC 1 (%) | SAC 2 (%) | SAC 3 (%) | SAC 4 (%) | SAC 5 (%) | SAC 6 (%) |
|--------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|
| 29/10/2009 | 73,4 | 67,4 | 60 | 63,5 | 29,5 | 37,3 |
| 13/11/2009 | 59,5 | 54,6 | 50,2 | 40,8 | 38,2 | 30 |
| 10/12/2009 | 60,1 | 52,6 | 46,8 | 32,3 | 19,6 | 29,9 |
| 07/01/2010 | 48,8 | 54,4 | 69,4 | 65,3 | 29,9 | 40,2 |
| 04/02/2010 | 52,5 | 51,3 | 56,7 | 43 | 41,3 | 27,4 |
| 04/03/2010 | 49,3 | 48,3 | 54,8 | 48,7 | 46,5 | 33,4 |
| 08/04/2010 | 33,7 | 28,3 | 32,5 | 28,9 | 25,9 | 7,62 |

Tabela I.6 – Valores de fósforo total (P-total) do afluente bruto (entrada) e dos efluentes tratados (saída) pelas seis unidades experimentais.

| Amostragens | Afluente* | SAC 1* | SAC 2* | SAC 3* | SAC 4* | SAC 5* | SAC 6* |
|--------------------|------------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| 29/10/2009 | 22,0 | 13,30 | 15,03 | 15,29 | 14,53 | 13,58 | 13,40 |
| 13/11/2009 | 16,60 | 10,10 | 11,15 | 10,13 | 13,27 | 14,37 | 15,40 |
| 10/12/2009 | 16,20 | 12,13 | 12,98 | 12,47 | 11,44 | 13,94 | 13,12 |
| 07/01/2010 | 21,00 | 18,13 | 13,00 | 14,56 | 15,44 | 19,94 | 19,12 |
| 04/02/2010 | 8,00 | 5,13 | 4,98 | 4,47 | 4,44 | 6,00 | 7,10 |
| 04/03/2010 | 10,50 | 6,13 | 8,98 | 7,47 | 5,44 | 8,94 | 7,12 |
| 08/04/2010 | 15,00 | 9,00 | 10,98 | 8,40 | 9,44 | 13,94 | 13,12 |

*Valores em mg/L

Tabela I.7 – Eficiências de remoção do fósforo total (P-total) do afluente bruto, encontrados ao longo do tempo de operação da estação piloto.

| Amostragens | SAC 1 (%) | SAC 2 (%) | SAC 3 (%) | SAC 4 (%) | SAC 5 (%) | SAC 6 (%) |
|--------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|
| 29/10/2009 | 39,5 | 31,7 | 30,5 | 34 | 38,3 | 39,1 |
| 13/11/2009 | 39,2 | 32,8 | 39 | 20,1 | 13,4 | 7,2 |
| 10/12/2009 | 25,1 | 19,9 | 23 | 29,4 | 14 | 19 |
| 07/01/2010 | 13,7 | 38,1 | 30,7 | 26,5 | 5 | 9 |
| 04/02/2010 | 35,9 | 37,8 | 44,1 | 44,5 | 25 | 11,3 |
| 04/03/2010 | 41,6 | 14,5 | 28,9 | 48,2 | 14,9 | 32,2 |
| 08/04/2010 | 40 | 26,8 | 44 | 37,1 | 7,1 | 12,5 |

ANEXO II

II.1 Cálculo da taxa de aplicação de carga orgânica (T.C.O.):

Vazão (Q): 7,5 L/dia = 0,0075 m³/dia

DBO_{média}: 1.701 mg/L = 1,7 Kg/m³

Comprimento do leito: 1,10 m

Largura do leito: 0,50 m

Área superficial dos SACs (A_s): 1,10 x 0,50 = 0,55 m²

Carga orgânica:

$$C.O. = \frac{Q \times DBO_{m\acute{e}dia}}{1000} = \frac{0,0075 \times 1.701}{1.000} = 0,0127 \text{ KgDBO} / \text{ dia}$$

Taxa de aplicação de carga orgânica:

$$T.C.O. = \frac{C.O.}{A_s} = \frac{0,0127}{0,55} = 0,023 \text{ KgDBO} / \text{ m}^2 \text{ dia}$$

$$T.C.O. = 10.000 \text{ m}^2 / \text{ ha} \times 0,023 \text{ Kg} / \text{ m}^2 \text{ dia} = 231 \text{ KgDBO} / \text{ ha.dia}$$

ANEXO III

Relatório Fotográfico



Figura III.1 – Medição do pH no laboratório do Laticínio Flórida, localizado ao lado da estação experimental.



Figura III.2 – Detalhe da zona de entrada do SAC 1 no momento da aplicação da ARL.



Figura III.3 – Detalhe da zona de saída do efluente tratado do SAC 1 no momento do início de um novo ciclo de 48 horas.



Figura III.4 – Aspecto limoso da brita # 3 utilizada para melhorar o fluxo hidráulico na saída dos SACs onde fez-se uso de areia, indicando a formação evidente do biofilme após 45 dias de operação.



Figura III.5 – Reservatórios de distribuição da ARL.



Figura III.6 – Ao fundo, tanque de equalização onde foi retirada a ARL, frasco 1 (esquerda para direita), afluente do tanque de distribuição sem excesso de gorduras, frasco 2 e 3 (ao centro), ARL tratada, após um ciclo de dois dias.



Figura III.7 – Comparação visual entre o efluente tratado e o afluente da zona de entrada do tanque de equalização.



Figura III.8 – Vegetações cultivadas no fim do experimento com destaque para o SAC 4 cultivado com lírio-do-brejo.