



Universidade do Estado do Rio de Janeiro
Centro de Tecnologia e Ciências
Faculdade de Engenharia

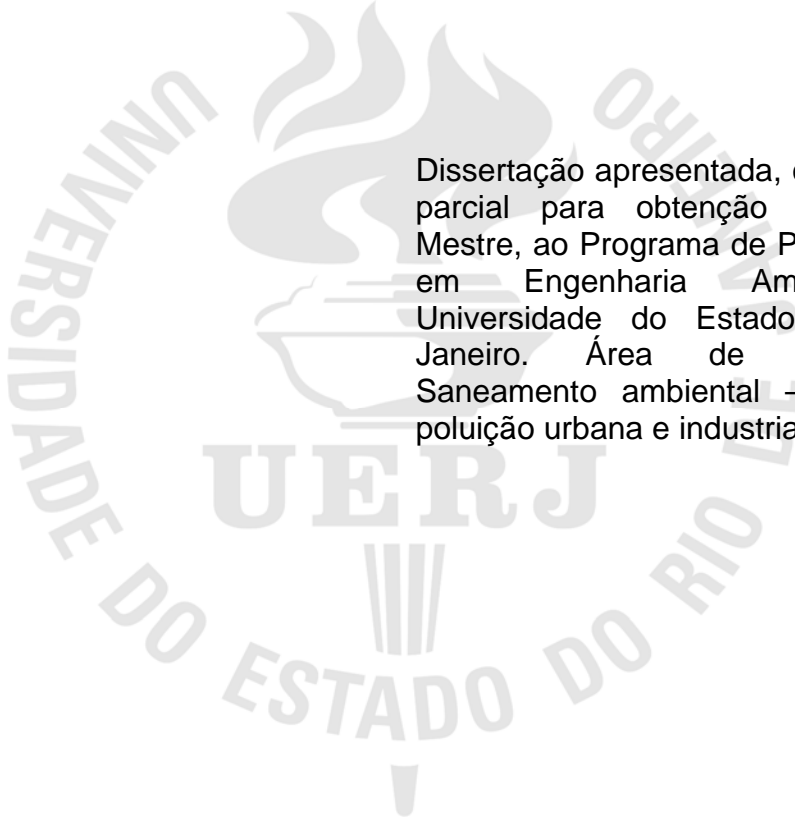
Tatiane Reis de Freitas

**Desempenho de tanques vegetados em um ecossistema
engenheirado para tratamento descentralizado de esgotos
domiciliares na Ilha Grande, RJ**

Rio de Janeiro
2011

Tatiane Reis de Freitas

Desempenho de tanques vegetados em um ecossistema engenheirado para tratamento descentralizado de esgotos domiciliares na Ilha Grande, RJ



Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Saneamento ambiental – controle da poluição urbana e industrial.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Marcia Marques Gomes

Rio de Janeiro

2011

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRUS / BIBLIOTECA CTC / B

F866 Freitas, Tatiane Reis de.
Desempenho de tanques vegetados em um ecossistema
engenhariado para tratamento descentralizado de esgotos
domiciliares na Ilha Grande, RJ / Tatiane Reis de Freitas. –
2011.
127f.

Orientadora: Marcia Marques Gomes
Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio
de Janeiro, Faculdade de Engenharia.

I. Esgotos domiciliares – tratamento – Teses. 2.
Ecossistema - Teses. 3. Ilha Grande (RJ) – Teses. 4.
Engenharia Ambiental. I Gomes, Marcia Marques. II.
Universidade do Estado do Rio de Janeiro. III. Título.

CDU 628.3

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta tese, desde que citada a fonte.

Assinatura

Data

Tatiane Reis de Freitas

Desempenho de tanques vegetados em um ecossistema engenheirado para tratamento descentralizado de esgotos domiciliares na Ilha Grande, RJ

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Saneamento ambiental – controle da poluição urbana e industrial.

Aprovada em: 23 de março de 2011.

Banca examinadora:

Prof.^a Dr.^a Marcia Marques Gomes (Orientadora)
Faculdade de Engenharia - UERJ

Prof.^a Dr.^a Luciene Pimentel da Silva
Faculdade de Engenharia - UERJ

Prof. Dr. Odir Clécio da Cruz Roque
Faculdade de Engenharia - UERJ

Prof. Dr. Alcides W. Serpa Guarino
Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro - UNIRIO
Instituto de Biociências

Rio de Janeiro

2011

DEDICATÓRIA

*Aos meus pais, pelo amor incondicional
Ao meu noivo, André B., amor verdadeiro e amigo fiel
A todos que contribuíram nesse trabalho, em especial a amiga Siomara.*

AGRADECIMENTOS

A Deus por todas as bênçãos concedidas em minha vida, estar sempre presente me protegendo e por ter permitido o alcance de mais esse ideal.

À Prof.^a. Marcia Marques, pela orientação, paciência, e oportunidade.

Ao Prof. Antonio Carlos Freitas, pelo apoio na realização deste trabalho, colaboração e paciência. Muito obrigada.

Aos professores Odir Roque da UERJ e Alcides Guarino da UNIRIO pela participação na banca de avaliação do presente trabalho.

Aos amigos da equipe de tratamento de efluentes do grupo de pesquisa BioProcess do Laboratório de Biorremediação e Fitotecnologias-LABIFI (André, Bárbara, Raul, Luana e Tadeu) e a todos os demais amigos do LABIFI, em especial as amigas Graciane e Siomara, sem os quais não seria possível a realização deste trabalho.

À equipe do CEADS, especialmente Julio e Silvio, pelo apoio, paciência e amizade.

Ao Laboratório de Engenharia Sanitária (LES), e seus funcionários, especialmente à Profa. Daniele Bila e aos técnicos Rita, João e Jair, pelo apoio e disponibilização do laboratório e para as análises de DBO.

Aos amigos que fiz ao longo destes dois anos do PEAMB, com um carinho especial aos que mais me “aturaram”, Sarah D., Rafael G., Renata E. e Carol A. e a todos os professores e funcionários deste programa.

Ao Prof. Tim Moulton e ao doutorando Christiano Yuji, pelo empréstimo das sondas e ajuda com a medição de metabolismo das algas.

À Prof. Ana Angélica Barros, pelas dicas, disponibilidade e assistência, e identificação de algumas espécies de plantas.

Ao Prof. Alexandre Gusmão Pedrini e sua aluna Tatiana Messas, pelo apoio e identificação de algumas algas.

À amiga Jaciara, pelo apoio nas horas mais tensas.

À minha família, por segurar a barra nos momentos difíceis.

Ao meu noivo, André B., por acreditar em mim, pelo amor, paciência, carinho e compreensão. Você foi fundamental em todos os momentos dessa trajetória. Obrigada por tudo e por estar sempre ao meu lado! Te amo muito!

Aos meus sogros, Angela e Odemar, que me incorporaram à família como filha.

À UERJ, pela oportunidade de realizar o mestrado e fazer novas amizades.

"Trabalhar com sustentabilidade é plantar um presente que garanta a subsistência
das novas gerações
num planeta que pede socorro e se aquece a cada dia.
Pois melhor que plantar árvores, despoluir rios, proteger animais,
é semear a consciência de que a garantia da vida é respeitar as fronteiras da
natureza."

Nildo Lage

RESUMO

FREITAS, Tatiane Reis de. *Desempenho de tanques vegetados em um ecossistema engenheirado para tratamento descentralizado de esgotos domiciliares na Ilha Grande, RJ*. 2011. 127 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2011.

A falta de infraestrutura adequada para a coleta e o tratamento de esgotos atinge várias comunidades costeiras e de sistemas insulares do Estado do Rio de Janeiro, que vivem em condições de insalubridade. O objetivo do presente estudo foi avaliar o desempenho de um ecossistema engenheirado para tratamento descentralizado de esgoto domiciliar implantado no Centro de Estudos Ambientais e Desenvolvimento Sustentável (CEADS) da UERJ, na Vila Dois Rios, Ilha Grande - RJ, com ênfase na contribuição de macrófitas e algas em tanques vegetados como tratamento terciário para a melhoria geral da qualidade do efluente e em especial, para remoção de nutrientes. O sistema é composto por caixa controladora de vazão, caixa de gordura, fossa séptica, filtro aerado submerso, decantador secundário e o conjunto de tanques vegetados contendo as macrófitas aquáticas *Eichhornia crassipes*, *Schoenoplectus sp.*, *Panicum cf. racemosum* + *Cyperus ligularis*, além de um tanque de algas entre as 2 primeiras macrófitas. Os principais parâmetros monitorados em amostras quinzenais obtidas durante o período de 09/2009 a 07/2010 em 10 pontos de coleta equivalentes à saída do efluente de cada unidade de tratamento foram: OD, pH, Cond. Elétrica, Temperatura, DBO₅, DQO, SST, SDT, Nitrogênio amoniacal, Nitrito, Nitrato e Fósforo total. A vazão média do sistema foi 52 L/h. A produção primária de biomassa das macrófitas e o metabolismo no tanque com algas também foram estimados. A eficiência média do ecossistema engenheirado foi de 93% de redução dos SST, 93% de DBO, 90% da DQO, 30% de N amoniacal e, 38% de Fósforo. O conjunto de tanques vegetados promoveu um aumento médio de oxigênio dissolvido (OD) em 182% comparados ao valor de saída do decantador. Pode-se concluir que esse sistema contribuiu para uma melhoria geral da qualidade do efluente final com relação a praticamente todos os parâmetros, ainda que em alguns casos, apenas de forma incremental. Houve maior produção média de biomassa (peso seco.dia⁻¹) e retenção média de água na espécie *E. crassipes* (aguapé) em comparação com as espécies *Schoenoplectus sp.*, *P. cf. racemosum* e *C. ligularis*. A baixa produção primária no tanque de algas em relação à respiração, pelo menos no período monitorado, indica condições desfavoráveis à remoção de nutrientes (N e P) nesse tanque através da incorporação na biomassa. Uma investigação mais detalhada acerca dos parâmetros de projeto que inclua um eventual redimensionamento do decantador e do tanque de algas é sugerida.

Palavras-chave: Tratamento de esgoto. Wetlands construídos. Biomassa.

ABSTRACT

The lack of appropriate infrastructure for sewage collection and treatment affects several communities living under unhealthy conditions in coastal areas and in insular systems in Rio de Janeiro State. The objective of this study was to assess the performance of an engineering ecosystem for the decentralized treatment of domestic wastewater located at the Centre of Environmental Studies and Sustainable Development (CEADS), UERJ, Vila Dois Rios, Ilha Grande, Rio de Janeiro State. The emphasis was put on the contribution of macrophytes and algae in vegetated tanks as a tertiary treatment for the general improvement of the quality of the effluent, particularly regarding nutrients removal. The system includes a flow controlling box, grease box, septic tank, submersed aerated filter, secondary decanter and a set of vegetated tanks planted with aquatic *Eichhornia crassipes*, *Schoenoplectus sp.*, *Panicum cf. racemosum* plus *Cyperus ligularis* besides an algae tank between the first two macrophytes tanks. The main parameters monitored in samples taken every 15 days during the period from September 2009 to July 2010 in 10 sampling points equivalent to the outflow of each treatment unit were: OD, pH, electric conductivity, temperature, DBO₅, DQO, SST, SDT, Ammonia Nitrogen, Nitrite, Nitrate and total Phosphorus. The average flow from the system was 52 litres per hour. The primary biomass production by macrophytes and the metabolism (primary production and respiration) from the algae tank were also estimated. The average efficiency of the engineering ecosystem was 93% for SST, 93% for DBO, 90% for DQO, 30% for Ammonia Nitrogen and, 38% for total Phosphorus. The set of vegetated tanks promoted an average increase for dissolved oxygen (DO) of 182%, compared to the average DO found in the decanter outflow. It was concluded that the system of vegetated tanks contributed with a general improvement of the quality of the final effluent in relation to practically all parameters, even if in some cases only as an incremental level. There was more production of biomass (dry weight.day⁻¹) and water retention by *E. crassipes* (water hyacinth) in comparison to the species *Schoenoplectus sp.*, *P. cf. racemosum* and *C. ligularis*. The low primary production (measured as O₂ production) in the algae tank in relation to the respiration (measured as O₂ consumption), at least during the monitoring period, indicated unfavourable conditions to the nutrients removal (N and P) in these tanks. A more detailed investigation about the project parameters which includes an eventual decanter and algae tank re-dimensioning is suggested.

Keywords: Sewage treatment. Constructed wetlands. Biomass.

LISTA DE FIGURAS

| | | |
|-------------|---|----|
| Figura 1 - | Esquema demonstrando a porcentagem efetiva de recursos hídricos no estado líquido, disponível para as atividades humanas (Tundisi, 2003)..... | 21 |
| Figura 2 - | Brasil e suas regiões com déficit de água e de saneamento básico (Clarke & King, 2005)..... | 23 |
| Figura 3 - | Esquema da composição geral do esgoto doméstico (SANEPAR, 1997)..... | 27 |
| Figura 4 - | Diferentes etapas do tratamento de esgotos (Chernicharo, 2001 adaptado)..... | 30 |
| Figura 5 - | Reações químicas que ocorrem durante a digestão anaeróbica de material orgânico: a) reação de redução do ácido acético; b) redução do dióxido de carbono (adaptado de Chernicharo, 2000)..... | 34 |
| Figura 6 - | Processos de nitrificação, onde ocorre a oxidação da amônia a nitrito, e posteriormente a nitrato, realizada por bactérias nitrificantes autotróficas (Adaptado de Bergamini et al., 2006)..... | 40 |
| Figura 7 - | Disposição das macrófitas na água, caracterizando a sua classificação (PROBIO, 2007)..... | 51 |
| Figura 8 - | Representação esquemática de um sistema de tratamento de águas residuárias baseado em macrófitas aquáticas emergentes: a) fluxo superficial, espécie <i>Scirpus lacustris</i> ; b) fluxo subsuperficial horizontal, espécie <i>Phragmites australis</i> ; c) fluxo subsuperficial vertical (percolação), espécie <i>Phragmites australis</i> (Figura adaptada de Brix, 1994)..... | 53 |
| Figura 9 - | Vista da praia de Dois Rios. A seta indica a localização do CEADS..... | 54 |
| Figura 10 - | Caixa de controle da vazão, com cano de retorno..... | 55 |
| Figura 11 - | Interior da caixa de gordura..... | 56 |
| Figura 12 - | Ilustração esquemática do ecossistema engenheirado, mostrando as suas unidades de tratamento..... | 56 |

| | |
|---|----|
| Figura 13 - Vista dos tanques de tratamentos primário e secundário..... | 57 |
| Figura 14 - Vista do Ecossistema Engenheirado e <i>wetland</i> construído do sistema de tratamento original (Foto: A.L.S. Salomão)..... | 57 |
| Figura 15 - Disposição dos tanques vegetados na área coberta. A: tanque com <i>E. Crassipes</i> ; B: tanque de algas; C: tanque com <i>Schoenoplectus sp.</i> ; e D: tanque com <i>P. cf. racemosum</i> e <i>C. ligularis</i> | 60 |
| Figura 16 - Tanque de <i>Eichornea crassipes</i> | 62 |
| Figura 17 - Tanque de <i>Schoenoplectus sp.</i> | 62 |
| Figura 18 - Tanque de <i>Panicum cf. racemosum</i> e <i>Cyperus ligularis</i> | 63 |
| Figura 19 - Visualização das sementes de <i>Cyperus ligularis</i> | 63 |
| Figura 20 - Tanque de algas com chincanas verticais e bobs..... | 64 |
| Figura 21 - Macrófita da família Callitrichaceae introduzida no tanque de algas..... | 65 |
| Figura 22 - Visão dos tanques de Cyperacea (A) e Poacea (B) imediatamente após a poda..... | 66 |
| Figura 23 - Visualização dos casulos aderidos à lâmpada do radiômetro..... | 67 |
| Figura 24 - Colocação dos sensores de oxigênio dissolvido no tanque de algas..... | 68 |
| Figura 25 - Temperatura média diária do ar e precipitação acumulada mensal. Dados da estação meteorológica de Angra dos Reis. Coordenadas de localização da Estação: 23° 11' 0,4" S, 044° 11' 24" W. Fonte: SIMERJ..... | 72 |
| Figura 26 - Valores médios de temperatura do efluente em cada ponto de coleta, ao longo do sistema, durante o período de monitoramento..... | 78 |
| Figura 27 - Comparação das variáveis Temperatura e Oxigênio dissolvido (OD) ao longo do sistema, durante o período de monitoramento.... | 79 |
| Figura 28 - Valores médios de OD em cada tanque ao longo do sistema, durante o período de monitoramento..... | 80 |
| Figura 29 - Valores médios de pH em cada tanque ao longo do sistema, durante o período de monitoramento..... | 82 |

| | |
|---|-----|
| Figura 30 - Variação das médias de OD e pH em cada tanque..... | 83 |
| Figura 31 - Valores médios de condutividade elétrica em cada tanque ao longo do sistema, durante o período de monitoramento..... | 84 |
| Figura 32 - Valores médios de sólidos dissolvidos totais em cada tanque ao longo do sistema, durante o período de monitoramento..... | 85 |
| Figura 33 - Valores médios de sólidos suspensos totais em cada tanque ao longo do sistema, durante o período de monitoramento..... | 86 |
| Figura 34 - Valores médios de DQO em cada tanque ao longo do sistema, durante o período de monitoramento..... | 87 |
| Figura 35 - Valores médios de DBO em cada tanque ao longo do sistema, durante o período de monitoramento..... | 88 |
| Figura 36 - Valores médios de N amoniacal em cada tanque ao longo do sistema, durante o período de monitoramento..... | 90 |
| Figura 37 - Valores médios de nitrito em cada tanque ao longo do sistema, durante o período de monitoramento..... | 91 |
| Figura 38 - Relação das médias de OD e nitrito ao longo do tratamento..... | 92 |
| Figura 39 - Valores médios de nitrato em cada tanque ao longo do sistema, durante o período de monitoramento..... | 93 |
| Figura 40 - Relação das médias de nitrato e N amoniacal ao longo do tratamento..... | 94 |
| Figura 41 - Valores médios de fósforo total em cada tanque ao longo do sistema, durante o período de monitoramento..... | 95 |
| Figura 42 - Produção média em $\text{g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ de peso fresco (PF) e peso seco (PS) das espécies <i>Eichornea crassipes</i> (aguapé), <i>Schoenoplectus</i> sp. e <i>Panicum cf. racemosum</i> + <i>Cyperus ligularis</i> durante o período de tratamento..... | 97 |
| Figura 43 - Variação dos índices de Peso seco/Peso Fresco (PS/PF) para as diferentes espécies no período estudado..... | 98 |
| Figura 44 - Produção média diária das diferentes espécies do sistema..... | 99 |
| Figura 45 - Tanque de algas no dia 21/03/2010, quando houve entupimento do tanque. A seta indica o sentido do fluxo..... | 103 |
| Figura 46 - Tanque de algas no dia 16/04/2010 com o sistema parado. A seta indica o sentido do fluxo..... | 104 |

Figura 47 - Tanque de algas no dia 03/07/2010, com problemas de passagem de fluxo. A seta indica o sentido do fluxo..... 104

LISTA DE TABELAS

| | | |
|-------------|---|----|
| Tabela 1 - | Municípios brasileiros com rede coletora e tratamento de esgoto sanitário, segundo IBGE (2008)..... | 25 |
| Tabela 2 - | Contribuição per capita e concentração típica das formas fosforadas presentes nos esgotos domésticos..... | 28 |
| Tabela 3 - | Principais espécies de macrófitas utilizadas em wetlands (Zanella, 2008)..... | 52 |
| Tabela 4 - | Dimensões e tempo de detenção hidráulica dos tanques..... | 58 |
| Tabela 5 - | Valores típicos de parâmetros de carga orgânica (mg/L) no esgoto..... | 73 |
| Tabela 6a - | Parâmetros de qualidade do efluente analisados ao longo do sistema, na saída de cada unidade de tratamento (N = N° de amostras)..... | 74 |
| Tabela 6b - | Parâmetros de qualidade do efluente analisados ao longo do sistema, na saída de cada unidade de tratamento (N = N° de amostras)..... | 75 |
| Tabela 7 - | Valores médios de eficiência de remoção (%) em cada tanque e eficiência total do sistema em relação aos parâmetros analisados (Valores negativos representam incremento percentual) | 76 |

| | | |
|-------------|--|-----|
| Tabela 8 - | Eficiência de tratamento (% remoção) do conjunto FS + FA + DEC (medida na saída do DEC) comparado com a eficiência do conjunto de tanques vegetados AGU, ALG, CYP, POA (medida na saída do POA)..... | 77 |
| Tabela 9 - | Valores de produção média de biomassa das macrófitas em Peso Fresco (PF) e Peso Seco (PS) em $\text{g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ | 96 |
| Tabela 10 - | Produção de biomassa seca no tanque de algas..... | 101 |
| Tabela 11 - | Concentração de clorofila-a nos compartimentos do tanque..... | 103 |
| Tabela 12 - | Produtividade baseada nos dados de metabolismo de oxigênio (mg.dia^{-1}) no tanque de algas (segundo Odum, 1956)..... | 105 |

SUMÁRIO

| | | |
|-------|---|----|
| | INTRODUÇÃO | 18 |
| 1 | REVISÃO BIBLIOGRÁFICA | 21 |
| 1.1 | Escassez dos Recursos Hídricos | 21 |
| 1.2 | Saneamento básico | 25 |
| 1.3 | Ecotecnologia | 26 |
| 1.4 | Características dos esgotos sanitários | 27 |
| 1.5 | Etapas e métodos do tratamento de esgotos | 29 |
| 1.5.1 | <u>Tratamento preliminar</u> | 29 |
| 1.5.2 | <u>Tratamento primário</u> | 29 |
| 1.5.3 | <u>Tratamento secundário</u> | 30 |
| 1.5.4 | <u>Tratamento terciário ou polimento final</u> | 30 |
| 1.6 | Sistemas descentralizados e não convencionais para o tratamento de esgotos | 32 |
| 1.7 | Sistemas anaeróbios | 33 |
| 1.7.1 | <u>Reatores Anaeróbios</u> | 35 |
| 1.7.2 | <u>Fossas Sépticas</u> | 36 |
| 1.7.3 | <u>Decantadores</u> | 38 |
| 1.8 | Sistemas aeróbios | 39 |
| 1.8.1 | <u>Filtro Aerado Submerso (FAS)</u> | 41 |

| | | |
|--------|---|----|
| 1.8.2 | <u>Wetlands Construídos</u> | 42 |
| 1.9 | Macrófitas no tratamento de esgotos | 46 |
| 1.9.1 | <u>Transferência do oxigênio por zona de raiz</u> | 50 |
| 1.9.2 | <u>Categorias de Macrófitas</u> | 51 |
| 1.9.3 | <u>Sistemas de tratamento de águas com macrófitas</u> | 52 |
| 2 | METODOLOGIA | 54 |
| 2.1 | Área de estudo | 54 |
| 2.2 | Descrição do ecossistema engenheirado | 55 |
| 2.3 | Parâmetros de dimensionamento do sistema | 58 |
| 2.4 | Monitoramento da vazão e qualidade do efluente | 58 |
| 2.5 | Análise dos parâmetros de qualidade do efluente | 59 |
| 2.6 | Disposição dos tanques de tratamento terciário | 60 |
| 2.7 | Tanques vegetados | 61 |
| 2.7.1 | <u>Eichornea crassipes</u> | 61 |
| 2.7.2 | <u>Schoenoplectus sp.</u> | 62 |
| 2.7.3 | <u>Panicum cf. racemosum e Cyperus ligularis</u> | 63 |
| 2.8 | Tanque com algas | 64 |
| 2.9 | Estimativa da produção de biomassa pelos tanques vegetados .. | 65 |
| 2.10 | Estimativa da produção de algas | 67 |
| 2.10.1 | <u>Atividade fotossintética e respiratória do tanque de algas</u> | 68 |
| 2.10.2 | <u>Análise de clorofila-a</u> | 69 |

| | | |
|--------|---|-----|
| 2.11 | Análise dos dados | 71 |
| 3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO | 72 |
| 3.1 | Temperatura do ar e pluviosidade durante o período de monitoramento do sistema | 72 |
| 3.2 | Tipo de esgoto tratado | 72 |
| 3.3 | Parâmetros físicos e químicos da qualidade do efluente | 73 |
| 3.3.1 | <u>Temperatura</u> | 78 |
| 3.3.2 | <u>Oxigênio dissolvido (OD)</u> | 79 |
| 3.3.3 | <u>Potencial hidrogeniônico (pH)</u> | 81 |
| 3.3.4 | <u>Condutividade</u> | 83 |
| 3.3.5 | <u>Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)</u> | 84 |
| 3.3.6 | <u>Sólidos Suspensos Totais (SST)</u> | 85 |
| 3.3.7 | <u>Demanda Química de Oxigênio (DQO)</u> | 86 |
| 3.3.8 | <u>Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)</u> | 88 |
| 3.3.9 | <u>N amoniacal</u> | 89 |
| 3.3.10 | <u>Nitrito</u> | 90 |
| 3.3.11 | <u>Nitrato</u> | 92 |
| 3.3.12 | <u>Fósforo Total (PT)</u> | 94 |
| 3.4 | Produção de biomassa | 96 |
| 3.4.1 | <u><i>Eichornea crassipes</i></u> | 99 |
| 3.4.2 | <u><i>Schoenoplectus sp.</i></u> | 100 |

| | | |
|-------|---|-----|
| 3.4.3 | <u>Panicum cf. racemosum e Cyperus ligularis.....</u> | 100 |
| 3.5 | Produção de biomassa e estudo do metabolismo no tanque de algas..... | 101 |
| 3.5.1 | <u>Biomassa.....</u> | 101 |
| 3.5.2 | <u>Clorofila-a.....</u> | 102 |
| 3.5.3 | <u>Atividades fotossintética e respiratória no tanque de algas.....</u> | 105 |
| 3.6 | Identificação de organismos no tanque de algas..... | 106 |
| 4 | CONCLUSÕES..... | 107 |
| | REFERÊNCIAS..... | 109 |

INTRODUÇÃO

O saneamento ambiental é atualmente reconhecido como fundamental e imprescindível para o desenvolvimento econômico e social, para a manutenção da saúde humana, assim como proteção e melhoria da qualidade ambiental (Ramos e Cordeiro, 2003).

O excesso de matéria orgânica e nutriente lançados nos corpos d'água provoca alterações na biodiversidade, principalmente devido à maior disponibilidade de nitrogênio e carbono. Além disso, provoca mudanças no ambiente natural dos rios, reduzindo a disponibilidade de oxigênio. O oxigênio dissolvido é consumido por bactérias durante o processo metabólico de conversão da matéria orgânica em compostos simples e inertes, como água e gás carbônico (MARTINS, 2009).

O aumento da quantidade de nitrogênio e fósforo favorece a reprodução de algas e bactérias, consumindo rapidamente o oxigênio dissolvido disponível, que pode transformar o ambiente de aeróbio para anaeróbio, se houver carga orgânica em excesso. Como consequência, ocorre a morte de peixes e organismos aquáticos, gerando maus odores, assim como provocar o crescimento acelerado de organismos microscópios que tornam a água inadequada para consumo (BRAGA et al., 2005).

A fim de minimizar essas conseqüências faz-se necessário um sistema de tratamento de esgoto eficiente. Essa opção deve ser feita com base em aspectos importantes que dependem das características populacionais e sócio-econômicas da região, do nível de desenvolvimento regional, assim como a sua sustentabilidade (Bittencourt e Santos, 2003). Aspectos técnicos como a eficiência do sistema, a robustez, as alternativas para disposição do lodo residual, e a simplicidade de operação também são de grande relevância.

Por ser um sistema de tratamento de baixos custos de implantação e manutenção, a técnica de *wetlands construídos*, também conhecida no Brasil como áreas alagadas construídas, leitos cultivados, dentre outras denominações, vem sendo estudada e aplicada no tratamento de esgotos com diversas características. Além disso, as condições de clima predominantes em regiões tropicais podem favorecer este tipo de tratamento (KACZALA et al., 2005).

O problema da Ilha Grande

Áreas não urbanizadas, insulares ou isolamentos populacionais, de difícil acesso e sem infraestrutura, apresentam limitações para a implantação de sistemas convencionais de coleta (rede) e de tratamento de esgotos. Assim, há necessidade de implantação de sistemas alternativos descentralizados e operados localmente.

A falta de infraestrutura para a coleta e tratamento de efluentes líquidos e de resíduos sólidos atinge várias comunidades costeiras do Estado do Rio de Janeiro, que vivem em condições de insalubridade. Tal situação pode ser observada na Ilha Grande, município de Angra dos Reis, localizada na região sul do estado do Rio de Janeiro, onde o problema do saneamento é agravado por tratar-se de um ecossistema insular frágil e mais sensível aos impactos provocados pelas descargas de esgoto doméstico e de lixo orgânico. Esta região ainda sofre grandes flutuações populacionais dependendo da estação do ano e do fluxo de turistas.

Em relação à destinação do esgoto gerado pela população da Ilha Grande, na maioria dos casos utilizam-se fossas sépticas, além de um Reator Anaeróbico de Fluxo Ascendente – RAFA – localizado na Vila do Abraão. Estes sistemas atuais se mostram sub-dimensionados e insuficientes, particularmente nos picos anuais de visitação turística à Ilha.

Neste contexto, o estudo aqui apresentado baseia-se em um ecossistema engenheirado para tratamento descentralizado (em pequena escala) de esgotos. Tal sistema encontra-se implantado no campus experimental avançado no Centro de Estudos Ambientais e Desenvolvimento Sustentável (CEADS) da UERJ na Vila de Dois Rios, Ilha Grande – RJ. Este ecossistema consiste de um tanque de equalização, uma caixa controladora de vazão, uma caixa de gordura, uma fossa séptica, um filtro aerado, um decantador e quatro tanques vegetados (com espécies de *Eichornea crassipes*, *Schoenoplectus sp.*, *Panicum cf. racemosum* e *Cyperus ligularis*).

Sendo assim, com a otimização do funcionamento de cada etapa do sistema, principalmente no tratamento secundário ou biológico, resultaria na melhoria da qualidade do efluente gerado nesta região, e seu enquadramento nos parâmetros na Resolução CONAMA 357/05. Além disso, a boa eficiência desse sistema poderá contribuir para a viabilização e implantação de novos ecossistemas engenheirados para o tratamento de esgoto na Ilha Grande.

OBJETIVOS

Objetivo Geral

Avaliar a eficiência do sistema de tratamento descentralizado (em pequena escala) de esgoto domiciliar implantado no Centro de Estudos Ambientais e Desenvolvimento Sustentável (CEADS) da UERJ, na Vila Dois Rios, Ilha Grande - RJ, com foco no desempenho de algas e de plantas para a remoção de nutrientes e para melhoria na qualidade do efluente.

Objetivos Específicos

- ✓ Analisar a eficiência das diferentes unidades de tratamento e a qualidade final do efluente do Ecossistema Engenheirado de tratamento de esgotos do CEADS (Ilha Grande), verificando o enquadramento nos padrões de lançamento de esgotos do CONAMA 357 e das Normas NBR 13969 da ABNT e DZ 215 do INEA – RJ.
- ✓ Comparar a produção média diária de biomassa para cada espécie estudada de planta superior presente nos tanques vegetados (*Eichornea crassipes*, *Cyperaceae Schoenoplectus sp.*, *Panicum cf. racemosum* e *Cyperus ligularis*);
- ✓ Avaliar a eficiência dos tanques vegetados na remoção de nutrientes do efluente (N e P);
- ✓ Avaliar a eficiência do tanque de algas na remoção de nutrientes do efluente, estimando as taxas de respiração e de produção de biomassa (baseando-se no monitoramento do oxigênio dissolvido);

1 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

1.1 Escassez dos Recursos Hídricos

A água é um recurso natural fundamental para a sobrevivência de todos os seres vivos, primordial para a sustentabilidade dos ciclos no planeta e praticamente para todas as atividades humanas, tais como: água para uso doméstico, irrigação, uso industrial e hidroeletricidade (TUNDISI, 2003) (Figura 1).

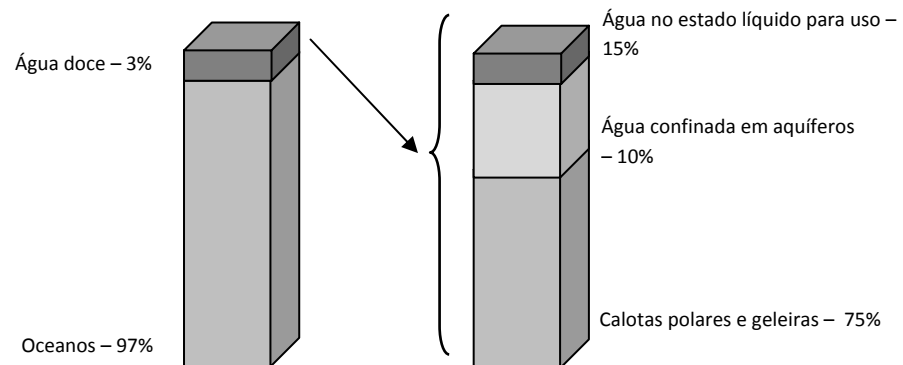


Figura 1 - Esquema demonstrando a porcentagem efetiva de recursos hídricos no estado líquido, disponível para as atividades humanas (Tundisi, 2003).

Devido à sua rápida circulação na biosfera, a água é vista pela maioria das pessoas como um recurso natural renovável e inesgotável. Entretanto, sua escassez tem se tornado evidente em diversas regiões, sendo um fator limitante para o desenvolvimento econômico e social de uma população. Essa situação amplia as discussões e as pesquisas sobre alternativas que garantam a sua disponibilidade a longo prazo (Shubo, 2003). O uso consciente da água é uma questão ambiental presente na atualidade.

O Brasil é bastante privilegiado no tocante à disponibilidade hídrica, pois em seu território se localizam grandes bacias hidrográficas, totalizando aproximadamente 16% das águas doces do planeta, distribuídas desigualmente (Tundisi, 2003). No entanto, boa parte desses recursos encontra-se com a qualidade comprometida, em alguns casos devido ao lançamento de esgotos de origens diversas, não tratados ou sem tratamento adequado. Os poluentes descartados nos

corpos hídricos são variados, tais como: metais pesados, óleos, pesticidas, corantes e tensoativos (BRAILE; CAVALCANTI, 1993).

O modelo agrícola monocultor e exportador, a industrialização, a urbanização acelerada e a desigualdade sócio-econômica foram alguns dos responsáveis pelo agravamento dos problemas ambientais no país (MARQUES et al., 2009).

O desenvolvimento urbano é o fator que mais afeta a conservação dos mananciais. O crescimento populacional nessas áreas resulta na remoção florestal, na impermeabilização do solo, no maior lançamento direto de lixo e de esgoto e na localização de aterros sanitários em mananciais ou próximos a estes. Esses fatores comprometem a qualidade da água, resultando no aumento da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), de coliformes totais, provocando também a erosão dos solos e o assoreamento dos corpos d'água, além da alteração nos padrões de vazão e volume dos cursos d'água (PIRES; SANTOS, 1995 apud FARIAS, 2006).

A água, em ambientes com saneamento básico precário, torna-se o destino de vários dejetos contaminados, assim como de poluentes liberados no solo (Costa et al., 2003) (Figura 2). Além dos esgotos domésticos lançados em corpos aquáticos, na maioria das vezes sem tratamento prévio, muitas indústrias sem o comprometimento com a preservação do meio ambiente também favorecem a poluição hídrica com o lançamento de efluentes contaminados.

Esses poluentes podem infiltrar-se até os lençóis freáticos e atingir a água subterrânea, contaminando por consequência os lagos, os rios e os oceanos, causando sua deteriorização (Costa et al., 2003). A poluição dos recursos hídricos pode ocasionar a morte da fauna e flora presentes ou, de forma mais específica, a multiplicação de algas que causam danos econômicos e prejuízos ao turismo.

Os rios e os lagos possuem uma capacidade de receber poluentes e poder neutralizá-los naturalmente. Conhecida como autodepuração, esta capacidade de neutralização pode ocorrer até um limite, através dos processos de estabilização química, de diluição ou de sedimentação (Costa et al., 2003). A autodepuração também pode ser entendida como um fenômeno de sucessão ecológica, no qual o restabelecimento do equilíbrio aquático ocorre por mecanismos naturais, após alterações induzidas pelos despejos (VON SPERLING, 2006).

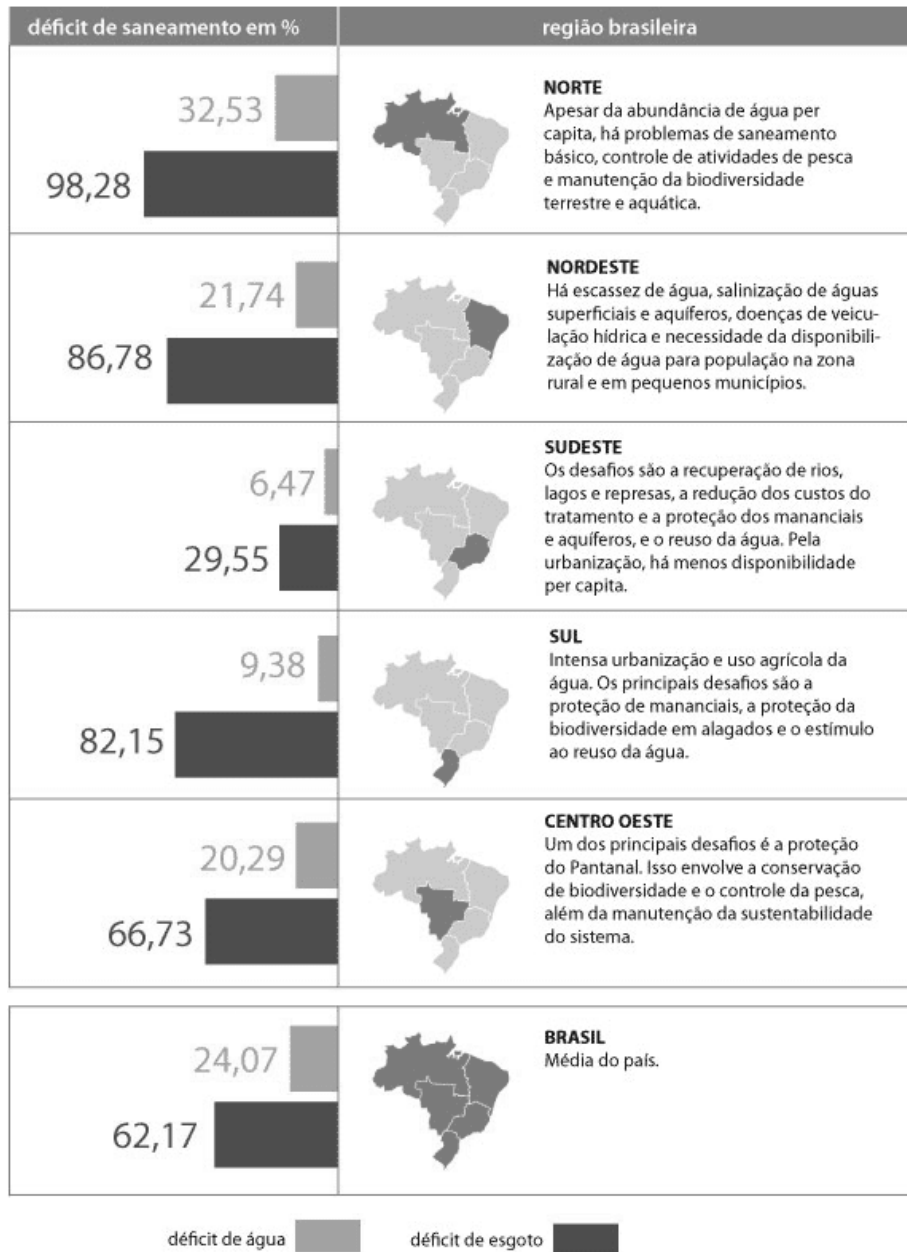


Figura 2 - Brasil e suas regiões com déficit de água e de saneamento básico (CLARKE; KING, 2005).

Nos cursos d'água poluídos, normalmente ocorre a transformação gradual dos componentes orgânicos em sais minerais e gás carbônico, restabelecendo-se lentamente a limpidez das águas naturais e o equilíbrio do meio aquático (Branco, 1986). Esse equilíbrio está diretamente relacionado à capacidade de o corpo d'água assimilar os lançamentos, sem comprometer sua utilização. Em situações em que a poluição não ocorre freqüentemente, o processo de autodepuração permite uma minimização da poluição com o passar do tempo. No caso dos rios, devido a sua

extensão e correnteza, a poluição diminui graças à oxidação biológica feita pelos microrganismos e à restauração do oxigênio dissolvido na água. Este último é promovido pela aeração superficial ou pela atividade dos organismos fotossintetizantes (BRANCO, 1986).

As águas residuárias geradas em toda a sociedade urbanizada são basicamente originadas de três fontes distintas: do esgoto doméstico, das águas de infiltração e das águas residuárias industriais (Von Sperling, 2006). A carga orgânica que chega aos corpos d'água através do lançamento dessas águas, geralmente ultrapassa a sua capacidade de suporte e de resiliência, acelerando a degradação dos recursos hídricos (Santiago et al., 2005). Segundo a ABNT (1987), a capacidade de suporte é a capacidade que tem um corpo d'água de diluir e estabilizar despejos, de modo a não prejudicar significativamente suas qualidades ecológicas e sanitárias. A capacidade de resiliência pode ser entendida como a capacidade de regeneração do ecossistema.

Os lançamentos de efluentes líquidos podem ocasionar variações das características do curso d'água, tais como pH, temperatura, composição e concentração de componentes constituintes do meio líquido. Essas freqüentes variações trazem conseqüências drásticas para os seres vivos que dependem direta ou indiretamente dos cursos d'água (Nascimento, 1996). Entre estas conseqüências, destaca-se a eutrofização provocada pelo excesso de N e P lançado pelo esgoto *in natura* ou nos corpos d'água receptores, assim como a proliferação de algas e de cianobactérias que pode causar sérios desequilíbrios ecológicos. Estes, por sua vez, podem provocar efeitos tóxicos sobre espécies aquáticas, comprometendo a biodiversidade local e os usos múltiplos da água (OLIVEIRA, 2010).

Há ainda problemas de saúde pública decorrentes das águas contaminadas por esgotos sanitários e sem o devido tratamento. Dessa forma, essas águas tornam-se pólo de propagação de doenças de veiculação hídrica, tais como: disenteria, cólera, febre tifóide, hepatite A, poliomielite, giardíase, entre outras doenças causadas por bactérias, vírus entéricos ou parasitas intestinais (protozoários e helmintos) (TUNDISI, 2003).

1.2 Saneamento básico

Segundo o IBGE (2008), a proporção de domicílios com acesso à rede geral de esgoto passou de 33,5%, em 2000, para 44,0%, em 2008. Apenas a Região Sudeste registrava uma elevada presença de municípios com rede coletora de esgoto (95,1%), entretanto menos da metade dos municípios (48,4%) o trataram. Apesar da ampliação de redes coletoras, apenas 28,5% dos municípios brasileiros fizeram tratamento de seu esgoto, o que afeta a qualidade dos recursos hídricos. (Tabela 1).

Tabela 1 - Municípios brasileiros com rede coletora e tratamento de esgoto sanitário, segundo IBGE (2008).

| Grandes Regiões | Municípios | | | |
|---------------------|------------|-----------------------------|----------------|-------|
| | Total | Com rede coletora de esgoto | | |
| | | Com tratamento | Sem tratamento | Total |
| Norte | 8,1% | 2,1% | 1,8% | 2,0% |
| Nordeste | 32,2% | 21,5% | 32,3% | 26,7% |
| Sudeste | 30,0% | 50,9% | 52,5% | 51,7% |
| Sul | 21,4% | 18,0% | 12,6% | 15,4% |
| Centro-Oeste | 8,4% | 7,4% | 0,9% | 4,3% |
| Brasil | 5564 | 1587 | 1482 | 3069 |

Neste contexto, a deficiência ou a ausência de redes de saneamento básico na maior parte do país tem como conseqüência a poluição das águas e dos solos. Em alguns casos, pode ocorrer poluição atmosférica devido à inexistência de controle dos gases formados durante a degradação da matéria orgânica nos esgotos irregulares (Costa, 2004). Com o objetivo de minimizar o impacto no meio ambiente, o tratamento de esgoto é fundamental.

De acordo com Von Sperling (2006), os processos utilizados no tratamento de águas residuárias dependem das características físico-químicas do efluente não tratado, da qualidade requerida para o efluente tratado, dos custos operacionais e de manutenção do sistema, e das exigências futuras da qualidade da água-padrão.

Segundo Bento (2005), as diferentes tecnologias existentes, baseadas em mecanismos químicos e físicos são eficientes na remoção de nutrientes e metais pesados dos esgotos. Entretanto, consomem quantidades de energia significantes e

a maioria dos produtos químicos utilizados apresenta elevado custo e promove a contaminação dos subprodutos do tratamento, especialmente o lodo. Sendo assim, uma opção atraente para as condições brasileiras devido aos baixos custos, à facilidade de operação e às condições climáticas bastante favoráveis, são os sistemas associados de fossa séptica, seguido de *wetland* construído com plantas locais para o tratamento de esgotos domésticos.

Apesar dos avanços tecnológicos, o tratamento do esgoto ainda é muito incipiente. Deste modo, diversas ações devem ser orientadas visando atingir condições satisfatórias de esgotamento sanitário.

1.3 Ecotecnologia

Com o crescente agravamento do problema de poluição e degradação dos corpos hídricos, soluções em diferentes níveis têm sido adotadas no Brasil e no mundo, como o uso de ecotecnologias, com *wetlands* construídos e reaproveitamento de água residuárias (Silva e Gonçalves, 2007). Assim, a aplicação de ecotecnologias, como ecossistemas engenheirados para o tratamento de esgotos domésticos e efluentes industriais, é de grande importância para a melhoria das condições habitacionais da população e ao desenvolvimento sustentável da região.

Segundo Straskraba (1993), ecotecnologia pode ser definida como a transferência de princípios ecológicos em gerenciamento de ecossistemas, sugerindo um sentido mais amplo que a Engenharia Ecológica. A abordagem do problema se faz a partir de uma visão holística.

A Engenharia Ecológica propõe um ecossistema sustentável que integra a sociedade e seu ambiente natural a fim de beneficiar ambos. Para isso, combina a ciência básica e a aplicada para a restauração, *design* e construção de ecossistemas (Mitsch e Jorgensen, 2004). É um campo emergente capaz de lidar com uma ampla gama de questões que irá influenciar o futuro do tratamento do lixo, a recuperação e remediação ambiental, a produção de alimentos, a geração de combustível, a arquitetura e o *design* de assentamentos (TODD; JOSEPHSON, 1996).

Com esta finalidade, os Ecossistemas Engenheirados são modelos planejados para o tratamento de esgotos que usam tecnologias convencionais,

como lodos ativados associadas com adaptações como *wetlands* e tanques vegetados para otimização de eficiências no tratamento de esgotos (Kavanagh e Keller, 2007). A eficácia desses ecossistemas é baseada na capacidade das plantas, quando associadas com a microbiota de rizosfera, de concentrar e degradar contaminantes diluídos (NEGRI; HINCHMAN, 1997).

1.4 Características dos esgotos sanitários

Os esgotos sanitários são constituídos essencialmente de despejos domésticos, uma parcela de águas pluviais, águas de infiltração, e eventualmente uma parcela de despejos industriais (CHAGAS, 1999).

Os esgotos domésticos ou domiciliares provêm principalmente de residências, edifícios comerciais, instituições ou quaisquer edificações que contenham instalações de banheiros, lavanderias, cozinhas, e outros dispositivos de utilização da água para fins domésticos de atividade higiênica e/ou limpeza (Braga et al., 2005). Sua composição é essencialmente água (99,98%), urina, fezes, papel, restos de comida, sabão, detergentes e águas de lavagem em geral (Figura 3).

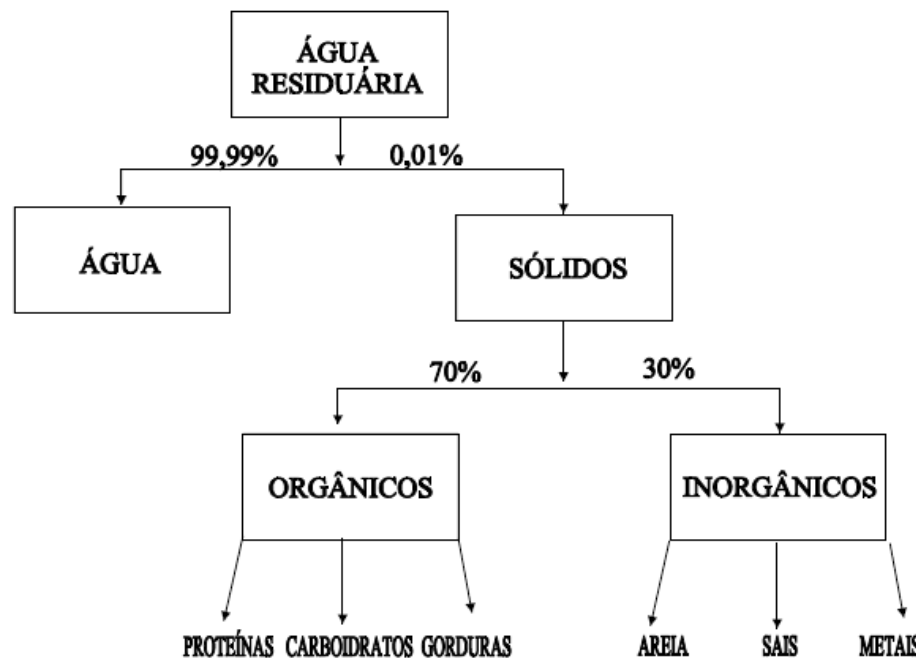


Figura 3 - Esquema da composição geral do esgoto doméstico (SANEPAR, 1997).

As substâncias presentes nos esgotos são constituídas principalmente por compostos de proteínas (40 a 60%), carboidratos (25 a 50%), gorduras e óleos (aproximadamente 10%), além de uréia, surfactantes, fenóis, pesticidas e outros em menores quantidades. Há também presença de algas e microorganismos, tais como bactérias, fungos, protozoários, vírus e helmintos (Jordão e Pessoa, 2009). A urina proveniente dos esgotos domésticos e os fertilizantes oriundos da agricultura contêm grande quantidade de nitrogênio, podendo causar a eutrofização pela contaminação da água dos rios e lagos (JORDÃO; PESSOA, 2009).

Nos esgotos domésticos, o fósforo está presente em três formas principais: ortofosfatos, polifosfatos (polímeros e ácido fosfórico) ou fosfatos condensados e constituindo compostos orgânicos (fosfoproteínas insolúveis, ácidos nucleicos e polissacarídeos). Os ortofosfatos são diretamente disponíveis para o metabolismo biológico, sem necessidade de conversões a formas mais simples (Bento, 2005). Aproximadamente 70% do fósforo total dos esgotos é constituído pelo fósforo inorgânico, sendo oriundos principalmente dos detergentes (Tabela 2).

Tabela 2 - Contribuição per capita e concentração típica das formas fosforadas presentes nos esgotos domésticos.

| Composto fosforado | Contribuição per capita (g/hab.d) | Concentração no esgoto bruto (mg.L⁻¹) |
|---|--|---|
| P orgânico (fosfatases, fosfoproteínas, fosfolipídeos, ácidos nucleicos, carboidratos...) | 0,8 | 4 |
| P inorgânico (ortofosfatos + polifosfatos) | 1,7 | 10 |
| P total | 2,5 | 14 |

Fonte: Adaptado de Von Sperling (1996).

A matéria orgânica presente nos esgotos domésticos é o principal problema de poluição dos cursos d'água, pois permite o desenvolvimento de diversas bactérias, principalmente as aeróbias decompositoras. Estas bactérias são responsáveis pela estabilização da matéria orgânica, tanto na natureza como nas unidades de tratamento biológico constituindo o grupo mais importante destes organismos (Jordão e Pessoa, 2009). Quanto maior a concentração de matéria orgânica, maior a população desses organismos e, portanto, maior a quantidade de

oxigênio por eles consumido no processo de decomposição, reduzindo a biodisponibilidade deste elemento essencial à vida aquática (COSTA et al., 2003).

Os principais parâmetros analisados para avaliação da qualidade de esgotos são: temperatura, pH, cor e turbidez, assim como a Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), nitrogênio, fósforo, óleos e graxas, sólidos sedimentáveis (SSD), sólidos totais (ST), sólidos suspensos totais, fixos e voláteis (SST, SSF, SSV, respectivamente), coliformes totais e *Escherichia coli* (VON SPERLING, 2006).

A determinação do teor de matéria orgânica presente nos esgotos pode ser feita de forma direta ou indireta. Os métodos indiretos são medições do consumo de oxigênio, expressos como DBO e DQO. Já os métodos diretos são medições do carbono orgânico, expresso em carbono total (COT), sendo este parâmetro utilizado principalmente em águas limpas e efluentes para reuso (VON SPERLING, 2006).

O tempo médio de permanência de um líquido em uma unidade de tratamento continuamente alimentada representa o tempo de detenção hidráulica (TDH), o qual influencia a taxa de redução de DBO e de sólidos sedimentáveis, assim como a concentração do efluente (DEZOTTI, 2008).

1.5 Etapas e métodos do tratamento de esgotos

Os processos e os níveis de tratamento podem ser classificados diferentemente dentro de cada categoria de esgoto, de acordo com a natureza dos poluentes contidos no efluente. Com relação aos níveis de tratamento (Figura 4), estes podem ser classificados da seguinte forma, segundo Giordano (1999):

- 1.5.1 Tratamento preliminar - remoção física de sólidos grosseiros e óleos (com gradeamento, caixas de areia e de gordura) e possível adequação do pH.
- 1.5.2. Tratamento primário - remoção de sólidos por sedimentação ou flotação, ou pela associação de coagulação e floculação química.
- 1.5.3. Tratamento secundário - tratamento biológico dos componentes do efluente, com remoção de matéria orgânica biodegradável dissolvida ou coloidal. Pode ocorrer a remoção dos nutrientes, nitrogênio e/ou fósforo.

1.5.4. Tratamento terciário ou polimento final - melhoria da qualidade dos efluentes tratados pelas remoções de nutrientes, cor residual, turbidez, metais pesados, nitrogênio, fósforo, compostos orgânicos refratários e desinfecção do efluente tratado.

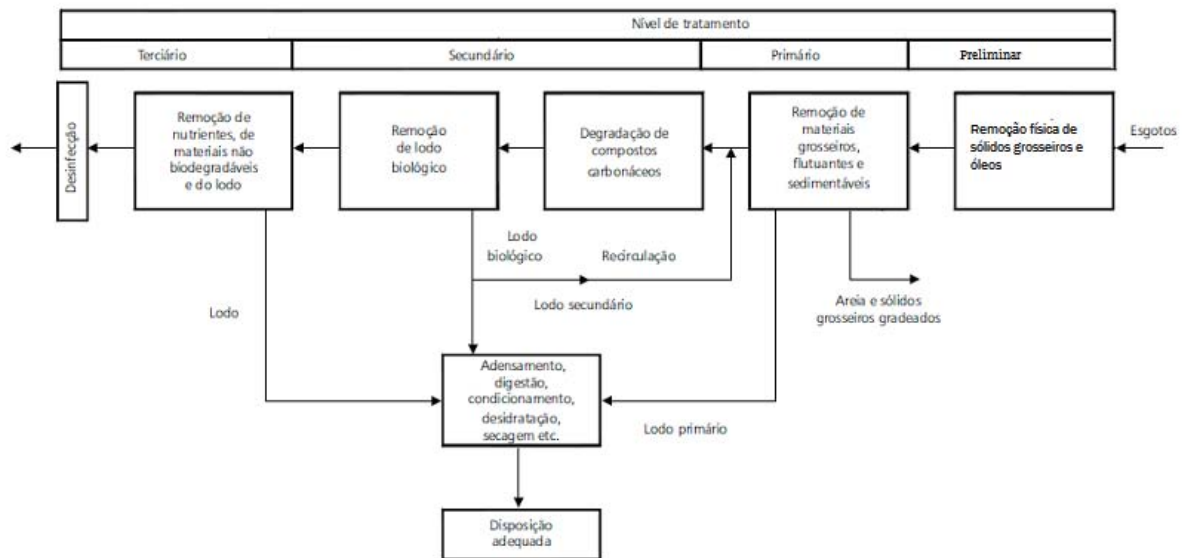


Figura 4 - Diferentes etapas do tratamento de esgotos (Chernicharo, 2001 adaptado).

Em relação aos métodos de tratamento, existem as operações físicas unitárias e os processos químicos e biológicos (LEME, 2007).

As operações físicas unitárias são métodos de tratamento caracterizados pela predominância de forças físicas de remoção de substâncias, através da separação de corpos flutuantes, resíduos, partículas diversas e sólidos sedimentáveis (Leme, 2007). Estes processos de remoção ocorrem através da utilização de gradeamento, de mecanismos de mistura, floculação, sedimentação, flotação, filtração, sendo normalmente aplicados nas etapas de tratamento preliminar e primário (VON SPERLING, 2006).

No tratamento preliminar, o funcionamento dos dispositivos de remoção de gordura está condicionado às leis gravitacionais que regem os fenômenos de sedimentação de sólidos, no entanto, pode ocorrer no sentido inverso (JORDÃO; PESSOA, 2009).

De acordo com Jordão e Pessoa (2009), as características da caixa de gordura são: capacidade de acumulação de gordura entre cada operação de limpeza; condições de passividade suficiente para permitir a flutuação do material; dispositivos de entrada e de saída convenientemente projetados para permitir ao afluente e efluente escoarem normalmente; distância entre os dispositivos de entrada e saída suficiente para reter a gordura e evitar que esse material seja arrastado com o efluente; condições de vedação suficiente para evitar o contato com insetos, roedores, etc.

Os processos químicos através de reações químicas promovem a remoção dos poluentes ou condicionam a mistura de efluentes a ser tratada nos processos subsequentes. Normalmente, aplicam-se produtos químicos, tais como: agentes de coagulação, de floculação, de neutralização de pH, de oxidação, de redução e de desinfecção em diferentes etapas dos sistemas de tratamento (GIORDANO, 1999).

Os principais processos abióticos que atuam nas remoções de nitrogênio e fósforo do efluente são: sedimentação, precipitação química e adsorção. A sedimentação tem papel importante também na remoção de material particulado do efluente (BRASKERUD, 2002).

O tratamento biológico de esgotos consiste, basicamente, no processo de oxidação da matéria orgânica presente, através do fornecimento de oxigênio e da ação de microorganismos, a fim de eliminar ou transformar substâncias que possam causar poluição e/ou contaminação de corpos d'água receptores de efluentes (Leme, 2007). Esse processo fundamentalmente bioquímico reduz a DBO para valores menores que 100 mg.L^{-1} (valor típico de carga orgânica de esgoto fraco, segundo Jordão e Pessoa (2009), além de, em ambientes aeróbios, converter compostos nitrogenados presentes no efluente após o tratamento primário (BAIRD, 2002).

Nos processos de tratamento biológico, a eficiência é dependente da temperatura, que influencia as atividades metabólicas dos microorganismos, causa efeitos nas taxas de transferência de gases e altera as características dos sólidos biológicos (Metcalf e Eddy, 1991). As eficiências de remoção no tratamento primário são: 25 a 35% de DBO, 60 a 70% de SS, 30 a 40% de coliformes; já no tratamento secundário, as eficiências são: 60 a 98% de DBO, 60 a 99% de coliformes (VON SPERLING, 2006).

A eficiência de remoção do biofiltro aerado submerso (BAS) aplicado como pós-tratamento encontra-se na média de 60% para DQO e 50% para SST (Gonçalves et al., 2001). Entretanto, a remoção de poluentes do sistema em geral pode alcançar até 88% de DBO, 86% de DQO e 83% de SST (AISSE; SOBRINHO, 2001; BASTOS et al., 2005).

As opções tecnológicas disponíveis na etapa do tratamento biológico são bastante variadas, sendo comuns o uso dos lodos ativados, dos filtros biológicos aeróbios e dos reatores anaeróbios de manta de lodo (LEME, 2007).

1.6 Sistemas descentralizados e não convencionais para o tratamento de esgotos

Atualmente, devido ao precário atendimento social e de saneamento básico, as pequenas comunidades acabam gerando poluição difusa e provocando o acúmulo de poluentes no meio. Esse fato evidencia a necessidade da implantação de soluções abrangentes e economicamente sustentáveis para o tratamento de esgotos (BITTENCOURT; SANTOS, 2003).

O uso de tecnologias alternativas no controle de cargas orgânicas e nutrientes provenientes do esgoto sanitário traz vantagens à preservação ambiental e indica um caráter preventivo ao método de gestão dos recursos hídricos (BITTENCOURT; SANTOS, 2003).

No contexto atual, a utilização de um sistema descentralizado para o tratamento de esgotos torna-se um modo eficiente de tratar minimamente a água deixando-a em condições adequadas para o seu futuro lançamento no corpo hídrico, auxiliando na gestão destes (Cano, 2009). Estes sistemas caracterizam-se por ser estações de tratamento de esgoto com a utilização de águas servidas da privada, (águas negras), de chuveiros, pias e tanques (águas cinzas), próximas do local onde este esgoto é gerado. Além de proteger a qualidade final dos cursos d'água, essa água pode ser reaproveitada para vários fins, tais como na irrigação de plantas, jardins e árvores, reduzindo a sua demanda.

Segundo Philippi et al. (2007), algumas das vantagens do sistema descentralizado são:

- Redução do transporte dos esgotos, com a eliminação de extensas tubulações, elevatórias e reservatórios,
- Oportunidades de reutilização local dos efluentes e de recarga de aquíferos,
- Redução de problemas operacionais evitando colapso em todo o sistema;
- Desenvolvimento de potencialidades locais - pequenos sistemas de tratamento podem ser projetados, operados e monitorados pelos profissionais locais, ampliando o campo de trabalho na região.

Existem outras tecnologias convencionais usualmente utilizadas no tratamento de esgoto, tais como: os sistemas de lodos ativados; de lagoas aeróbias, facultativas e anaeróbias; de reatores anaeróbios; entre outras (Bittencourt e Santos, 2003). Já, entre as tecnologias alternativas, as mais comumente utilizadas são os *wetlands* e os reatores com leito fixo.

Os sistemas de infiltração sub-superficial, como as fossas sépticas, são ideais para tratamento descentralizado de esgoto, pois ficam enterrados ou submersos, apresentando reduzido custo econômico dos tanques e a possibilidade de instalação em vários ambientes (USEPA, 2000).

Estes métodos de descentralização das unidades de tratamento pode ser uma solução definitiva, mas deve ser considerado um momento de transição na busca por soluções mais apropriadas e econômicas para áreas de proteção de mananciais. Nestas regiões, o controle populacional é muitas vezes dificultado pelas questões sociais que desencadeiam a ocupação, sendo assim torna-se mais adequado o planejamento e a aplicação de soluções descentralizadas (BITTENCOURT; SANTOS, 2003).

O uso indiscriminado de desinfetantes e detergentes, assim como a disposição de óleos, graxas e sólidos diversos nos esgotos podem comprometer o bom funcionamento dos sistemas descentralizados. Tal fato ocorre, principalmente, em função do maior impacto das substâncias interferentes, devido às vazões reduzidas do sistema (BITTENCOURT; SANTOS, 2003).

1.7 Sistemas anaeróbios

Sistemas anaeróbios caracterizam-se pela oxidação de parte do carbono da matéria orgânica, por bactérias anaeróbias e facultativas, em ambientes onde há ausência de oxigênio. Como resultado, em condições de equilíbrio do sistema, ocorre a remoção satisfatória da carga orgânica e a produção de metano e de dióxido de carbono com amônia, sulfetos e fosfatos, sendo estes últimos subprodutos liberados em meio aquoso (Fernandes, 2008). O lodo produzido, dependendo da sua qualidade, pode ser usado como biofertilizantes (BAIRD, 2002).

Segundo Chernicharo (2000), os principais processos de conversão pela digestão anaeróbia de material orgânico são:

- Hidrólise: material orgânico particulado convertido em compostos dissolvidos de menor peso molecular;
- Acidogênese: bactérias fermentativas absorvem os compostos dissolvidos anteriormente;
- Acetogênese: transformação dos compostos formados no processo anterior, com produção de acetato, hidrogênio e dióxido de carbono, elementos base para formação do metano (cerca de 70% da matéria oxidada no processo forma ácido acético);
- Metanogênese: formação de metano pelas reações de redução do ácido acético por bactérias acetotróficas (Figura 5a) e redução do dióxido de carbono por bactérias hidrogenotróficas (Figura 5b).

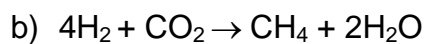
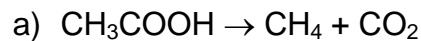


Figura 5 - Reações químicas que ocorrem durante a digestão anaeróbica de material orgânico: a) reação de redução do ácido acético; b) redução do dióxido de carbono (adaptado de CHERNICHARO, 2000).

Através de sistemas anaeróbios isoladamente é difícil produzir um efluente que se enquadre nos padrões estabelecidos pela legislação ambiental vigente (CONAMA 357/2005). Tal fato se deve a impossibilidade de ocorrer a oxidação dos

compostos nitrogenados (processo de nitrificação) nestas condições, o que resulta em altas concentrações de amônia, impedindo que o efluente seja encaminhado diretamente para um corpo d'água (CHERNICHARO, 2000).

Assim, a capacidade limitada de remoção de matéria orgânica, nutrientes e patógenos dos processos anaeróbios requer uma etapa de pós-tratamento, seja para o lançamento em corpos receptores, seja para o reuso da água (Chernicharo, 2000). Esse pós-tratamento tem as funções de completar a remoção da matéria orgânica e de remover os poluentes que não são tratados, como é o caso dos patógenos e de alguns nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio.

São consideradas como principais tecnologias para o tratamento anaeróbio:

- Filtros anaeróbios: unidade do sistema com fluxo ascendente, onde o meio biológico filtrante fica submerso, havendo uma baixa produção de lodo e as bactérias encontram-se aderidas num meio suporte que estabilizam a DBO anaerobicamente (Von Sperling, 2006). Uma variação de filtro anaeróbio é o sistema Cynamon (1986) que utiliza uma série de 3 filtros em série (sentido ascendente, sentido descendente e, novamente, sentido ascendente) e um posterior polimento feito com filtro de areia, dando tempo necessário para uma máxima atuação dos microorganismos, que assim se utilizam melhor do substrato. O funcionamento é simples, pois os filtros em série possuem o mesmo perfil de construção de filtros comuns, sendo, portanto, de fácil operação e manutenção. Os efluentes deste tipo de tratamento são geralmente límpidos e inodoros (ROQUE; MELLO JUNIOR, 1999).
- Lagoas Anaeróbias: forma alternativa de tratamento de esgotos, onde a essencial a existência de condições anaeróbias, não necessitando de qualquer equipamento especial. Os sistemas de lagoas de estabilização, tratamento biológico baseado na oxidação bacteriológica para estabilizar a matéria orgânica, constituem-se na forma mais simples para o tratamento dos esgotos. Isso porque apresentam boa eficiência e têm um grande potencial de utilização em regiões de clima tropical, necessitando apenas de um longo TDH (MEDEIROS, 2009).

1.7.1 Reatores Anaeróbios

Há uma tendência ao uso de reatores anaeróbios como principal unidade de tratamento de esgotos. Esta tendência se deve a simplicidade construtiva e operacional dos reatores, da remoção de aproximadamente 70% matéria orgânica, da ausência de uso de energia e de produtos químicos, além da baixa produção de lodo (Alem Sobrinho e Jordão, 2001). Estes reatores são muito sensíveis a qualidade do afluente e necessitam de alto TDH), quando comparados aos processos aeróbios, apresentam problemas de emissão de odores e são inaptos a remover nutrientes (BITTENCOURT; SANTOS, 2003).

Diversos reatores anaeróbios vêm sendo desenvolvidos, como o UASB (do inglês "*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*") e o reator anaeróbio operado em batelada seqüencial (ASBR - "*Anaerobic Sequencing Batch Reactor*"), que surgiu como alternativa ao "Processo Anaeróbio de Contato". Este sistema com mistura completa e fluxo contínuo, gera biogás que provoca a flotação de parte do lodo contido no reator, implicando na utilização de decantador para possibilitar o retorno de lodo biológico descartado, juntamente com o efluente (SARTI et al., 2006).

O Reator UASB é dotado de um sistema de separação das fases líquida, sólida e gasosa, e possui fluxo de esgoto ascendente. Esse reator passou a oferecer muitas vantagens, tais como baixo custo operacional, baixo consumo de energia e maior estabilidade do processo, revolucionando a área de tratamento de efluentes. No entanto, alguns problemas podem surgir dependendo da composição do efluente a ser tratado e das condições de operação, como a dificuldade de retenção de lodo em seu interior, quando há formação inadequada de lodo granular (SALLES, 1999).

1.7.2 Fossas Sépticas

As fossas sépticas são tanques impermeáveis de sedimentação (sem reações biológicas na fase líquida) e de fluxo horizontal, construídos para reter esgotos por um período de tempo. Realizam simultaneamente os processos de decantação de sólidos sedimentáveis, flotação de sólidos flutuantes (óleos e graxas) e de digestão/decomposição anaeróbica devido a ausência quase total de oxigênio (NBR 7229, 1993).

Possuem a capacidade de reduzir apenas a carga orgânica a níveis aceitáveis, promovendo a redução de 50% dos sólidos em suspensão e 30% da DBO (que decai com a falta de limpeza regular) (Jordão e Pessoa, 2009). A limitada redução de DBO e a baixa eficiência induzem a necessidade de uma remoção complementar, geralmente com o uso de filtro anaeróbio (VON SPERLING, 2006).

As fases de funcionamento do processo são: retenção do esgoto, decantação de 60 a 70% dos sólidos em suspensão e digestão anaeróbia do lodo. Durante a decantação os sólidos não sedimentados são retidos na superfície do líquido formando a espuma, enquanto que durante a digestão anaeróbia do lodo ocorre a destruição total ou parcial do material volátil e alguma redução de patógenos. Ao final, o efluente produzido é escuro, com grande quantidade de bactérias e odor devido à formação de gás sulfídrico e de outros gases (Jordão e Pessoa, 2009).

Neste sistema, os sólidos podem ser removidos do efluente, digeridos e armazenados no tanque. Aproximadamente 50% dos sólidos retidos, vão ser decompostos, enquanto o restante se acumula como lodo no fundo do tanque, devendo ser removido periodicamente por sucção do reservatório (USEPA, 2000). As espumas e as gorduras ficam sobre a superfície, e os microorganismos (principalmente bactérias) liberam enzimas que degradam os micróbios e os coliformes fecais.

A adequada manutenção, com remoção do lodo, contribui para manter a eficiência do sistema, evitar o odor e o entupimento do tanque, além de evitar alguns perigos ambientais e à saúde. O tempo de retenção do efluente nas fossas sépticas deve ser de pelo menos 24 horas (USEPA, 2000).

Esse tipo tradicional de tratamento primário de águas residuais permite um fluxo constante de entrada dessas águas no sistema, sendo ainda bastante usado, devido ao custo reduzido e a simplicidade de operação.

O sistema fossa-filtro anaeróbio necessita de um tempo de aclimatação de cerca de três meses, ou a partida tem de ser controlada, aumentando-se lentamente a carga do sistema (ROQUE; MELLO JR, 1999).

O uso do sistema de tanque séptico somente é indicado para áreas desprovidas de rede pública coletora de esgoto, áreas que possuem rede coletora local e para retenção prévia dos sólidos sedimentáveis (NBR 7229, 1993). Sendo assim o uso das fossas sépticas, também chamadas de decanto-digestores, são geralmente utilizadas para soluções individuais. Normalmente estão associados a

uma posterior infiltração no terreno, através de sumidouros ou precedendo filtros anaeróbios e, em alguns locais, até mesmo através de valas de infiltração (ALÉM SOBRINHO; JORDÃO, 2001).

Os tanques Imhoff, que também podem ser utilizados nestas situações, possuem câmara de decantação na parte superior e câmara de digestão de lodo na parte inferior, normalmente utilizado em conjunto com leitos de secagem de lodo. Necessitam de uma maior frequência de remoção de lodo e são, na realidade, fossas com câmaras sobrepostas que podem ser utilizados precedendo filtros anaeróbios no caso de populações que não ultrapassem 1.000 a 2.000 habitantes. Entretanto, para populações maiores, os reatores UASB têm se mostrado mais vantajosos do que os tanques Imhoff (ALÉM SOBRINHO; JORDÃO, 2001).

O sistema fossa-filtro tem sido amplamente utilizado no meio rural e em comunidades de pequeno porte. No entanto, a má utilização do sistema pode contaminar o solo, principalmente os lençóis freáticos causando a degradação dos recursos hídricos. A implantação de fossas sépticas feita de forma adequada com pós-tratamento é uma alternativa local de saneamento eficiente (INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL, 2008).

1.7.3 Decantadores

Os decantadores têm a função primordial de remover sólidos dos esgotos. A primeira unidade de separação sólido-líquido, que geralmente precede a unidade de aeração (reator biológico), é o decantador primário onde são removidas as partículas de natureza orgânica de pequenas dimensões. Os sólidos retidos neste decantador podem ser descartados, mas em geral são diretamente conduzidos ao reator anaeróbio, onde serão decompostos por via biológica anaeróbia (MELLO, 2007).

A separação física de lodo pelo processo de decantação ocorre nos decantadores secundários. Ao longo da profundidade do decantador, a velocidade de sedimentação diminui, sendo mais baixa no fundo onde a concentração de sólidos é elevada. Essa unidade permite a remoção da massa de microrganismos (lodo ativado) que se desenvolveu durante o processo (VON SPERLING, 1997).

A concentração das partículas em suspensão determina o processo de sedimentação. Quanto mais concentrado for o meio, maior a resistência à

sedimentação. A decantação é um processo físico, logo se devem evitar nos decantadores as condições para ocorrência da atividade microbiana (GIORDANO, 1999).

No fundo dos decantadores secundários ocorre a sedimentação por compressão, onde a suspensão é tão concentrada que a "sedimentação" dá-se pelo peso de uma partícula sobre a outra, provocando a liberação de água intersticial (PIVELLI, 2006).

Um sistema de decantação eficiente promove a remoção maior que 70-80% de sólidos decantáveis e 40-60% de sólidos em suspensão. A DBO pode sofrer redução de 25-35% nestas condições (JORDÃO; PESSOA, 2009).

1.8 Sistemas aeróbios

Os sistemas aeróbios constituem um processo de tratamento biológico com uma ótima eficiência na remoção de matéria orgânica, que consiste basicamente em submeter o esgoto bruto ao processo de aeração artificial (CHERNICHARO, 2000).

Neste sistema ocorre a digestão aeróbia, que é o processo de decomposição de matéria orgânica na presença de oxigênio livre por processos biológicos, nos quais os microorganismos promovem a oxidação de compostos orgânicos para uma forma estável, liberando CO_2 pela respiração (MARÇAL JR, 2008).

Nesses sistemas aeróbios ocorre aproximadamente 40 a 50% de degradação biológica, com a conseqüente conversão em CO_2 . Verificando-se uma enorme incorporação de matéria orgânica, como biomassa microbiana em torno de 50 a 60%, que vai se constituir no lodo excedente do sistema. Aproximadamente 5 a 10% do material orgânico não convertido em gás carbônico, ou em biomassa, sai do reator como material não degradado (CHERNICHARO, 2000).

No processo de aeração existem três fatores essenciais, segundo Nascentes & Roque (2002):

- Fornecimento de oxigênio: necessário para o crescimento das bactérias aeróbias e formação de lodo ativado.
- Microorganismos: se nutrem da matéria orgânica, transformando-a em produtos estáveis ou inertes.

- Nutrientes: necessários para estabilização do processo e presentes no próprio esgoto bruto.

O equilíbrio destes fatores torna possível a redução da carga orgânica, por meio de um processo natural, onde os microorganismos presentes no tanque de aeração irão de transformar a matéria orgânica em substâncias estáveis (Nascentes & Roque, 2002).

Sistemas aeróbios são mais eficientes e têm a vantagem de promover o processo de nitrificação (Figura 6) e, conseqüentemente, remoção da amônia que é transformada em nitrito e em seguida, nitrato. A nitrificação de efluentes com elevada concentração de amônio é dificultada pela transferência de oxigênio ao sistema. Quando a relação O_2/DQO é muito pequena, a nitrificação não ocorre no biofilme, pois o compartimento aeróbio é completamente dominado pelas bactérias heterotróficas (GÖNENÇ; HARREMÕES, 1990).

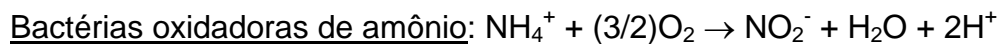


Figura 6. Processos de nitrificação, onde ocorre a oxidação da amônia a nitrito, e posteriormente a nitrato, realizada por bactérias nitrificantes autotróficas (Adaptado de BERGAMINI et al., 2006).

Na desnitrificação ocorre a redução de nitrato e/ou nitrito a nitrogênio gasoso. As bactérias desnitrificantes utilizam nitrato e nitrito como aceptores finais de elétrons, oxidando matéria orgânica que serve como doador de elétrons. Em casos de baixas relações carbono/nitrogênio, o carbono orgânico do efluente pode ser insuficiente para uma completa desnitrificação, necessitando assim a adição de uma fonte externa de carbono (SCHMIDT et al., 2003).

Comparado aos sistemas anaeróbios, no sistema aeróbio a redução de óleos e graxas é maior, o sobrenadante decantado tem DBO reduzida, menores teores de sólidos suspensos, nitrogênio amoniacal e fósforo total e reduzida presença de microorganismos patogênicos. No entanto, o custo de operação é superior devido aos gastos energéticos e à maior complexidade (JORDÃO; PESSOA, 2009).

As principais tecnologias para o tratamento aeróbio são: lodos ativados, valos de oxidação (ou lagoas areadas) e filtro aerado submerso. As duas primeiras necessitam de disponibilidade de área e corresponde a classificação de tratamentos secundários com alguma remoção de nutrientes e de metais. As lagoas aeradas têm funcionamento semelhante ao do sistema de lodos ativados, sendo que os demais tipos (anaeróbias e facultativas ou de maturação) são muito mais dependentes de condições climáticas que os sistemas aerados artificialmente (BITTENCOURT; SANTOS, 2003).

1.8.1 Filtro Aerado Submerso (FAS)

Essa tecnologia baseia-se na ação de microrganismos aderidos a um meio suporte feito de materiais inertes, estando abrigados dentro de um tanque de tratamento, onde o suporte de oxigênio é fornecido através de ar introduzido por meio de equipamento. O tratamento ocorre através do contato entre os organismos aderidos ao meio suporte e o efluente aerado (MARÇAL JR, 2008).

A aeração do sistema é responsável por cerca de 87% da energia requerida no tratamento secundário, sendo a taxa de aeração recomendada de 25 a 40 Nm³/kg DBO removida, segundo Chernicharo (2000). Além de prover oxigênio para a ocorrência dos processos biológicos, a aeração permite a homogeneidade no interior dos tanques, através da agitação causada pelo fluxo do ar (MARÇAL JR, 2008).

Por possuir meio estruturado fixo, a FAS não permite a retenção física da biomassa. Sendo assim, existe a necessidade de separação de sólidos que se desprendem do biofilme e a sedimentação do lodo, através da passagem dos efluentes do filtro por decantadores secundários (PIVELLI, 2006).

De acordo com a norma NBR 13969 da ABNT (1997), a capacidade de fixar grandes quantidades de microrganismos nas superfícies do meio, reduzindo o volume do reator biológico, permite a depuração em nível avançado de esgoto. Deste modo não existe a necessidade de recirculação de lodo, como acontece com o processo de lodos ativados.

Biofiltros aerados submersos (BAS) e filtros aerados submersos (FAS) são constituídos basicamente de um tanque aerado preenchido por material poroso granular ou por materiais de enchimento usualmente utilizados em filtros biológicos

percoladores, onde o ar e o esgoto fluem de forma permanente (Gonçalves, 2001). Os BAS diferem dos FAS por possuírem enchimento granulado, manutenção do leito afogado e inclusão de sistema de aeração por meio de soprador e difusores de bolha grossa ou tubos perfurados. O FAS possui meio estruturado fixo (JORDÃO; PESSOA, 2009).

1.8.2 Wetlands Construídos

São consideradas *wetlands* as áreas com terras úmidas na maior parte do ano (devido a sua localidade), ou áreas de transição entre um sistema terrestre e um aquático (como várzeas de rios, pântanos, brejos e estuários). Ocupando aproximadamente 6% da superfície sólida do planeta, devido à expansão das cidades, estão sendo lentamente extintos em todo mundo, sendo substituídos por aterros ou alagados para construção de represas, utilizados como depósitos de lixo ou destruídos pela poluição (COSTA et al., 2003).

Nestas áreas, a água, os vegetais e o solo formam um ecossistema equilibrado, e com a reciclagem de nutrientes obtida através de processos químicos, físicos e biológicos. Devido a estas características, estão entre os sistemas mais férteis e biologicamente produtivos do mundo, apresentando enorme diversidade biológica (KLADEC; KNIGHT, 1996).

Estas áreas são capazes de remover a carga orgânica dos esgotos convencionais, mantendo nutrientes essenciais utilizados como aditivos para a produtividade biológica. Dessa forma, atuam como biofiltros, removendo sedimentos, nutrientes, matéria orgânica e poluentes, tais como os metais pesados, da água ou do esgoto (KLADEC; KNIGHT, 1996).

Dentre os numerosos mecanismos que causam essa remoção, destacam-se a decantação (efeito peneira causado pelo biofilme microbiano aderido às raízes e ao substrato), o predatismo e a competição entre outros microrganismos e eventuais substâncias tóxicas produzidas pelas plantas e liberadas através de suas raízes (BRIX, 1994).

As pesquisas iniciais em *wetlands* datam dos anos 1950 na Europa e 1960 nos Estados Unidos (USEPA, 2000). Esses sistemas possuem qualidades bastante requeridas no contexto das comunidades em desenvolvimento, pois são caracterizados por uma grande complexidade biológica, com conseqüente alta

robustez e estabilidade operacional (SHIPIN et al., 2004 apud SANTIAGO et al., 2005).

Esses ecossistemas variam muito devido às diferenças tanto regionais quanto locais que alteram sua eficiência. Dentre outros fatores alguns autores destacam o tipo de solo, de topografia, clima, hidrologia, vegetação, assim como a presença de substâncias na água (SANTIAGO et al., 2005).

As *wetlands* construídas para tratamento de efluentes são sistemas desenhados e construídos para utilizar processos naturais na remoção de poluentes do efluente, através de uma simulação das condições ideais de *wetlands* naturais (Kivaisi, 2001). Estes sistemas tem a vantagem de oferecer flexibilidade quanto à escolha do local de implantação, às condições de otimização da eficiência de remoção de matéria orgânica e de nutrientes, assim como o maior controle sobre as variáveis hidráulicas e maior facilidade quanto ao manejo da vegetação (KADLEC; KNIGHT, 1996; KIVAISI, 2001; LIM et al., 2001; SOLANO et al., 2004).

Esses sistemas artificiais têm sido utilizados com sucesso em diversos países para o tratamento de esgoto doméstico, secundário e terciário, de outras águas residuárias. Esta utilização se deve a sua natureza simples, baixo custo, simplicidade de construção, facilidade de operação e manutenção, e boa eficiência de tratamento (SANTIAGO et al., 2005).

Existem duas classes de *wetlands* construídos: de fluxo superficial (FS), onde o fluxo de águas residuais ocorre em cima da superfície do solo, e de fluxo subsuperficial (FSS), onde esgoto corre através de um meio poroso (por exemplo, cascalho ou lascas de pneus). Há ainda uma divisão dos FSS em FSS de fluxo horizontal e FSS de fluxo vertical (SANTIAGO et al., 2005).

As *wetlands* classificam-se de acordo com o tipo ecológico predominante das macrófitas aquáticas utilizadas, sendo que as macrófitas emersas e flutuantes são as mais utilizadas (KIVAISI, 2001).

O material filtrante empregado nos *wetlands* possui papel fundamental no processo de depuração da matéria orgânica, na transformação das frações nitrogenadas, na adsorção de fósforo e, principalmente, na manutenção das condições hidráulicas (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

Em *wetlands* povoadas com macrófitas emersas necessitam de solo para fixação da planta, podendo possuir camadas de brita, cascalho, areia fina e areia grossa abaixo do solo. Já as *wetlands* com macrófitas flutuantes não necessitam de

solo para a fixação da planta. Independentemente do tipo ecológico da macrófita, a espécie utilizada deve possuir determinadas características a fim de contribuir positivamente para o desempenho da *wetland* (BIUDES, 2007).

As principais características das *wetlands* são: rápido estabelecimento e alta taxa de crescimento; alta capacidade de assimilação de nutrientes; grande capacidade de estocar nutrientes na biomassa; tolerância às características físicas e químicas do efluente e tolerâncias às condições climáticas locais (Tanner, 1996). Dessa forma, visam estimular o uso e melhorar as propriedades dos *wetlands* naturais, relativas à degradação de matéria orgânica, ciclagem de nutrientes e conseqüentemente, melhorar a qualidade do efluente (MARQUES, 1999 apud COSTA et al., 2003).

A remoção de matéria orgânica suspensa, sedimentável ou solúvel nos *wetlands* construídos, em geral muito elevada, se dá por processos físicos e biológicos (USEPA, 1988):

- Sedimentação, que ocorre em razão da baixa velocidade de escoamento
- Filtração, pela presença de raízes e rizomas das plantas, além do crescimento de bactérias que se desenvolvem dispersas no meio líquido e aderidas ao biofilme formado, promovendo a degradação desses poluentes.

Outros processos mais detalhados ocorridos nos sistemas de *wetlands* construídos que, em diferentes intensidades, contribuem para a melhoria da qualidade da água tratada por esses sistemas são (UNEP, 2005):

- Denitrificação, com conseqüente remoção do nitrato.
- Adsorção de íons amônio e de metais pelos argilominerais.
- Adsorção de íons metálicos, pesticidas e compostos à base de fósforo pela matéria orgânica e a complexação de íons metálicos pelos ácidos húmicos e outros polímeros orgânicos.
- Decomposição da matéria orgânica biodegradável, tanto aeróbica quanto anaerobicamente.
- Remoção de patógenos por microrganismos, sendo que neste processo a radiação UV desempenha um importante papel.
- Retirada de metais pesados e outras substâncias tóxicas por macrófitas.

- Decomposição de compostos orgânicos tóxicos através de processos anaeróbicos.

Vários estudos comprovam a eficiência de *wetlands* na remoção de poluentes de esgotos domésticos e também de efluentes industriais (Santiago et al., 2005). Esse tipo de tratamento também tem sido pesquisado para chorumes de aterros sanitários, embora em menor escala, mas com bons resultados como descrito por DeBusk (1998) e Mannarino (2003). Atualmente os sistemas de *wetlands* construídos têm sido muito estudados para utilização no pós-tratamento de águas residuárias, pré-tratadas em reatores UASB (KASEVA, 2004).

As *wetlands*, por possuírem a capacidade limitada de estocar nutrientes e matéria orgânica (Henry-Silva & Camargo, 2006), se não houver poda, podem perder eficiência no tratamento do efluente após longo período de funcionamento (quando ocorre a saturação da capacidade do sistema). Assim, são necessários maiores estudos de avaliação da variação da eficiência das *wetlands* em longo prazo. Estes estudos podem fornecer informações importantes para o desenvolvimento de técnicas de manejo deste sistema, possibilitando a manutenção da eficiência no tratamento do efluente (BIUDES, 2007).

Silva (2007) ressalta que a alternância entre as fases de alimentação e descanso do sistema é fundamental no controle do crescimento da biomassa no material filtrante (meio suporte e raízes), uma vez que mantêm o interior dos *wetlands* construídos em condições aeróbicas. Dessa forma, possibilita a mineralização de depósitos orgânicos provenientes dos sólidos suspensos totais (SST) contidos no esgoto retido.

O ciclo do nitrogênio dentro de uma wetland de fluxo subsuperficial, bem como a remoção deste nutriente do sistema, geralmente envolve: a translocação e transformação do nitrogênio, incluindo a sedimentação (ressuspensão), difusão da forma dissolvida, decomposição de restos de plantas e outros resíduos, adsorção/dessorção de nitrogênio solúvel pelas partículas do meio, migração de organismos, assimilação através da biota da wetland, liberação pelas sementes, amonificação (ou mineralização: N-org \rightarrow NH_4^+), volatilização da amônia ($\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NH}_3$ gás), reações de nitrificação/desnitrificação mediadas por bactérias, fixação de nitrogênio (N_2 , N_2O gases \rightarrow N-org) e assimilação de nitrogênio através da biota da wetland (NH_4 e NO_3^-) (VON SPERLING et al., 2009).

Apesar da volatilização da amônia não ser um processo biológico, é o mecanismo mais citado em literatura como principal responsável pela remoção do nitrogênio dos esgotos tratados em lagoas de estabilização com predominância dos processos aeróbios. Neste processo ocorre o desprendimento da amônia não ionizada, presente na lagoa, para atmosfera. No meio líquido, a concentração de amônia não ionizada é regulada pela reação de equilíbrio dependente do pH (Bento, 2005). Segundo Mannarino (2003), a volatilização da amônia provavelmente não atinge valores significativos, pois o pH no interior dos tanques de *wetlands* se mantém na faixa da neutralidade, não favorecendo tal processo que ocorre predominantemente em meios básicos. Zimmo et al. (2003), após um estudo quantitativo sobre a perda de amônia por volatilização em lagoas aeróbias, verificaram que uma fração menor que 1,5% de amônia afluente foi perdida por volatilização.

1.9 Macrófitas no tratamento de esgotos

O tratamento de água residuária com plantas resulta da integração entre as interações físicas, químicas e biológicas devido à presença do meio suporte, das comunidades bacterianas e das macrófitas. A eficiência do sistema está relacionada com a atividade de seus consumidores. Dias et al., 2002 apud Almeida e Almeida, 2005, ressalta que é o complexo “substrato-microbiota-plantas” que assegura a descontaminação dos esgotos, e não, as plantas ou qualquer outro componente isoladamente.

As plantas utilizadas nos sistemas de tratamento por zona de raízes devem ser da família das macrófitas, devido à alta capacidade de absorção dos nutrientes e a adaptação destas plantas aos lugares úmidos com carga orgânica elevada (VICZNEVSKI; SILVA, 2003).

Lamego (2007) descreve que as características favoráveis para a utilização de plantas como fitorremediadoras são: crescimento rápido, elevada produção de biomassa, competitividade, vigor e tolerância à poluição. Neste contexto, as macrófitas aquáticas são utilizadas com sucesso na recuperação de rios e lagos poluídos, pois suas raízes podem absorver grandes quantidades de substâncias tóxicas, além de formarem uma densa rede capaz de reter as mais finas partículas

em suspensão. Geralmente, estas plantas são dominantes em relação a outros organismos aquáticos de um mesmo habitat (APHA, 2005).

Em sistemas aquáticos usados para o tratamento de águas residuárias, mecanismos biológicos, químicos e físicos contribuem para a remoção de nutrientes. Entretanto, em sistemas com macrófitas flutuantes, a remoção de N e P tem sido observada, com reações seqüenciais de nitrificação-desnitrificação e retirada subsequente da biomassa de plantas. Dentre as espécies de macrófitas flutuantes, a aguapé - *Eichornia crassipes* é a mais usada para remover nutrientes de águas residuárias.

Segundo Cook (1996), macrófitas aquáticas ou plantas aquáticas vasculares são plantas cujas partes fotossinteticamente ativas estão permanentemente, ou por alguns meses do ano, total ou parcialmente submersas em água ou flutuantes em sua superfície. Já de acordo com a APHA (2005), o termo macrófita é utilizado para representar não só as plantas aquáticas vasculares florescentes, como também os musgos e a maioria das algas marinhas. Esse nome vem sendo substituído pelo termo hidrófita, por ser mais abrangente quanto a referência às plantas aquáticas presentes em alagados.

Como a maioria dos produtores primários, apresentam respostas metabólicas características conforme a qualidade da água onde crescem. O crescimento desses vegetais está relacionado principalmente a alguns fatores, tais como (PAULINO; FREIRE, 2008):

- disponibilidade de luz,
- condições físicas (pH, regime térmico, etc.),
- propriedades químicas da coluna d'água (disponibilidade de nutrientes, salinidade e alcalinidade),
- características hidrológicas e morfométricas (velocidade da corrente, variação no nível d'água e profundidade média) e,
- processos ecológicos, como sucessão, competição e predação.

A temperatura, disponibilidade de luz e nutrientes são fatores limitantes e reguladores do crescimento de macrófitas aquáticas em ecossistemas aquáticos continentais (ESTEVEZ, 1998).

As plantas aquáticas utilizadas nos ecossistemas engenheirados pela sua importante função na manutenção e equilíbrio dos ambientes aquáticos (Rodella et al., 2006), removem nutrientes e facilitam a sedimentação do material particulado suspenso (Tilley et al., 2002). Sendo assim, as macrófitas podem atuar como bioindicadoras, indicando tanto o estágio sucessional quanto o estágio trófico de um ecossistema aquático.

Algumas macrófitas aquáticas são hospedeiras de algas e bactérias fixadoras de nitrogênio. A habilidade notável destes microrganismos de degradar compostos é consequência da evolução dos sistemas enzimáticos de células procariotas e eucariotas, as quais vêm coexistindo, durante bilhões de anos, com uma enorme variedade de substâncias naturais de diferentes origens (Bouwer e Zehnder, 1993).

As algas e as macrófitas flutuantes tendem a ser mais fotossinteticamente ativas que as macrófitas emergentes na geração de O₂ e indiretamente na remoção de CO₂ das águas (Melo Júnior, 2003). O principal papel biogeoquímico das macrófitas consiste no processo de remineralização biológica via cadeia alimentar ou via detrito e o retorno às formas utilizáveis no ecossistema (BEYRUTH, 1992).

A capacidade de carga para a produção de biomassa de macrófitas em áreas *wetlands* depende do espaço, nutrientes, temperatura e luminosidade disponível para as plantas (Ricklefs e Miller, 1999). Os nutrientes removidos do efluente são utilizados para produção de biomassa, permanecendo armazenados nas plantas (Greenway, 1997). Entretanto, a variação na biomassa da planta obedece a certas seqüências, relacionadas com os seus padrões genéticos e com fatores climáticos, apesar de possuírem como principal via de multiplicação a reprodução vegetativa (através de rizomas) (GODINHO, 2005).

Portanto, há um limite para o aumento da biomassa em *wetlands* e conseqüentemente, aumento nos nutrientes armazenados (Henry-Silva e Camargo, 2006). Dessa forma, recomenda-se remover periodicamente parte da biomassa de macrófitas, para retirar os nutrientes armazenados, aumentar o espaço disponível para crescimento e a produção de mais biomassa (HENRY-SILVA, 2005).

Segundo Schneider e Rubio (2003), o aproveitamento da biomassa de plantas aquáticas como adsorventes naturais para o controle da poluição ambiental tem sido muito pouco explorado principalmente no Brasil, um país que apresenta uma grande diversidade de espécies vegetais.

Biomassa vegetal, isto é, a quantidade total de todo material biológico, pode ser dividida em: biomassa abaixo do solo, representada por raízes e rizomas (“*below ground*”); e biomassa aérea ou acima do solo, representada pelas partes vegetativas e reprodutivas aéreas (“*above ground*”) (Ferreira, 2005).

Odum (1988) definiu a produtividade primária de um sistema ecológico como a taxa na qual a energia radiante é convertida, pela atividade fotossintética e quimiossintética de organismos produtores, em substâncias orgânicas. Essa taxa é igual à taxa da produção total de energia pelas plantas no ecossistema, menos a parte dessa energia utilizada por elas na respiração celular e as perdas que ocorrem durante o tempo de produção, como a herbivoria.

A dinâmica sazonal da produtividade das macrófitas apresenta importantes diferenças, em função das características climáticas da região. Em regiões temperadas, onde as estações são bem definidas e há marcantes variações da temperatura e da radiação luminosa durante o ano, ocorre maiores variações sazonais da biomassa de macrófitas aquáticas. Já em ambientes tropicais, de clima com pequena variação sazonal como ambientes aquáticos costeiros, a biomassa e a produção de macrófitas são geralmente constantes ao longo do ano (Biudes e Camargo, 2008). Santos e Esteves (2004) descreveram em seu trabalho que nas regiões tropicais, a pluviosidade pode ser um importante fator responsável pela variação sazonal da biomassa e da produtividade de macrófitas.

Segundo Biudes (2007), a avaliação da produção de biomassa das macrófitas, sob as condições climáticas do local em que o sistema de tratamento está localizado, bem com as características do efluente a ser tratado, são fundamentais para se efetuar o manejo do vegetal e manter o sistema com alta eficiência. Nogueira e Esteves (1990) consideram que a determinação da biomassa é essencial, uma vez que possibilita avaliar o estoque de nutrientes que estas plantas representam, ou inferir sobre o fluxo de energia no ambiente em estudo.

Estudos sobre a variação mensal ou sazonal da composição química de macrófitas têm mostrado que, em relação a alguns elementos como o P, N e compostos como carboidratos, proteínas e lipídios, as concentrações variam constantemente. Tais variações estariam ligadas à dinâmica da comunidade de macrófitas, à disponibilidade de nutrientes do meio e a fatores climáticos, que possibilitem estocá-los, metabolizá-los, translocá-los ou mesmo excretá-los para o meio ambiente (ESTEVES, 1998).

1.9.1 Transferência do oxigênio por zona de raiz

Nas raízes das macrófitas podem ser observadas três zonas distintas (Naime & Garcia, 2005): rizosfera, zona anóxica e zona anaeróbica. O transporte do oxigênio atmosférico por estas plantas ocorre na rizosfera, região que se encontra ao redor das raízes e dos rizomas das plantas, onde forma-se uma zona aeróbia com intensa vida microbiológica. Esta região é favorecida pela capacidade de transporte do oxigênio atmosférico pelas áreas emergentes (folhas, caules e hastes) até a zona de raízes, onde ocorre a oxidação da matéria orgânica pelas bactérias heterotróficas e a oxidação do N amoniacal a nitrito e a nitrato pelas bactérias autotróficas, com a volatilização da amônia. A remoção de N do efluente oscila entre 16 e 75%.

Por outro lado, na zona anóxica, ocorre a transformação do nitrato em nitrito e posteriormente em N gasoso, pelas bactérias heterotróficas, com a oxidação da matéria orgânica utilizando o nitrato como receptor de elétrons. E na zona anaeróbica ocorre alta capacidade de decomposição das bactérias anaeróbicas, o que explica a remoção de carga orgânica.

As macrófitas liberam oxigênio principalmente pelas pontas das raízes, porque dependem do convívio em simbiose com os diversos microorganismos presentes na água (Valentim, 1999). O transporte do oxigênio para as partes inferiores das plantas tem a função de suprir a demanda respiratória dos tecidos das raízes e oxigenar a rizosfera (região no contorno das raízes). A presença de oxigênio nesta região das raízes cria condições de oxidação, que juntamente com as condições anóxicas presentes, estimulam a decomposição aeróbia do material orgânico e o desenvolvimento de bactérias simbióticas nitrificantes (USEPA, 1988; ARMSTRONG et al., 1990; BRIX, 1994; VALENTIM, 1999).

O oxigênio captado pelas folhas das macrófitas é levado através do caule até as raízes, não apenas para suprir a demanda respiratória dos tecidos das raízes, mas também para oxigenar sua rizosfera. A saída do oxigênio das raízes para o “filtro” cria condições de oxidação no meio, possibilitando, assim, a decomposição da matéria orgânica (BRIX, 1994).

A capacidade de transferência de oxigênio, realizada na fase aeróbia é um fator importante a ser considerado, pois o oxigênio possui uma ação direta na eliminação dos germes ou bactérias causadoras de doenças, eliminando bactérias

patogênicas e coliformes fecais. Nos sistemas convencionais de tratamento de esgoto, o processo de decomposição da matéria orgânica libera gases que produzem mau cheiro. Em sistemas de *wetlands*, esse fato dificilmente ocorre porque as próprias raízes funcionam como filtro, eliminando os maus odores (NAIME; GARCIA, 2005).

1.9.2 Categorias de Macrófitas

Dependendo do tipo de fixação no meio suporte do ambiente alagado, as macrófitas são divididas em três categorias (APHA, 2005) (Figura 7):

- **Flutuantes:** podem estar ou não fixadas ao fundo e sua folhagem principal flutua na superfície da água (exemplos: *Lemna* sp, *Pistia* sp, *Hydricotyle* sp).
- **Submersas:** podem ou não estar fixas (enraizadas ou livres), estando quase toda a sua folhagem sob a superfície da água e as extremidades podendo emergir para a floração (exemplos: *Egeria* sp., *Ceratophyllum* sp., *Myriophyllum* sp.).
- **Emersas:** sua folhagem principal está em contato com o ar, na superfície da água ou acima dela, e as suas raízes estão fixas ao solo (exemplos: *Typha*, *Schoenoplectus*, *Ludwigia*, *Iris*).

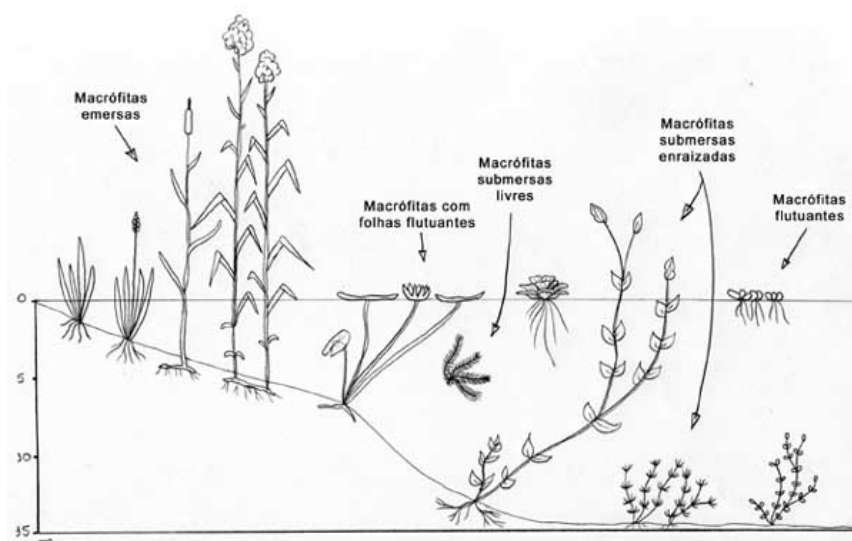


Figura 7 - Disposição das macrófitas na água, caracterizando a sua classificação (PROBIO, 2007).

As principais espécies de macrófitas utilizadas em wetlands, segundo Zanella (2008) encontram-se na Tabela 3.

Tabela 3 - Principais espécies de macrófitas utilizadas em *wetlands* (Zanella, 2008).

| Espécie | Nome Popular | Crescimento |
|-------------------------------|-----------------------|---------------------------|
| <i>Carex spp</i> | ----- | emergente |
| <i>Colocasia esculenta</i> | ----- | emergente |
| <i>Cyperus spp</i> | ----- | emergente |
| <i>Eleocharis spp</i> | ----- | emergente |
| <i>Glyceria spp</i> | ----- | emergente |
| <i>Juncus spp</i> | junco | emergente |
| <i>Nelumbo spp</i> | lótus | emergente |
| <i>Phalaris arundinacea</i> | ----- | emergente |
| <i>Phragmites spp</i> | caniço | emergente |
| <i>Schoenoplectus</i> | ----- | emergente |
| <i>Scirpus spp</i> | ----- | emergente |
| <i>Typha spp</i> | taboa | emergente |
| <i>Azolla spp</i> | ----- | flutuante |
| <i>Eichhornia crassipes</i> | aguapé | flutuante |
| <i>Hydrocotyle umbellata</i> | ----- | flutuante |
| <i>Legorosiphon major</i> | ----- | flutuante |
| <i>Lemna spp</i> | lentilha d'água | flutuante |
| <i>Pistia Stratiotis</i> | alface d'água | flutuante |
| <i>Salvinia molesta</i> | salvinia | flutuante |
| <i>Spirodela polyrhiza</i> | erva de pato | flutuante |
| <i>Wolffia arrhiza</i> | ----- | flutuante |
| <i>Nymphaea spp</i> | Ninféia, lírio d'água | fixa de folhas flutuantes |
| <i>Nuphar spp</i> | ----- | fixa de folhas flutuantes |
| <i>Ceratophyllum demersum</i> | ----- | submersa |
| <i>Egeria spp</i> | ----- | submersa |
| <i>Elodea spp</i> | elódea | submersa |
| <i>Hydrilla spp</i> | ----- | submersa |
| <i>Myriophyllum aquaticum</i> | ----- | submersa |
| <i>Potamogeton spp</i> | ----- | submersa |

1.9.3 Sistemas de tratamento de águas com macrófitas

Os sistemas de tratamento de águas adotados com macrófitas são mais freqüentes e possuem os seguintes subtipos, segundo Melo Júnior (2003) (Figura 8):

- Sistemas de fluxo superficial: a água flui através do sistema, em uma pequena coluna acima do meio suporte que é muito usado como tratamento terciário, necessitando de uma área com acesso controlado a fim de prevenir a exposição humana e animal a microorganismos patogênicos.
- Sistemas de fluxo subsuperficial: o sistema de escoamento de água se encontra alguns centímetros abaixo da superfície do meio suporte, o que elimina odores e propagação de mosquitos. Pode ser do tipo horizontal, vertical (ascendente ou descendente) e híbrido. São os mais utilizados no

mundo, pois tem a capacidade de remover elevadas concentrações de N, P e metais pesados. O *wetland* de fluxo horizontal pode ser considerado um sistema de tratamento com alto nível de remoção de matéria orgânica de sólidos (Zanella, 2008). O sentido descendente é o mais recomendado, uma vez que o desenvolvimento da planta ocorre nas primeiras camadas (SILVA, 2007).

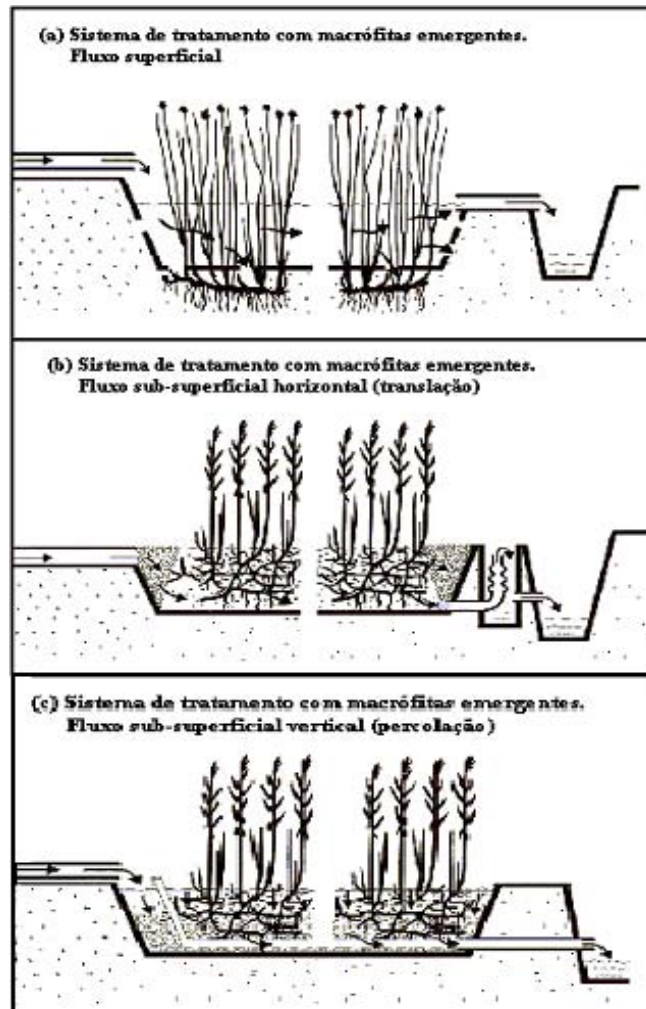


Figura 8 - Representação esquemática de um sistema de tratamento de águas residuárias baseado em macrófitas aquáticas emergentes: a) fluxo superficial, espécie *Scirpus lacustris*; b) fluxo subsuperficial horizontal, espécie *Phragmites australis*; c) fluxo subsuperficial vertical (percolação), espécie *Phragmites australis* (Figura adaptada de Brix, 1994).

2 METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

O ecossistema engenheirado foi implantado no Centro de Estudos Ambientais e Desenvolvimento Sustentável (CEADS) localizado na Vila Dois Rios na Baía da Ilha Grande (Latitude S: entre 22°50' e 23°20' - Longitude W: entre 44°00' e 44°45'), Município de Angra dos Reis (Figura 9). O CEADS situa-se em uma área considerada santuário ecológico, que faz parte da Reserva da Biosfera da UNESCO desde 1992.

A Ilha Grande é a maior ilha da Baía do Município de Angra dos Reis, com aproximadamente 193 Km² de extensão, inserida na zona ecológica da Mata Atlântica. Considerada parte de um dos mais ricos conjuntos de ecossistemas em termos de diversidade biológica do planeta, encontra-se na área de floresta ombrófila densa. Está contida na Área de Proteção Ambiental dos Tamoios (APA dos Tamoios) constituindo-se na Reserva Biológica da Ilha Grande (RIBEIRO et al. 2009).



Figura 9 - Vista da praia de Dois Rios. A seta indica a localização do CEADS.

Localizada na região de clima Tropical, a Ilha Grande caracteriza-se por ter um clima quente e úmido, sem período de seca, e 180 - 200 dias de sol por ano. A temperatura do ar varia entre 15°C - 30°C, com média de 22,5 °C, e da água varia entre 18°C - 24°C. A pluviosidade anual média é de aproximadamente 2.200 mm (RIBEIRO et al., 2009).

O CEADS está localizado em uma região privilegiada para o desenvolvimento de pesquisas científicas e tecnológicas voltadas para o meio ambiente e o desenvolvimento sustentável, além de atividades de extensão e ensino. O centro de pesquisa recebe durante todo o ano, professores, pesquisadores e alunos, que variam em quantidade de ocupação conforme o período. Possui 2 laboratórios (5 pias), um refeitório de 40 lugares, 2 alojamentos, 4 suítes, 10 banheiros com 12 chuveiros e 17 vasos sanitários.

2.2 Descrição do ecossistema engenheirado

Este ecossistema engenheirado já estava implantado no CEADS – Ilha Grande como parte de projeto do grupo de pesquisa BioProcess (Salomão, 2009). Formado por um tanque de equalização (tanque já existente no sistema de tratamento original do CEADS, o qual recebe todo o esgoto deste centro), uma caixa controladora de vazão com vertedor *Thompson* (Figura 10), uma caixa de gordura (figura 11), uma fossa séptica, um filtro aerado, um decantador (Figura 12) e quatro tanques vegetados com diferentes espécies (*Eichornia crassipes* – aguapé; algas não identificadas; *Schoenoplectus sp.* – cyperacea; *Panicum cf. racemosum* – capim e *Cyperus ligularis* – capim-serra, nesta ordem) (Figura 13).



Figura 10 - Caixa de controle da vazão, com cano de retorno.



Figura 11 - Interior da caixa de gordura (Foto: T. Freitas).

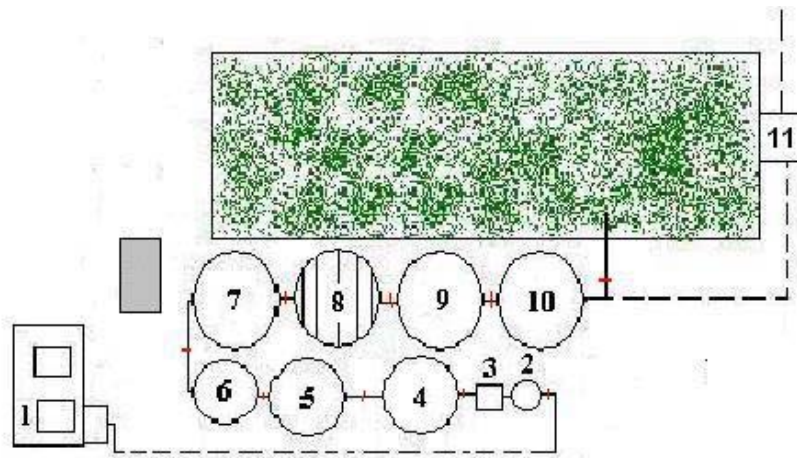


Figura 12 - Ilustração esquemática do ecossistema engenheirado, mostrando as suas unidades de tratamento: 1-Tanque de Equalização, 2-Caixa controladora de Vazão, 3-Caixa de Gordura, 4-Fossa Séptica, 5-Tanque Filtro Aerado, 6-Decantador, 7-Tanque de Aguapé, 8-Tanque de Alga, 9-Tanque com Taboa, 10-Tanque com Capim, 11-Caixa de coleta de efluente final (mistura do sistema original e ecossistema engenheirado).

Fonte: Salomão (2009).



Figura 13 - Vista dos tanques de tratamentos primário e secundário.

O esgoto produzido no CEADS é encaminhado para o tanque de equaliza o, sendo uma parcela deste bombeada para o ecossistema engenheirado e o restante tratado pelo sistema original. Este, por sua vez,   constituído de uma fossa séptica e um sistema de *wetlands* construídos de fluxo subsuperficial com volume efetivo de 33 m³ (Figura 14). O efluente do ecossistema engenheirado   liberado no *wetland* construído do CEADS, sendo o efluente final resultante da mistura desses dois sistemas e descartado no rio Barra Grande.



Figura 14 - Vista do Ecossistema Engenheirado e *wetland* construído do sistema de tratamento original (Foto: A.L.S. Salomão).

2.3 Parâmetros de dimensionamento do sistema

Os tanques feitos em fibra de vidro foram doados pela empresa BioFibra Saneamento Ltda. produzidos com base na NBR 13969. Ao longo da pesquisa foi detectada a eventual necessidade de redimensionamento de algumas unidades, principalmente o filtro aerado e decantador.

A vazão média do sistema foi 52 L/h ou 1248 L/dia, equivalente ao uso de 14,3 pessoas/dia. Essa vazão equivale a 38% da vazão média total gerada no CEADS, com uma ocupação média de 38 pessoas/dia (Salomão, 2009). O tempo de detenção hidráulica de todo o sistema foi de 4,56 dias (109,4h).

A caixa de gordura do sistema tem as dimensões de 0,4 m de largura, 0,26 m de comprimento, altura de 0,4 m, volume de 64 L, volume útil de 23,92 L e tempo de detenção hídrica de 0,46 h. As dimensões dos demais tanques encontram-se na Tabela 4.

Tabela 4 - Dimensões e tempo de detenção hidráulica dos tanques.

| TANQUES | Altura (m) | Altura líquido (m) | Diâmetro (m) | Volume (L) | Volume útil (L) | TDH (h) |
|----------------------|------------|--------------------|--------------|------------|-----------------|---------|
| Fossa séptica | 1,48 | 1,27 | 1,15 | 1591,2 | 1319 | 25,4 |
| Filtro aerado | 1,45 | 1,25 | 1,17 | 1559 | 1344 | 23,1 |
| Decantador | 1,3 | 1,15 | 1,15 | 1250 | 961 | 18,5 |
| Aguapé | 0,45 | 0,33 | 1,62 | 927,5 | 680 | 13,1 |
| Algas | 0,45 | 0,27 | 1,62 | 927,5 | 556,5 | 10,7 |
| Cyperaceae | 0,45 | 0,27 | 1,62 | 927,5 | 556,5 | 4,3 |
| Poaceae | 0,45 | 0,1 | 1,62 | 927,5 | 206 | 2,4 |

Fonte: Adaptado de Salomão, 2009.

2.4 Monitoramento da vazão e qualidade do efluente

A vazão do efluente do ecossistema engenheirado e do efluente produzido pelo sistema original do CEADS foi monitorada periodicamente para avaliar a quantidade de esgoto tratado pelo sistema em estudo (dados não mostrados). A

medição da vazão foi feita ao longo do dia, através das anotações de tempo necessário para encher um bécher de 500 mL.

A qualidade do afluente e efluente de cada unidade do sistema de tratamento (10 pontos ao todo) foi monitorada quinzenalmente, no período de setembro de 2009 a julho de 2010, durante aproximadamente 260 dias. O efluente do sistema de tratamento original do CEADS também foi monitorado.

Os parâmetros físicos analisados foram: temperatura, sólidos suspensos totais (SST) e sólidos dissolvidos totais (SDT). Os parâmetros químicos foram: oxigênio dissolvido (OD) (sonda 08110MD), condutividade elétrica (sonda 013605MD), potencial hidrogeniônico (pH) (sonda 8102BUWP), demanda química e bioquímica de oxigênio (DQO e DBO, respectivamente), N-nitrito (N-NO₂) (método 4500B), N-nitrato (N-NO₃) (sonda 9700BNWP), N-amoniaco (N-NH₃) (sonda 9512HPBNWP) e fósforo total (kit Hach TNT 843). A temperatura, SDT e os parâmetros químicos foram medidos em equipamento multi-parâmetro 5star Orion.

As amostras foram coletadas pela manhã e imediatamente analisadas no laboratório implementado no CEADS.

A metodologia usada seguiu os procedimentos descritos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005), exceto a de P total que foi realizada pelo método descrito no kit TNT843 Hach, autorizado pela USEPA.

2.5 Análise dos parâmetros de qualidade do efluente

Os dados de qualidade foram agrupados para verificação de seus efeitos no funcionamento e eficiência do sistema engenheirado.

A eficiência percentual total do sistema, e em cada etapa, foi calculada conforme Almeida e Almeida (2005) (Equação 1):

$$\text{Eficiência} = 100 * [(\text{entrada-saída})/\text{entrada}] \quad \text{Equação 1}$$

Onde:

Eficiência = percentual de eficiência do tratamento para determinado atributo;

Entrada = teor médio de um determinado atributo no afluente.

Saída = teor médio de um determinado atributo do esgoto, após passar pelo módulo de tratamento.

2.6 Disposição dos tanques de tratamento terciário

A visualização dos tanques de tratamento terciário encontra-se na Figura 15.

O primeiro tanque vegetado tinha fluxo superficial e a espécie usada foi a *E. Crassipes*. O segundo tanque, também com fluxo superficial, foi utilizado para colonização de algas. O terceiro tanque tinha fluxo subsuperficial e foi preenchido com uma camada de brita nº 1 como suporte para as plantas da espécie *Schoenoplectus sp.* Este tanque também possuía filtração vertical com o objetivo de filtrar possíveis sólidos e algas. No quarto, e último tanque, com fluxo superficial e filtração horizontal entre as britas, foram introduzidas as espécies *P. cf. racemosum* e *C. ligularis*.



Figura 15 - Disposição dos tanques vegetados na área coberta. A: tanque com *E. Crassipes*; B: tanque de algas; C: tanque com *Schoenoplectus sp.*; e D: tanque com *P. cf. racemosum* e *C. ligularis*.

2.7 Tanques vegetados

As espécies utilizadas neste trabalho foram escolhidas por serem endêmicas da região, evitando-se assim a introdução de novas espécies.

A espécie *Eichornea crassipes* (Pontederiaceae) é bastante citada na bibliografia no tratamento de águas residuárias. As espécies *Schoenoplectus sp.* (Cyperaceae), *Panicum cf. racemosum* (Poaceae) e *Cyperus ligularis* (Cyperaceae) não são citadas na bibliografia para este uso, porém suas famílias botânicas foram estudadas para o uso no tratamento de efluentes.

A possibilidade de testar outras espécies, ou um conjunto de espécies, torna-se cada vez mais propícia para a melhoria da qualidade de águas de abastecimento público, tendo em vista a grande diversidade de espécies nativas que ocorrem ao longo dos cursos d'água. Além disto, o sistemas com policulturas (diversas espécies juntas no sistema) usados no tratamento de esgoto podem ter melhor performance que em monoculturas (COLEMAN et al. 2001; LIMA et al., 2005).

2.7.1 *Eichornea crassipes*

A *E. crassipes*, popularmente denominada aguapé, apresenta alta eficiência na fitorremediação de esgotos (Figura 16). É uma planta completa, com raízes longas, e suculenta, composta por cerca de 950 g água/kg matéria fresca (Manfrinato, 1991). Sob condição ótima, produz até 480 toneladas de massa verde por hectare ano, com um incremento de volume de 4,8% ao dia ou $80 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ de biomassa em ambientes naturais.

O aguapé é a espécie mais citada como agente despoluidor de águas, promovendo a fitodepuração de massas de água, pois tem a capacidade de incorporar em seus tecidos, altas quantidades de nutrientes (Medeiros et al., 1999). Suas raízes absorvem grandes quantidades de poluentes e substâncias tóxicas, além de proporcionarem local adequado para desenvolvimento de microorganismos. Possui considerável tolerância aos níveis de nutrientes, assim como de pH (faixa ótima de 6-8) e temperatura com melhor produção entre 25-27.5 °C (WILSON et al., 2005).



Figura 16 - Tanque de *Eichornea crassipes*.

2.7.2 *Schoenoplectus sp.*

As representantes da família botânica Cyperaceae, como as plantas da espécie *Schoenoplectus sp.* (Figura 17), caracterizam-se por possuir indivíduos com caule triangular, podendo em raras exceções apresentá-lo cilíndrico. Consistem em ervas cosmopolitas que crescem em sua maioria, em terrenos brejosos ou alagadiços – *wetlands* (JOLY, 1991).



Figura 17 - Tanque de *Schoenoplectus sp.*

2.7.3 *Panicum cf. racemosum* e *Cyperus ligularis*

A espécie *P. cf. racemosum* é uma gramínea da família Poaceae, caracterizada por elevada taxa de crescimento e produção de biomassa, interessante para o estudo (Figura 18). Já a espécie *C. ligularis* faz parte da família botânica Cyperaceae como a espécie *Schoenoplectus sp.*, apresentando características semelhantes entre as espécies (Figura 19).



Figura 18 - Tanque de *Panicum cf. racemosum* e *Cyperus ligularis*.



Figura 19 - Visualização das sementes de *Cyperus ligularis*.

2.8 Tanque com algas

O segundo tanque do tratamento terciário foi usado para colonização de algas, com sistema de placas (chincanas) verticais para aumentar o TDH (Figura 20). Para aumentar a superfície de contato para fixação das algas, foram colocados inicialmente objetos cilíndricos perfurados (bobs) como suporte.



Figura 20 -1 Tanque de algas com chincanas verticais e bobs.

Devido a uma suspeita de redução da produção primária em virtude da sombra formada pelos bobs e o excesso de larvas e casulos acumulados nos mesmos, foram introduzidas algumas plantas da família Callitrichaceae no mês de março (Figura 21). Esta macrófita, coletada na margem do rio Barra Grande, além de servir como suporte para as algas, também seria testada quanto à resposta e adaptação ao efluente do tanque e crescimento (produção de biomassa).

As algas são diretamente afetadas por efluentes domésticos e/ou químicos, contendo os principais nutrientes N e P que, em excesso, provoca um rápido crescimento e multiplicação da população, podendo ocorrer um deslocamento, dominação por uma(s) espécie(s) e/ou floração de algas. Tais condições indicam deterioração na qualidade da água. Dessa forma, ensaios com algas são úteis na avaliação da sensibilidade a mudanças na carga de N e P, determinação da disponibilidade biológica desses elementos e na avaliação do impacto ambiental das descargas de efluentes (VIDOTTI; ROLLEMBERG, 2004).



Figura 2 - Macrófita da família Callitrichaceae introduzida no tanque de algas.

2.9 Estimativa da produção de biomassa pelos tanques vegetados

As coletas de biomassa ocorreram após 7 meses de funcionamento do sistema. Foram realizadas 13 campanhas, nos dias: 06/Nov/09, 20/Nov/09, 04/Dez/09, 18/Dez/09, 06/Fev/10, 20/Fev/10, 06/Mar/10, 20/Mar/10, 16/Abr/10, 06/Mai/10, 21/Mai/10, 12/Jun/10, 03/Jul/10.

A metodologia para avaliar crescimento e produção de macrófitas varia de acordo com sua categoria. Na avaliação da produção de macrófitas emersas ou flutuantes, normalmente estima-se o ganho de biomassa por unidade de tempo, com resultados fornecidos em massa por unidade de área/tempo. Já para as macrófitas submersas, em geral, aplica-se a metodologia de produção de O_2 em frascos claros e escuros (BIUDES; CAMARGO, 2008).

A produção de biomassa nos tanques de aguapé foi estimada através da:

- 1- Retirada e contagem de todas as plantas e pesagem após alguns minutos de secagem do excesso de água. A contagem foi determinada pelo número de indivíduos com raízes.
- 2- Recolocação de aproximadamente metade das plantas, com o cuidado de escolher as mais jovens e em melhor estado fisiológico, sem folhas amareladas e caules danificados. Após as primeiras coletas, foi estabelecido um peso de aproximadamente 13 kg para retorno ao tanque.

- 3- Separação de uma amostra do material coletado para secagem a 70°C até atingir peso constante.

Nos tanques de Cyperacea e Poacea com Cyperacea, a poda foi feita a uma altura de 70 cm da base para medição de peso úmido, retirada das flores com sementes e em seguida uma parcela do total retirado foi levada para estufa a 70°C até peso constante (Figura 22).

Segundo Sousa et al. (2004), a colheita das plantas deve ser feita periodicamente para manter a produtividade e eficiência do sistema, devido ao ciclo vegetativo das plantas que, na fase de envelhecimento, não absorvem nutrientes na mesma proporção da fase de crescimento.



Figura 22 -3 Visão dos tanques de Cyperacea (A) e Poacea (B) imediatamente após a poda.

Em fevereiro foi realizada uma poda a uma altura de 10 cm da base a fim de que a medição da biomassa aérea fosse mais exata, já que ocorre um estreitamento da estrutura ao longo da planta. No entanto, muitas plantas da espécie *Schoenoplectus sp.* situadas no terceiro tanque não se recuperaram desse corte, o que levou a morte de aproximadamente 20% das plantas presentes no tanque.

2.10 Estimativa da produção de algas

A quantificação de algas pode ser realizada por métodos diretos (determinação de peso úmido e peso seco) ou por métodos indiretos como a extração da clorofila-a (método simples e rápido). Este último é o indicador mais utilizado para expressar a concentração de biomassa algal em meio líquido (SOARES et al., 2003).

A metodologia escolhida inicialmente para estimar produção das algas foi a de medida do peso seco (PS) de biomassa retirada por raspagem da superfície de alguns cilindros plásticos vazados de área de 131 cm² (bobs-suporte) e filtração. Posteriormente, alguns bobs retirados foram colocados direto na estufa até peso constante e feita a lavagem, secagem e nova pesagem dos mesmos. O peso resultante era dividido pela área do bob e multiplicado pelo número de bobs contidos no tanque para estimar a massa total.

No entanto, devido ao excesso de quironomídeos que se fixavam e formavam casulos nos bobs e lâmpada do radiômetro (Figura 23), colocado somente no primeiro teste de medição de metabolismo, essa metodologia de estimativa de biomassa foi depois de algumas análises, substituída. Outro fator que levou a substituição da metodologia foi o fato das paredes e divisórias do tanque, além das britas utilizadas no fundo destes, ficarem parcialmente cobertas pelas algas. Dessa forma, foi difícil definir um método mais preciso de produção das algas no tanque.



Figura 23 - Visualização dos casulos aderidos à lâmpada do radiômetro.

Por fim, foi decidido que a melhor forma de estimar a produção de algas seria por medição a partir de curvas diurnas de oxigênio, uma forma indireta de medir metabolismo e produção de biomassa em corpos hídricos, proposto por Odum (1956), através de sondas Midge. Dessa forma, foram estimadas a produção primária e respiração por mensuração de oxigênio dissolvido durante 24 horas (método “open channel”) (Figura 24). Outro método que foi usado também, apenas nos últimos meses foi a quantificação da clorofila-a (LORENZEN, 1967).



Figura 24 - Colocação dos sensores de oxigênio dissolvido no tanque de algas.

2.10.1 Atividade fotossintética e respiratória do tanque de algas

O metabolismo de uma comunidade aquática é geralmente medido por mudanças na concentração de oxigênio dissolvido em compartimentos ou *in situ* (ODUM, 1964).

A produtividade primária pelos autótrofos de um sistema é fundamental e pode ser estimada através de um método metabólico baseado em medidas freqüentes de oxigênio durante 24 h em câmara fechada (*light-dark bottle method*) ou pelo método do oxigênio em sistemas abertos (*open system oxygen method*). Pode ainda ser estimada através da medida potenciométrica de carbono inorgânico que relaciona alcalinidade (estima a troca de carbono inorgânico para as macrófitas) e pH (APHA, 2005).

Com base no método descrito em Odum (1956), foram realizadas 4 análises da taxa respiratória e fotossintética no tanque de algas.

Um a três sensores dotados de datalogger (marca Eureka Ambiental) registravam o oxigênio dissolvido, percentagem de saturação e temperatura, com intervalos de 15 a 30 minutos. Após 48 h, os dados eram extraídos do equipamento e plotados em Excel para análise através dos gráficos de regressão e dispersão.

Dois períodos foram considerados: diurno (respiração e fotossíntese) e noturno (apenas respiração). Assumiu-se que a taxa de respiração era constante ao longo de todo o dia.

Inicialmente fez-se o cálculo do déficit de oxigênio (dOD), utilizando-se a seguinte fórmula (Equação 2):

$$\mathbf{dOD = C_s - C_o} \quad \text{Equação 2}$$

Onde:

C_s = concentração de saturação de oxigênio em água a dada temperatura

C_o = concentração de OD

Após foram aplicadas as seguintes equações para avaliar o metabolismo líquido de algas no tanque (Equação 3 e Equação 4), segundo Odum (1956):

$$\text{Durante a noite: } \mathbf{OD\ i - OD\ f = R + K \cdot dOD} \quad \text{Equação 3}$$

$$\text{Durante o dia: } \mathbf{OD\ i - OD\ f = P - R + K \cdot dOD} \quad \text{Equação 4}$$

Onde:

R: respiração estimada pela interseção no eixo y do gráfico de regressão entre diferença de OD e saturação de OD num intervalo de tempo (KOSINSKI, 1984).

K: coeficiente de reaeração, determinado pela inclinação da linha de regressão da curva noturna.

P: produção estimada

dOD: déficit de oxigênio

2.10.2 Análise de clorofila-a

A quantificação da clorofila-a foi realizada pelo método de Lorenzen (1967) utilizando um espectrofotômetro da marca Hach. As amostras foram coletadas e filtradas nos dias 21/03, 16/04, 17/04, 05/05, 12/06 e 03/07 do ano de 2010. O

volume coletado variou conforme o estado de saturação e concentração de sólidos suspensos.

Foram utilizados filtros de porosidade de 0,45 µm, com o auxílio de uma bomba de vácuo para filtração das amostras que, em seguida, foram imersos em 10,0 mL de etanol P.A a 90% dentro de tubos envoltos em papel alumínio de 15 mL de capacidade. Após este procedimento, os tubos envoltos em papel alumínio foram colocados em um ambiente refrigerado (4°C) por 24h.

Após o pernoite, os filtros foram descartados e a solução etanólica centrifugada a 3000 rpm, por 20 minutos. Neste procedimento, o etanol causou o rompimento das células vegetais e, conseqüente, a liberação de seu conteúdo. A centrifugação permitiu a separação entre os pigmentos de interesse e os restos vegetais. Estes últimos, por serem mais densos, se depositaram no fundo do tubo.

Em seguida, a solução alcoólica, menos densa, foi colocada em cubeta de 1,0 cm e realizou-se uma leitura espectrofotométrica para a clorofila-a, a 665 e 750 nm. Após essas leituras, o material foi acidificado com 2 gotas de solução 1,0 M de HCl para a correção da feofitina e turbidez. Logo em seguida foram repetidas as leituras a 665 e 750 nm. Por fim, os valores de absorbância para clorofila-a foram aplicados a fórmula indicada abaixo, para o cálculo final da concentração deste pigmento (LORENZEN, 1967).

$$Cl-a (\mu g/l) = \frac{[(U_{665} - U_{750}) - (A_{665} - A_{750})] \cdot v \cdot F \cdot K}{V \cdot L} \quad \text{Equação 4}$$

Onde:

U₆₆₅ = absorbância do extrato antes da acidificação no λ = 665 nm

U₇₅₀ = absorbância do extrato antes da acidificação no λ = 750 nm

A₆₆₅ = absorbância do extrato depois da acidificação no λ = 665 nm

A₇₅₀ = absorbância do extrato depois da acidificação no λ = 750 nm

v = volume do etanol utilizado (10 ml)

F = fator para equiparar a redução em absorbância para a concentração inicial da clorofila (R/R-1 = 1,7/1-1,7 = 2,39)

K = coeficiente de absorção da clorofila-a para etanol (1000/87 = 11,49)

V = volume da água filtrada (L)

L = comprimento ótico da cubeta (cm)

2.11 Análise dos dados

Os dados são apresentados através da estatística básica (descritiva), com obtenção de medidas de tendência central (média e mediana) e medidas de dispersão (mínimo, máximo e desvio padrão) das variáveis monitoradas no ecossistema engenheirado.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Temperatura do ar e pluviosidade durante o período de monitoramento do sistema

No município de Angra dos Reis, segundo o Sistema de Meteorologia do Estado do Rio de Janeiro – SIMERJ, a temperatura média diária do ar e a precipitação acumulada mensal no período de Setembro de 2009 a Julho de 2010 podem ser observadas na Figura 25. Segundo estes dados, os meses de dezembro, janeiro e março foram os que tiveram maiores índices pluviométricos.

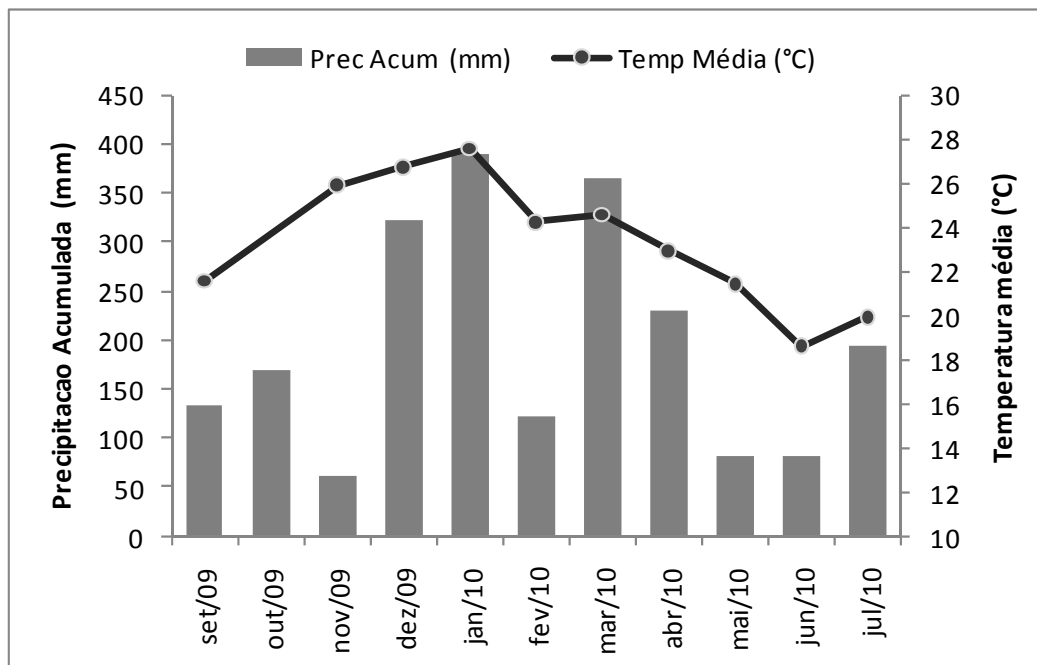


Figura 25 - Temperatura média diária do ar e precipitação acumulada mensal. Dados da estação meteorológica de Angra dos Reis. Coordenadas de localização da Estação: 23° 11' 0,4" S, 044° 11' 24" W. Fonte: SIMERJ.

3.2 Tipo de esgoto tratado

Jordão e Pessoa (2009) caracterizaram o esgoto em fraco, médio e forte conforme os valores típicos de parâmetros de carga orgânica (mg.L^{-1}) neste. De acordo com estes autores, o esgoto bruto do ecossistema em estudo apresenta valores que podem caracterizá-lo como esgoto médio a forte (Tabela 5). No decorrer

da apresentação dos resultados será realizada a comparação destes valores com os resultados obtidos para cada parâmetro separadamente.

Tabela 5 - Valores típicos de parâmetros de carga orgânica (mg.L^{-1}) no esgoto.

| Parâmetro | Esgoto Forte | Esgoto Médio | Esgoto Fraco | Esgoto Bruto do CEADS |
|---------------------------|--------------|--------------|--------------|-----------------------|
| DQO | 800 | 400 | 200 | 507 |
| DBO ₅ (20°C) | 400 | 200 | 100 | 192 |
| O.D. | 0 | 0 | 0 | 0,32 |
| Amônia Livre | 50 | 20 | 10 | 48 |
| Nitrito, NO ₂ | 0,1 | 0,05 | 0 | 0,5 |
| Nitratos, NO ₃ | 0,4 | 0,2 | 0,1 | 3,5 |
| Fósforo Total | 20 | 10 | 5 | 25,7 |

Fonte: Jordão & Pessoa (2009).

3.3 Parâmetros físicos e químicos da qualidade do efluente

Os resultados dos principais parâmetros físicos e químicos analisados através dos valores de medidas de tendência central e de dispersão, medidos em todos os pontos de coleta durante o período de estudo (setembro de 2009 a julho de 2010), estão apresentados nas Tabelas 6a e 6b.

Os resultados de OD e de eficiência de remoção para as variáveis SDT, SST, DQO, DBO, N amoniacal, nitrito, nitrato e P total encontram-se na Tabela 7. No efluente proveniente da caixa de gordura não foram feitas análises de DQO, DBO e P total. Este último parâmetro também não foi analisado na saída do decantador.

O efluente final do ecossistema engenheirado (obtido após o último tanque – POA) apresentou valores médios para condutividade, SDT, SST, N amoniacal, nitrato e P total superiores aos obtidos no efluente final do sistema de tratamento de esgoto original do CEADS (EFL - constituído de fossa séptica, filtro anaeróbio e zona de raízes). No entanto, o sistema original de tratamento apresentou menor eficiência na redução de DBO (88,9% contra 93,3%, apesar de ser pouca diferença) e DQO (84,4% contra 90%), indicando um funcionamento superior do ecossistema engenheirado para esse último parâmetro.

Tabela 6ª - Parâmetros de qualidade do efluente analisados ao longo do sistema, na saída de cada unidade de tratamento (N = N^o de amostras).

| | Unidade de Tratamento | BR | GOR | FS | FA | DEC | AGU | ALG | CYP | POA | EFL |
|-----------------------|-----------------------|--------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| OD (mg/L) | Mediana | 0,29 | 0,26 | 0,34 | 3,21 | 0,64 | 2,34 | 3,59 | 2,76 | 3,03 | 4,62 |
| | Média | 0,32 | 0,32 | 0,34 | 3,22 | 1,20 | 2,67 | 3,67 | 3,00 | 3,38 | 4,14 |
| | Desv.Pad. | 0,10 | 0,16 | 0,09 | 0,45 | 0,99 | 1,09 | 1,57 | 1,52 | 0,98 | 1,40 |
| | Máximo | 0,55 | 0,82 | 0,54 | 3,89 | 3,30 | 5,61 | 5,97 | 6,32 | 5,95 | 5,72 |
| | Mínimo | 0,20 | 0,13 | 0,16 | 2,39 | 0,30 | 1,60 | 1,33 | 1,13 | 2,22 | 0,29 |
| | N | 13 | 14 | 14 | 10 | 13 | 9 | 11 | 13 | 12 | 15 |
| Temperatura (°C) | Mediana | 26,4 | 26,4 | 26,2 | 26,2 | 26,0 | 26,0 | 26,0 | 25,8 | 26,0 | 26,0 |
| | Média | 26,7 | 26,7 | 26,4 | 26,4 | 26,3 | 26,0 | 26,0 | 26,1 | 25,8 | 26,0 |
| | Desv.Pad. | 3,1 | 3,2 | 3,3 | 3,3 | 3,3 | 3,4 | 3,8 | 3,7 | 3,5 | 3,1 |
| | Máximo | 32,0 | 32,0 | 32,0 | 31,8 | 32,1 | 31,4 | 33,0 | 33,0 | 31,2 | 31,4 |
| | Mínimo | 20,9 | 20,6 | 20,6 | 20,4 | 20,8 | 20,5 | 19,2 | 19,9 | 19,7 | 21,2 |
| | N | 15 | 15 | 15 | 15 | 15 | 15 | 15 | 15 | 15 | 15 |
| pH | Mediana | 7,1 | 7,0 | 6,9 | 7,4 | 7,2 | 7,1 | 7,4 | 7,2 | 7,2 | 7,1 |
| | Média | 7,1 | 7,2 | 6,9 | 7,3 | 7,2 | 7,1 | 7,3 | 7,1 | 7,1 | 7,0 |
| | Desv.Pad. | 0,4 | 0,4 | 0,2 | 0,4 | 0,2 | 0,2 | 0,3 | 0,2 | 0,2 | 0,3 |
| | Máximo | 8,1 | 8,0 | 7,5 | 7,7 | 7,6 | 7,4 | 7,8 | 7,4 | 7,4 | 7,6 |
| | Mínimo | 6,4 | 6,4 | 6,5 | 6,1 | 6,9 | 6,5 | 6,7 | 6,7 | 6,7 | 6,5 |
| | N | 15 | 15 | 15 | 15 | 15 | 15 | 15 | 15 | 15 | 15 |
| Condutividade (µS/cm) | Mediana | 692,0 | 689,0 | 744,0 | 614,0 | 677,0 | 642,0 | 613,0 | 615,0 | 611,0 | 535,0 |
| | Média | 698,9 | 724,1 | 744,5 | 647,5 | 677,1 | 663,4 | 631,3 | 608,8 | 601,9 | 522,7 |
| | Desv.Pad. | 216,1 | 245,6 | 177,0 | 136,4 | 138,4 | 140,6 | 158,6 | 167,7 | 171,0 | 214,0 |
| | Máximo | 1049,0 | 1086,0 | 977,0 | 977,0 | 985,0 | 903,0 | 908,0 | 902,0 | 898,0 | 835,0 |
| | Mínimo | 332,0 | 280,3 | 332,0 | 466,0 | 499,0 | 394,0 | 280,9 | 224,4 | 205,3 | 67,4 |
| | N | 15 | 15 | 15 | 15 | 15 | 15 | 15 | 15 | 15 | 15 |
| SDT (mg/L) | Mediana | 339,0 | 338,0 | 365,0 | 301,0 | 332,0 | 315,0 | 315,0 | 302,0 | 299,0 | 268,0 |
| | Média | 342,4 | 354,9 | 364,9 | 317,3 | 331,9 | 325,1 | 310,7 | 298,5 | 294,9 | 276,3 |
| | Desv.Pad. | 109,6 | 124,6 | 89,7 | 69,3 | 70,2 | 71,4 | 80,2 | 85,0 | 86,6 | 86,4 |
| | Máximo | 514,0 | 532,0 | 479,0 | 479,0 | 483,0 | 443,0 | 445,0 | 442,0 | 440,0 | 409,0 |
| | Mínimo | 163,0 | 137,0 | 163,0 | 228,0 | 245,0 | 193,0 | 138,0 | 110,0 | 101,0 | 116,0 |
| | N | 15 | 15 | 15 | 15 | 15 | 15 | 15 | 15 | 15 | 15 |
| SST (mg/L) | Mediana | 171,0 | 163,0 | 99,5 | 92,2 | 79,7 | 35,6 | 39,5 | 12,0 | 14,0 | 10,0 |
| | Média | 231,9 | 186,2 | 114,0 | 103,6 | 81,4 | 46,2 | 62,1 | 18,4 | 16,1 | 14,2 |
| | Desv. Pad. | 180,5 | 125,1 | 62,0 | 59,2 | 52,2 | 56,9 | 69,5 | 13,2 | 13,4 | 11,7 |
| | Máximo | 754,0 | 504,0 | 205,7 | 205,0 | 200,0 | 207,0 | 256,7 | 41,0 | 36,0 | 33,0 |
| | Mínimo | 79,0 | 73,0 | 28,0 | 7,0 | 7,0 | 2,0 | 7,0 | 4,0 | 0,0 | 0,0 |
| | N | 12 | 11 | 12 | 12 | 12 | 10 | 10 | 9 | 9 | 9 |

BR=esgoto bruto; GOR=caixa de gordura; FS=fossa séptica; FA=filtro aerado; DEC=decantador; AGU=tanque de aguapé *Eichornea crassipes*; ALG=tanque de algas; CYP=tanque da Cyperaceae *schoenoplectus sp.*, POA=tanque de Poaceae *Panicum cf. racemosum* e de *Cyperus ligularis*; EFL=efluente do tratamento original do CEADS.

Tabela 6b - Parâmetros de qualidade do efluente analisados ao longo do sistema, na saída de cada unidade de tratamento (N = N^o de amostras).

| Unidade de tratamento | | BR | GOR | FS | FA | DEC | AGU | ALG | CYP | POA | EFL |
|----------------------------|-----------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|------|-------|
| DQO (mg/L O ₂) | Mediana | 485,3 | | 404,2 | 159,1 | 99,2 | 77,0 | 65,4 | 56,2 | 49,1 | 44,1 |
| | Média | 507,0 | | 371,8 | 172,6 | 113,5 | 81,1 | 76,4 | 57,5 | 49,6 | 56,1 |
| | Desv.Pad. | 132,2 | | 112,7 | 95,0 | 36,8 | 34,9 | 39,2 | 25,7 | 22,9 | 59,8 |
| | Máximo | 722,5 | | 590,0 | 358,3 | 213,3 | 166,7 | 152,5 | 111,7 | 91,7 | 238,3 |
| | Mínimo | 274,2 | | 189,0 | 19,8 | 74,8 | 34,2 | 36,7 | 22,5 | 19,0 | 1,5 |
| | N | 14 | | 14 | 14 | 13 | 13 | 13 | 13 | 13 | 13 |
| DBO (mg/L O ₂) | Mediana | 182,6 | | 140,2 | 32,4 | 30,1 | 14,3 | 19,7 | 14,9 | 13,5 | 16,7 |
| | Média | 191,9 | | 146,5 | 45,4 | 30,3 | 15,9 | 21,5 | 12,2 | 12,9 | 29,9 |
| | Desv.Pad. | 56,2 | | 86,2 | 41,4 | 18,7 | 8,7 | 16,0 | 7,1 | 7,1 | 25,6 |
| | Máximo | 303,6 | | 329,7 | 161,6 | 64,8 | 29,6 | 47,8 | 20,4 | 25,7 | 79,7 |
| | Mínimo | 116,6 | | 45,6 | 6,1 | 2,5 | 1,4 | 1,0 | 0,7 | 2,2 | 0,9 |
| | N | 10 | | 10 | 10 | 10 | 10 | 8 | 8 | 9 | 10 |
| N amoniacal(mg/L) | Mediana | 49,1 | 50,2 | 54,0 | 31,8 | 35,7 | 37,9 | 33,0 | 31,7 | 29,7 | 13,2 |
| | Média | 48,1 | 55,1 | 55,7 | 34,8 | 38,5 | 39,2 | 36,2 | 34,4 | 33,7 | 29,9 |
| | Desv.Pad. | 23,9 | 29,2 | 21,2 | 14,0 | 15,8 | 17,2 | 18,7 | 19,7 | 20,5 | 25,6 |
| | Máximo | 89,7 | 109,8 | 89,6 | 58,4 | 67,5 | 75,8 | 79,7 | 84,6 | 88,0 | 16,7 |
| | Mínimo | 8,2 | 7,0 | 12,9 | 15,9 | 19,2 | 16,0 | 11,1 | 6,3 | 4,5 | 1,1 |
| | N | 14 | 14 | 14 | 14 | 14 | 14 | 14 | 14 | 14 | 14 |
| Nitrito (mg/L) | Mediana | 0,4 | 0,3 | 0,3 | 3,5 | 0,8 | 0,7 | 0,7 | 0,4 | 0,2 | 9,5 |
| | Média | 0,5 | 0,8 | 0,3 | 3,5 | 1,8 | 1,6 | 1,4 | 1,3 | 0,7 | 13,2 |
| | Desv.Pad. | 0,3 | 1,6 | 0,1 | 3,0 | 2,1 | 1,9 | 1,8 | 1,7 | 1,3 | 6,5 |
| | Máximo | 1,3 | 6,0 | 0,6 | 7,9 | 5,9 | 5,9 | 6,0 | 5,5 | 5,1 | 23,9 |
| | Mínimo | 0,2 | 0,2 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 5,5 |
| | N | 14 | 12 | 14 | 14 | 13 | 13 | 14 | 14 | 14 | 11 |
| Nitrito (mg/L) | Mediana | 2,4 | 2,3 | 2,8 | 17,8 | 9,7 | 6,4 | 4,6 | 6,2 | 6,0 | 0,4 |
| | Média | 3,5 | 4,3 | 11,7 | 23,8 | 15,9 | 11,3 | 13,1 | 10,9 | 11,7 | 0,4 |
| | Desv.Pad. | 3,3 | 4,1 | 22,0 | 22,3 | 18,7 | 14,4 | 19,0 | 12,2 | 13,9 | 0,3 |
| | Máximo | 13,8 | 15,4 | 79,7 | 67,1 | 67,1 | 55,9 | 68,5 | 41,0 | 53,3 | 0,9 |
| | Mínimo | 0,9 | 0,7 | 0,8 | 1,1 | 1,1 | 1,1 | 1,0 | 1,1 | 1,2 | 0,1 |
| | N | 13 | 13 | 14 | 14 | 14 | 14 | 14 | 14 | 14 | 13 |
| P total (mg/L) | Mediana | 23,6 | | 20,1 | 17,0 | | 19,5 | 18,7 | 17,0 | 13,9 | 9,5 |
| | Média | 25,7 | | 21,0 | 18,7 | | 19,4 | 18,6 | 16,6 | 16,0 | 13,2 |
| | Desv.Pad. | 11,3 | | 6,9 | 5,3 | | 5,1 | 4,5 | 5,3 | 5,6 | 6,5 |
| | Máximo | 49,6 | | 39,1 | 30,5 | | 31,2 | 28,3 | 26,0 | 27,9 | 23,9 |
| | Mínimo | 11,7 | | 11,4 | 8,7 | | 8,7 | 12,0 | 7,0 | 7,2 | 5,5 |
| | N | 13 | | 13 | 13 | | 12 | 13 | 13 | 13 | 11 |

BR=esgoto bruto; GOR=caixa de gordura; FS=fossa séptica; FA=filtro aerado; DEC=decantador; AGU=tanque de aguapé *Eichornea crassipes*; ALG=tanque de algas; CYP=tanque da Cyperaceae *schoenoplectus sp.*, POA=tanque de Poaceae *Panicum cf. racemosum* e de *Cyperus ligularis*; EFL=efluente do tratamento original do CEADS.

Tabela 7 - Valores médios de eficiência de remoção (%) em cada tanque e eficiência total do sistema em relação aos parâmetros analisados (Valores negativos representam incremento percentual).

| | FS | FA | DEC | AGU | ALG | CYP | POA | Eficiência total |
|--------------------|--------|----------------|-------|-------------|--------------|-------------|-------------|------------------|
| OD | -7,2 | -844,5 | 62,8 | -123,2 | -37,5 | 18,2 | -12,7 | -959,6 |
| SDT | -2,8 | 13,1 | -4,6 | 2,0 | 4,4 | 3,9 | 1,2 | 13,9 |
| SST | 38,8 | 9,2 | 21,4 | 43,2 | 31,5 | 70,4 | 12,4 | 93,1 |
| DQO | 27,0 | 53,6 | 34,2 | 28,6 | 5,7 | 24,8 | 13,7 | 90,0 |
| DBO | 23,7 | 69,0 | 33,4 | 47,4 | -34,9 | 43,0 | -5,5 | 93,3 |
| N amoniacal | -1,1 | 37,5 | -10,5 | -2,0 | 7,8 | 4,9 | 2,1 | 30,0 |
| Nitrito | 61,4 | -1010,5 | 48,2 | 13,7 | 10,1 | 4,5 | 45,4 | -53,3 |
| Nitrato | -173,1 | -104,2 | 33,4 | 28,9 | -15,8 | 16,6 | -7,1 | -231,0 |
| P total | 18,5 | 11,0 | --- | -3,8 | 4,1 | 10,9 | 3,5 | 37,9 |

FS=fossa séptica; FA=filtro aerado; DEC=decantador; AGU=tanque de aguapé *Eichornea crassipes*; ALG=tanque de algas; CYP=tanque da Cyperaceae *schoenoplectus sp.*, POA=tanque de Poaceae *Panicum cf. racemosum* e de *Cyperus ligularis*.

Os tanques vegetados - com exceção do tanque de Cyperaceae - contribuíram com um incremento do OD no efluente. Deve-se destacar que no tanque de aguapé (AGU) houve um expressivo aumento de OD (123%).

Todos os tanques contribuíram para a remoção de SST e de DQO, embora a contribuição do tanque de algas (ALG) tenha sido muito baixa (5,7%) para este último parâmetro. Da mesma forma, todos contribuíram para a remoção de nitrito, sendo o tanque de Cyperaceae (CYP) o que menos contribuiu (4,5%).

Com relação à remoção de DBO, não houve contribuição do tanque de algas (ALG) e de Poaceae (POA), o que sugere um acúmulo de matéria orgânica nestes tanques. A remoção de nitrato ocorreu nos tanques vegetados com aguapé (AGU) e Cyperaceae (CYP).

Com relação ao N amoniacal e ao fósforo, somente o tanque com aguapé (AGU) não contribuiu para a remoção dos mesmos. A amonificação pode ter ocorrido devido à maior concentração de plantas em decomposição, que liberam N orgânico, e ao incremento de OD no tanque. Este fato está de acordo com Sezerino (2006), que cita que as taxas de conversão do N orgânico à amônia são rápidas em zonas aeróbias e decrescem em zonas facultativas e anaeróbias.

De forma geral pode-se concluir que o sistema de tanques vegetados contribuiu com a melhoria da qualidade do efluente para praticamente todos os parâmetros, ainda que em alguns casos, de forma apenas incremental. Tal fato pode

ser melhor visualizado na Tabela 8. Em relação ao desempenho geral do sistema, é importante destacar que após certo tempo e funcionamento do sistema, as plantas estão mais bem desenvolvidas e os microrganismos, aderidos ao meio suporte e às raízes das plantas, mais bem adaptados (Sezerino et al., 2006), o que deve aumentar a eficiência do sistema.

Tabela 8 - Eficiência de tratamento (% remoção) do conjunto FS + FA + DEC (medida na saída do DEC) comparado com a eficiência do conjunto de tanques vegetados AGU, ALG, CYP, POA (medida na saída do POA).

| Etapas de tratamento BR a DEC e DEC a POA | BR | DEC | POA |
|--|-----------|------------|------------|
| OD (mg.L ⁻¹) | 0,32 | 1,2 | 3,4 |
| % remoção | --- | -274,7 | -182,8 |
| SDT (mg.L ⁻¹) | 342,4 | 331,9 | 294,9 |
| % remoção | --- | 3,1 | 11,1 |
| SST (mg.L ⁻¹) | 231,9 | 81,4 | 16,1 |
| % remoção | --- | 64,9 | 80,2 |
| DQO (mg.L ⁻¹) | 507,0 | 113,5 | 49,6 |
| % remoção | --- | 77,6 | 56,3 |
| DBO (mg.L ⁻¹) | 191,9 | 30,3 | 12,9 |
| % remoção | --- | 84,2 | 57,3 |
| N amoniacal (mg.L ⁻¹) | 51,2 | 44,4 | 40,0 |
| % remoção | --- | 20,0 | 12,5 |
| Nitrito (mg.L ⁻¹) | 0,5 | 1,8 | 0,7 |
| % remoção | --- | -279,4 | 59,6 |
| Nitrato (mg.L ⁻¹) | 3,5 | 15,9 | 11,7 |
| % remoção | --- | -350,3 | 26,6 |
| P total (mg.L ⁻¹) | 25,7 | 18,7* | 16,0 |
| % remoção | --- | 27,4 | 14,4 |

BR=esgoto bruto; DEC=decantador; POA=tanque de Poaceae *Panicum cf. racemosum* e de *Cyperus ligularis*. * O valor corresponde à saída do FA = filtro aerado, já que não foram feitas análises de P total no DEC.

3.3.1 Temperatura

A variação nos valores obtidos de temperatura ao longo do tratamento encontra-se na Figura 26. As variações mais aparentes, apesar de ainda sutis, ocorreram nos tanques vegetados onde se observou temperaturas mais baixas, uma vez que sofrem maior influência de fatores climáticos externos, como as chuvas, os ventos e a radiação solar, por serem abertos e por possuírem menor profundidade (Kaczala et al., 2005). Em situações de temperaturas baixas, ocorre o aumento da solubilidade do oxigênio na água (Figura 27), entretanto a atividade microbiana pode ser reduzida (SILVA, 2007).

A média de temperatura observada em todo o sistema foi de $26,3 \pm 0,31^\circ\text{C}$. Nos tanques vegetados a temperatura média foi de $26,0 \pm 0,13^\circ\text{C}$. No tanque de aguapé, a temperatura variou de $20,5^\circ\text{C}$ a $31,4^\circ\text{C}$, com média de $26,1 \pm 3,35^\circ\text{C}$. Observou-se que tais temperaturas ficaram próximas à média diária de temperatura do ar ($23,5 \pm 3,1^\circ\text{C}$), uma vez que há um balanço entre as formas de transferência dominantes, isto é, ganhos através da energia solar e perdas através de energia evaporativa.

Essas temperaturas encontradas estão próximas da faixa ideal para desenvolvimento do aguapé (entre 25 e 31°C), segundo PEDRALLI (1996).



Figura 26 - Valores médios de temperatura do efluente em cada ponto de coleta, ao longo do sistema, durante o período de monitoramento.



Figura 27 - Comparação das variáveis Temperatura e Oxigênio dissolvido (OD) ao longo do sistema, durante o período de monitoramento.

3.3.2 Oxigênio Dissolvido (OD)

O OD é o principal parâmetro de caracterização dos efeitos da poluição das águas por despejos orgânicos (Von Sperling, 2006). Sua concentração na água é influenciada pela temperatura, precipitação, sais presentes dissolvidos no meio, atividades biológicas e o próprio meio suporte.

De acordo com a Figura 28, não houve alteração na concentração de oxigênio dissolvido nos primeiros tanques (BR, GOR e FS). Deve-se destacar que foi percebido um aumento nestes níveis no filtro aerado (FA) e nos tanques vegetados, principalmente nos tanques com algas. Este aumento já era esperado devido ao efeito da fotossíntese realizada por estas algas, liberando O_2 na água.

As algas, através da fotossíntese, produzem oxigênio para a realização dos processos de decomposição aeróbios da matéria orgânica e para manutenção das condições aeróbias do meio aquático (Bento, 2005). De acordo com Arceivala (1981), as algas produzem cerca de 15 vezes mais oxigênio do que consomem, o que conduz a um saldo positivo de OD no sistema aquático em que se encontra. Esse fato pode explicar o aumento de OD no tanque de algas.

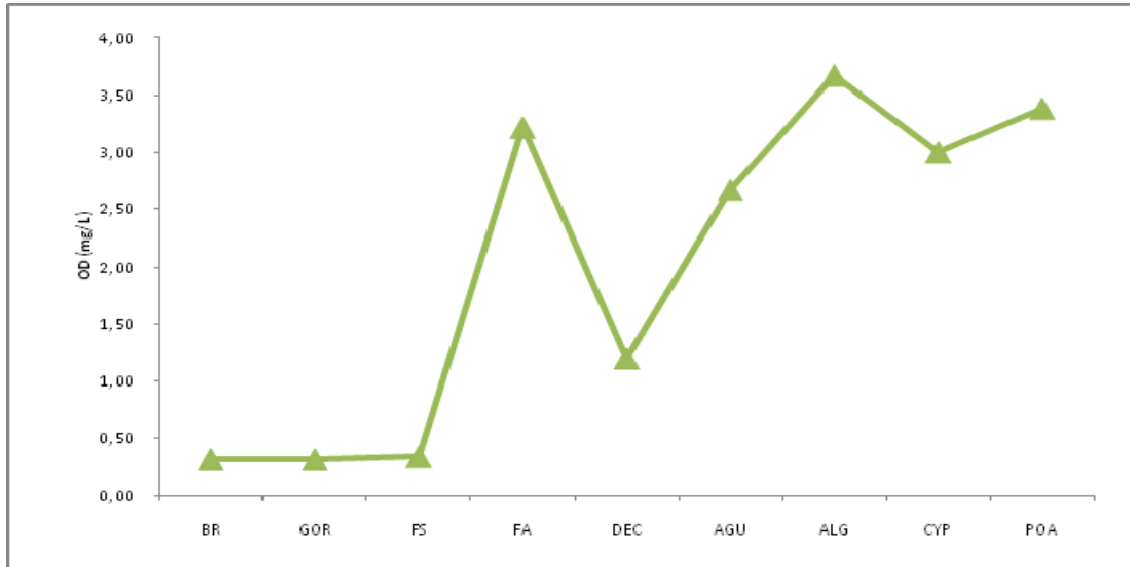


Figura 28 - Valores médios de OD em cada tanque ao longo do sistema, durante o período de monitoramento.

No tanque posterior (CYP) ao que estavam às algas ocorreu uma pequena depleção de OD, provavelmente devido à menor quantidade de algas e biodegradação da matéria orgânica residual, tais como de plantas em decomposição, dentro deste tanque (IAMCHATURAPATR et al., 2007).

Verificou-se um incremento de OD, principalmente nos tanques aerado (FA), de água (AGU) e de algas (ALG). Tal fato demonstra que o sistema promoveu o aumento desejado nos níveis de OD no efluente final, de 182 % de O_2 (Tabela 8).

Os valores mais altos de OD nos tanques vegetados são, provavelmente, devido à maior oxigenação da água pela liberação de O_2 pelas raízes das plantas. Segundo Jedicke et al. (1989), o aguapé pode duplicar a concentração de oxigênio dissolvido na água, proveniente da fotossíntese das folhas e fluxo interno de gases. Pode ter ocorrido também este incremento devido à baixa taxa de degradação de matéria orgânica presente nas águas, assim como pelo baixo consumo de oxigênio para oxidação da mesma. Stottmeister et al. (2003) afirma que o fornecimento de oxigênio a sistemas alagados de fluxo subsuperficial é atribuído principalmente ao transporte do gás pela planta à rizosfera, e as maiores taxas de transporte de O_2 ocorrem em plantas com raízes menores e mais curtas.

No entanto, a quantidade de oxigênio que pode ser fornecida para a rizosfera em *wetlands* horizontais de fluxo subsuperficial, bem como a transferência por diferentes espécies de plantas, ainda não está definida. A demanda de oxigênio para

oxidar a matéria orgânica pode equivaler a maior parte desse oxigênio (Crites et al., 2005), e a importância da transferência do oxigênio via parênquima de algumas plantas pode ser pequena no balanço do OD (USEPA, 2000).

A média de valores de OD obtidos nos tanques vegetados foi de $3,18 \pm 0,62$ mg.L⁻¹. Estes valores encontram-se dentro do limite estabelecido pela ABNT/NBR 13969 para corpos hídricos receptores classe a (a mais restritiva e, portanto, compatível com área de preservação ambiental) que é > 2 mg.L⁻¹.

3.3.3 Potencial hidrogeniônico (pH)

Segundo Farias (2006), o pH é muito influenciado pela quantidade de matéria orgânica a ser decomposta. Quanto maior a quantidade de matéria orgânica disponível, menor o pH, pois muitos ácidos são produzidos por decomposição de materiais.

O pH da massa líquida obteve médias variando entre os valores de 6,9 na fossa séptica a 7,3 no tanque de algas (Figura 29). A média do pH medido no efluente do sistema (POA) foi de $7,1 \pm 0,2$, encontrando-se portanto dentro da faixa estabelecida pelo CONAMA 357/05 para lançamento de efluentes, que é de 5 a 9. Percebeu-se uma redução no pH na fossa séptica, assim como um aumento do pH no filtro aerado e no tanque de algas. Essa redução na fossa séptica indicaria a presença de bactérias acidogênicas que realizam a fermentação de aminoácidos e açúcares em ácidos intermediários (MESQUITA, 2009).

A manutenção do pH próximo a neutralidade mantém o tamponamento do meio, o que favorece a maioria das espécies bacterianas (que possuem faixa ótima de desenvolvimento entre 6,5 a 7,5) e a disponibilidade de fósforo nas plantas (Souza et al, 2006). Neste contexto, os valores de pH nos tanques vegetados, variando entre 6,5 e 7,8, reforçam as afirmações disponíveis na literatura para um potencial de tamponamento dos filtros plantados com macrófitas – “*constructed wetlands*” – favorecendo o desenvolvimento de microrganismos (GSCHLÖBL et al., 2004 apud SEZERINO et al., 2006).

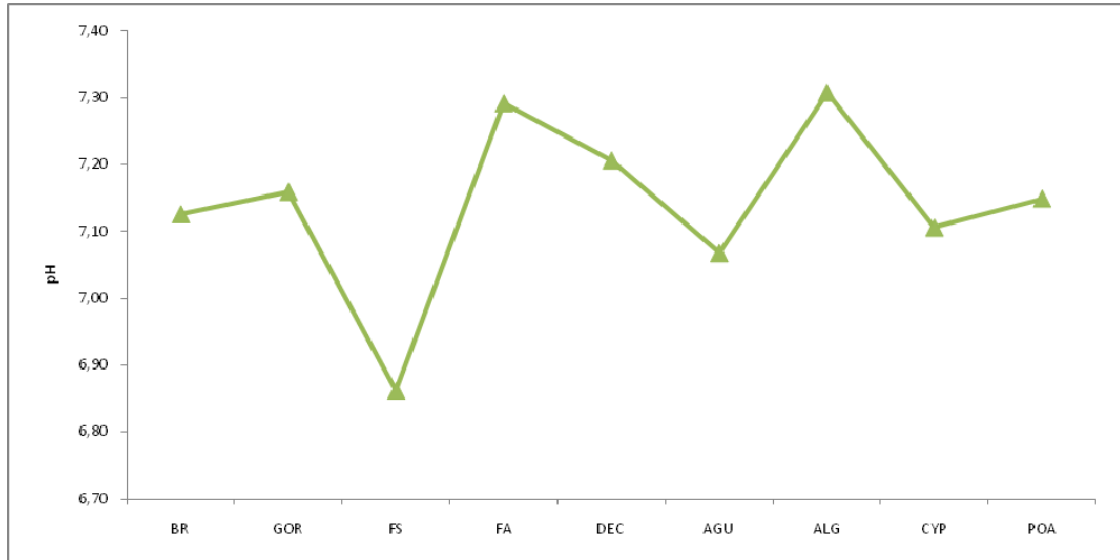


Figura 29 - Valores médios de pH em cada tanque ao longo do sistema, durante o período de monitoramento.

O aumento do pH pode estar relacionado ao aumento das taxas de oxigênio dissolvido, como já verificado por Salomão (2009) e Colmenarejo et al. (2006) (Figura 30). A redução do pH ocorrida no tanque de aguapé pode ter sido influenciada pelo excesso de matéria orgânica encontrada neste tanque. No caso do decantador, foi concluído por Salomão (2009), que havia um problema de super dimensionamento deste tanque o que resultaria em tempo de retenção muito longo. Com isto, ocorreria a formação de zona anaeróbia no fundo e os gases gerados transportam os sólidos suspensos, que deveriam ficar no fundo, para a superfície e, conseqüentemente, para o próximo tanque. Tal problema foi solucionado apenas após o período de monitoramento da presente dissertação, com a transformação do decantador em filtro anaeróbio.

De acordo com König (1990) apud Silva (1996), o aumento do pH em função do aumento do oxigênio decorre da intensa atividade fotossintética, que pode remover CO_2 mais rapidamente do que a sua reposição pela atividade bacteriana. Dessa forma, estas algas são responsáveis pela liberação dos íons hidroxila (OH^-) durante o consumo de CO_2 no processo de fotossíntese, obtido dos íons carbonatos e bicarbonatos, resultando na elevação do pH e alcalinização do meio.

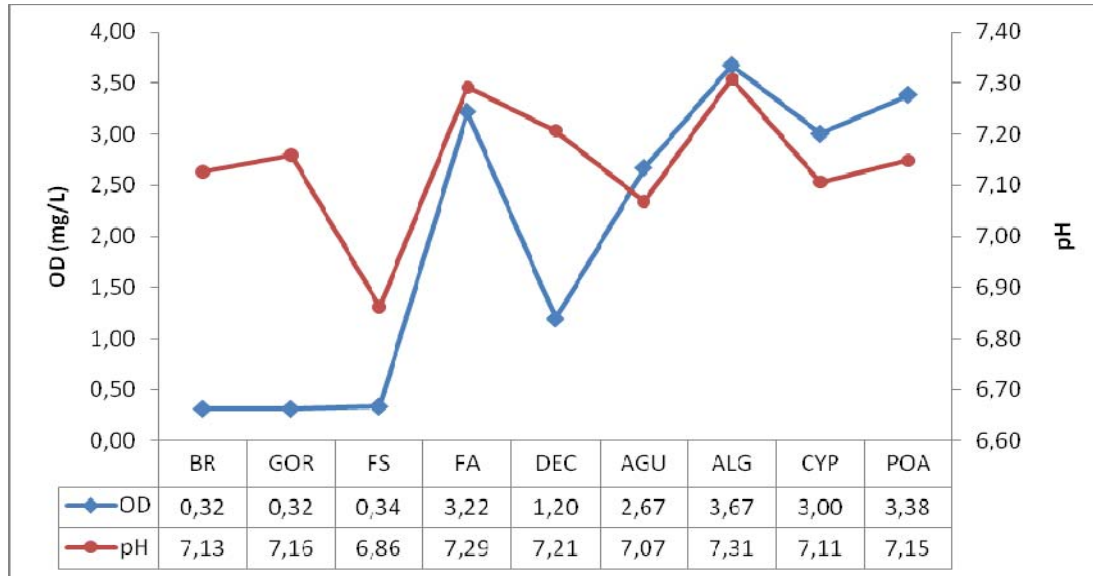


Figura 30 - Variação das médias de OD e pH em cada tanque.

3.3.4 Condutividade

A condutividade elétrica é uma expressão numérica da capacidade de um líquido conduzir a corrente elétrica, sendo dependente da temperatura, que reflete na concentração de íons dissolvidos, podendo representar uma medida indireta da concentração de poluentes (Esteves, 1998). Este parâmetro fornece informações sobre as condições do sistema, assim como a disponibilidade de nutrientes, minerais e orgânicos presentes no mesmo.

Em águas naturais, os valores de condutividade apresentam-se na faixa de 10 a 100 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e, em ambientes poluídos por esgoto doméstico ou industrial, os valores de condutividade podem chegar a 1000 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (BRIGANTE et al., 2003).

Verifica-se que nos tanques vegetados houve uma diminuição da condutividade, o que pode indicar uma maior capacidade de absorção de íons dissolvidos pelas plantas (Figura 31).

Os valores médios obtidos variaram de 601,9 na efluente final do EE (POA) a 744,5 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ na fossa séptica (FS), com média de $666,4 \pm 49,6 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.

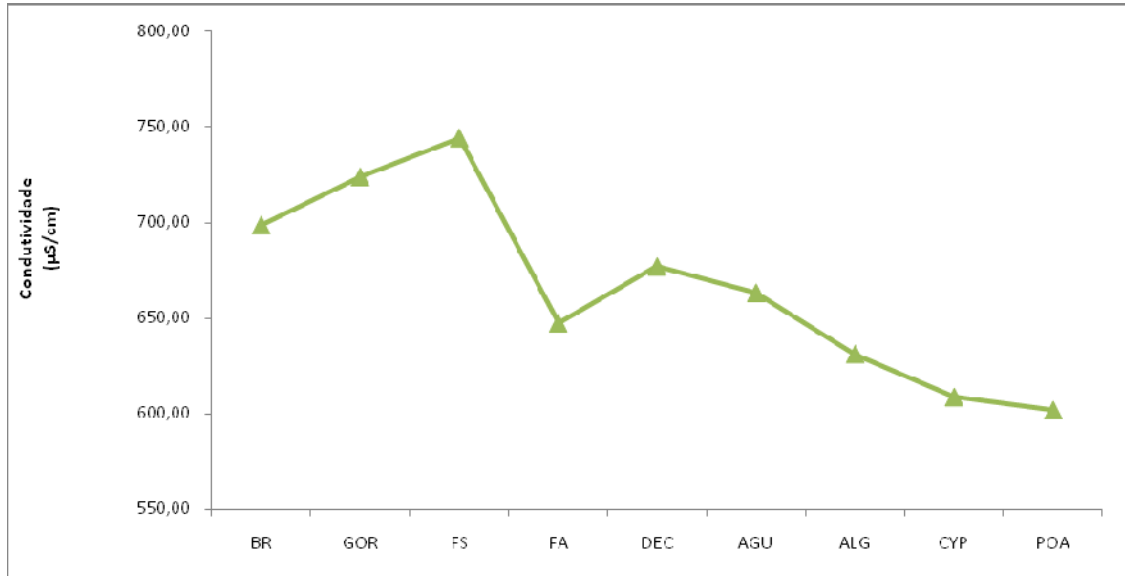


Figura 31 - Valores médios de condutividade elétrica, em cada tanque ao longo do sistema, durante o período de monitoramento.

3.3.5 Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)

Segundo Branco (1986), todos os contaminantes da água, com exceção dos gases dissolvidos, contribuem para a carga de sólidos, os quais podem ser classificados pelas suas características físicas (suspensos ou dissolvidos) e químicas (orgânicos ou inorgânicos).

O alto teor de sólidos dissolvidos totais na água não é conveniente para determinados usos. Quando contém menos de 500 mg.L^{-1} de SDT é, em geral, satisfatória para uso doméstico e para muitos fins industriais (FARIAS, 2006).

As médias das concentrações de SDT ao longo do sistema de tratamento podem ser observadas na Figura 32. Verificou-se um aumento dessas concentrações no decantador (DEC), o que sugere um mau funcionamento desta unidade, conforme explicado no item anterior.

O valor médio variou de $294,9 \pm 86,6 \text{ mg.L}^{-1}$ no efluente final (POA) a $364,9 \pm 89,7 \text{ mg.L}^{-1}$ na fossa séptica (FS). Esses valores foram próximos aos encontrados por Contar (2007), que relatou 365 mg.L^{-1} na fossa séptica e 279 mg.L^{-1} no efluente em tratamento de esgoto em um hotel, com sistema de fossa, tanque anaeróbio, aerado e decantador.

A eficiência total de remoção de SDT no sistema foi de 13,9% (Tabela 7).

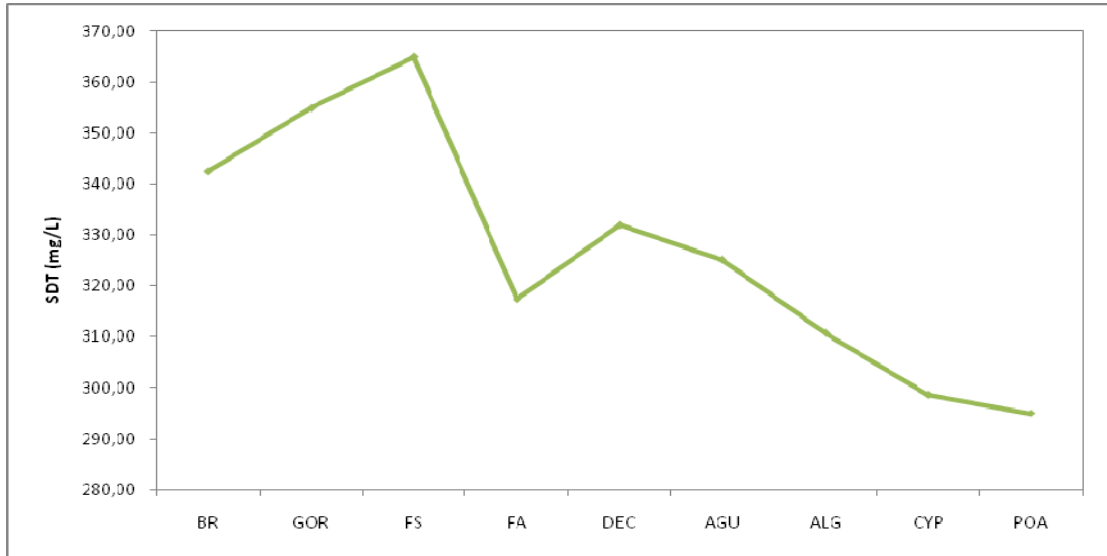


Figura 32 - Valores médios de sólidos dissolvidos totais em cada tanque ao longo do sistema, durante o período de monitoramento.

3.3.6 Sólidos Suspensos Totais (SST)

A concentração de SST ao longo do sistema de tratamento pode ser visualizada na Figura 33. A média calculada para esse parâmetro variou de $231,9 \pm 180,5 \text{ mg.L}^{-1}$ no esgoto bruto (BR) a $16,1 \pm 13,4 \text{ mg.L}^{-1}$ no efluente final (POA). Contar (2007) obteve valores que variavam de 338 mg.L^{-1} a 28 mg.L^{-1} em efluente tratado. As concentrações do esgoto bruto estudado estão na faixa de esgoto considerado de fraco a médio ($120 - 230 \text{ mg.L}^{-1}$), segundo JORDÃO; PESSOA (2009).

A eficiência total de remoção de SST no sistema foi de 93% (Tabela 7), valor próximo ao descrito por Cano (2009), que em experimentos em escala laboratorial observou a taxa de remoção de SST próxima de 90%, resultando em efluentes com concentrações inferiores a 34 mg.L^{-1} . Tal valor está acima do encontrado por Sezerino et al. (2006), que obteve remoção de 70% em sistema de tratamento com tanque séptico e filtro plantado.

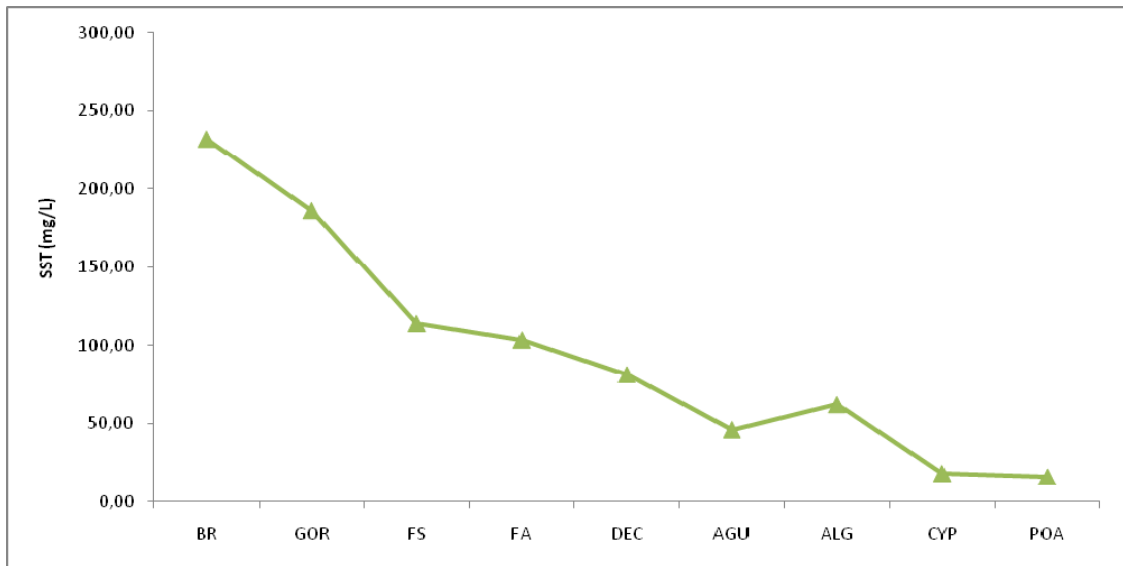


Figura 33 - Valores médios de sólidos suspensos totais em cada tanque ao longo do sistema, durante o período de monitoramento.

3.3.7 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A DQO está intimamente ligada com a concentração de matéria orgânica no efluente, correspondendo à quantidade de oxigênio necessária para oxidar a fração orgânica de uma amostra em solução ácida (JORDÃO; PESSOA, 2009).

Os valores médios de DQO nos tanques estão indicados na Tabela 6b e o comportamento decrescente dessa variável, ao longo das etapas de operação do sistema, pode ser observado na Figura 34. Esse parâmetro não foi analisado no efluente da caixa de gordura.

Como esperado, nos tanques de tratamentos primário e secundário (fossa e filtro aerado), a redução de DQO foi mais eficiente que nos demais tanques. Verificou-se uma eficiência de remoção total do sistema de 90% (Tabela 7). Almeida et al (2010) descreveram em um sistema de zona de raízes a remoção de DQO total de 81,1%, enquanto em trabalho realizado em 2007 (Almeida et al. 2007) observaram uma eficiência entre 88 e 89,5% no mesmo tipo de sistema.

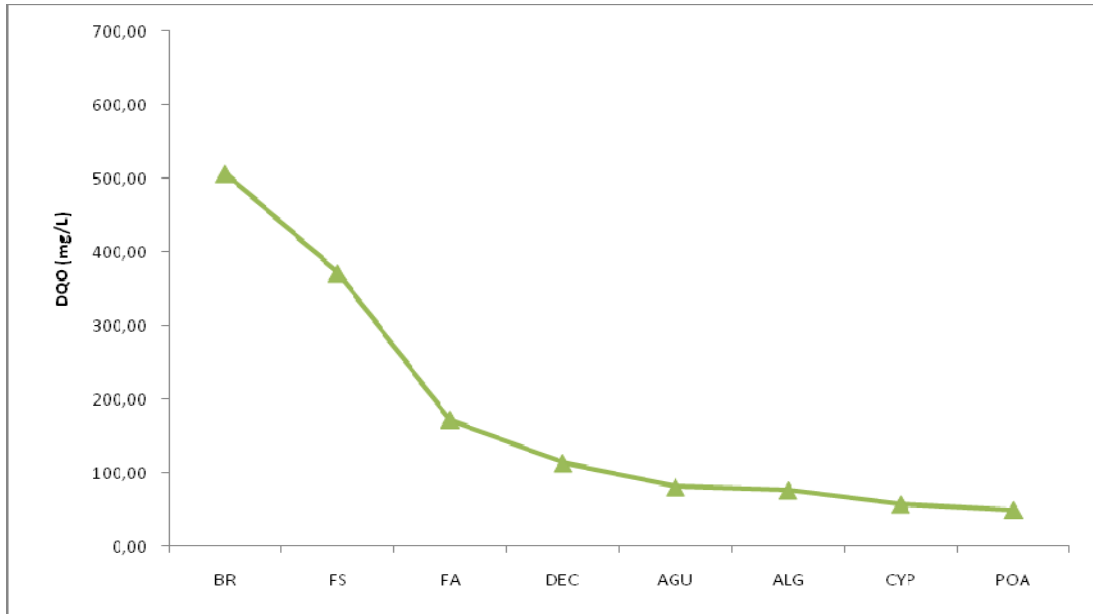


Figura 34 - Valores médios de DQO em cada tanque ao longo do sistema, durante o período de monitoramento.

A DQO média no esgoto bruto foi de $507 \pm 132,2 \text{ mg.L}^{-1}$ e no efluente do sistema foi de $49,6 \pm 22,9 \text{ mg.L}^{-1}$. Esse valor no efluente do sistema foi menor que o encontrado por Almeida et al (2007), de $77,39 \text{ mg.L}^{-1}$ em sistema de zona de raízes para purificação de esgoto sanitário, e por Contar (2007), que obteve uma concentração média no efluente de 144 mg.L^{-1} . O limite estabelecido pela ABNT NBR 13969 para despejo em corpo hídrico “classe a” é de 50 mg.L^{-1} , portanto o valor médio calculado no efluente do sistema ($49,6 \text{ mg.L}^{-1}$) encontra-se dentro desse limite.

A eficiência da fossa séptica e do filtro aerado na purificação do esgoto, em relação aos níveis de DQO, foi de 27% e 53,6%, respectivamente. Este valor no ponto da fossa séptica foi maior do que descrito por Almeida et al. (2010), com eficiência de 13% na redução de DQO, onde o sistema de tratamento implantando em uma residência unifamiliar com cinco moradores era composto de fossa séptica e zona de raízes. Além disso, o TDH era maior (8 dias) que o utilizado neste estudo. Entretanto, Sezerino et al. (2006) obteve eficiência de 33% no tanque séptico, com efluente doméstico e agroindustrial.

Uma pesquisa realizada por Taylor et al. (2010) indicou que espécies das famílias Cyperaceae e Juncaceae têm melhor performance na redução de DQO, enquanto que gramíneas da família Poaceae apresentam reduções pouco eficientes.

3.3.8 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

A DBO é a quantidade de oxigênio molecular consumida por microorganismos durante a degradação da matéria orgânica (Barbosa, 2001). É um parâmetro de fundamental importância na caracterização do grau de poluição de um corpo d'água (VON SPERLING, 2006).

O valor médio de DBO medido na entrada do sistema (BR) foi $191,9 \pm 56,2$ $\text{mg.L}^{-1} \text{O}_2$ e no efluente final (POA) foi $12,9 \pm 7,1$ $\text{mg.L}^{-1} \text{O}_2$. Contar (2007), obteve concentrações superiores, variando de $542 \text{ mg.L}^{-1} \text{O}_2$ no esgoto bruto a $40 \text{ mg.L}^{-1} \text{O}_2$ no efluente.

De acordo com a Figura 35, observa-se que a queda brusca da DBO no filtro aerado, o que indicaria a ocorrência de nitrificação devido à disponibilidade de oxigênio. A maior eficiência de redução da DBO ocorreu no FA (69%) e a média da eficiência geral do sistema foi de 93,3% (Tabela 7). Estes dados corroboram com os resultados descritos por Van Kaick (2002), que observou redução de 83,9% e Costa et al. (2003), que constataram redução de 88%. Zanella (2008) que obteve uma eficiência de redução de DBO de 72,9%, em um experimento utilizando *wetlands* com meio suporte de brita nº1 e vegetação de papiro, tratando um efluente proveniente de instalações acadêmicas, com um TDH de 1,5 dias. Almeida et al. (2010) obteve eficiência total de 90,7%, resultando num efluente com $28 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$.

Klomjek e Nitisoravut (2005) constataram que algumas espécies das famílias Cyperaceae possuem alta capacidade de remoção de DBO. No presente trabalho observou-se 43% de redução de DBO no tanque de Cyperaceae (CYP).

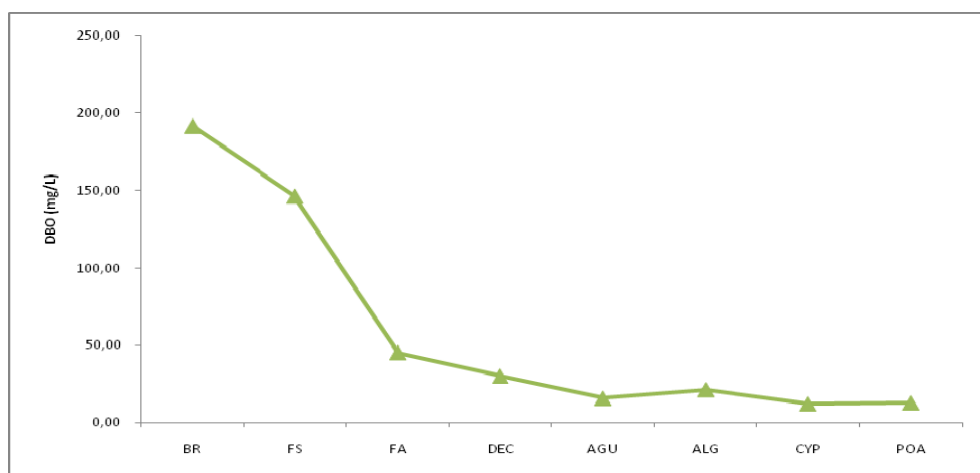


Figura 35 - Valores médios de DBO em cada tanque ao longo do sistema, durante o período de monitoramento.

As legislações de alguns estados brasileiros (SP, GO, MG), citadas por diversos autores na literatura científica, estabelecem uma redução mínima de 80% na concentração de DBO ou uma concentração máxima de $60 \text{ mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$ para o efluente das estações de tratamento de esgoto. O limite estabelecido pela ABNT NBR 13969 para despejo em rios “classe a” é de $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e pela DZ-215 é de $40 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Sendo assim, os resultados sugerem que este ecossistema engenheirado apresentou uma ótima eficiência na redução de DBO.

3.3.9 N amoniacal

O nitrogênio amoniacal é a forma mais reduzida do nitrogênio e é o primeiro composto produzido na degradação da matéria orgânica. A presença deste elemento indica poluição recente no corpo d'água e que o ambiente aquático está pobre em oxigênio (VON SPERLING, 2006; APHA, 2005).

A amônia e os nitratos são assimilados pelos microrganismos para a síntese de compostos celulares e produção de proteínas, e outros compostos, que contêm nitrogênio. A magnitude da assimilação depende da taxa de crescimento dos organismos, que é afetada por fatores como a temperatura, a carga orgânica, o tempo de detenção hidráulica, a radiação solar, além das características da água (VON SPERLING et al., 2009).

Os esgotos domésticos apresentam entre $25 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e $35 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de nitrogênio amoniacal (Jordão & Pessoa, 2009). Entretanto, a média encontrada no esgoto bruto (BR) do sistema em estudo foi maior ($48,1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$). A média de N amoniacal variou de $55,7 \pm 21,2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ na fossa séptica (FS) a $33,7 \pm 20,5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ no efluente final (POA).

A Figura 36 apresenta a concentração de N amoniacal ao longo do sistema de tratamento. Observa-se um aumento da concentração na caixa de gordura, fossa séptica e decantador. O aumento da concentração no decantador (DEC) deve ter ocorrido devido ao mau funcionamento dessa unidade, citado anteriormente, revertendo parcialmente a nitrificação ocorrida no tanque anterior (FA).

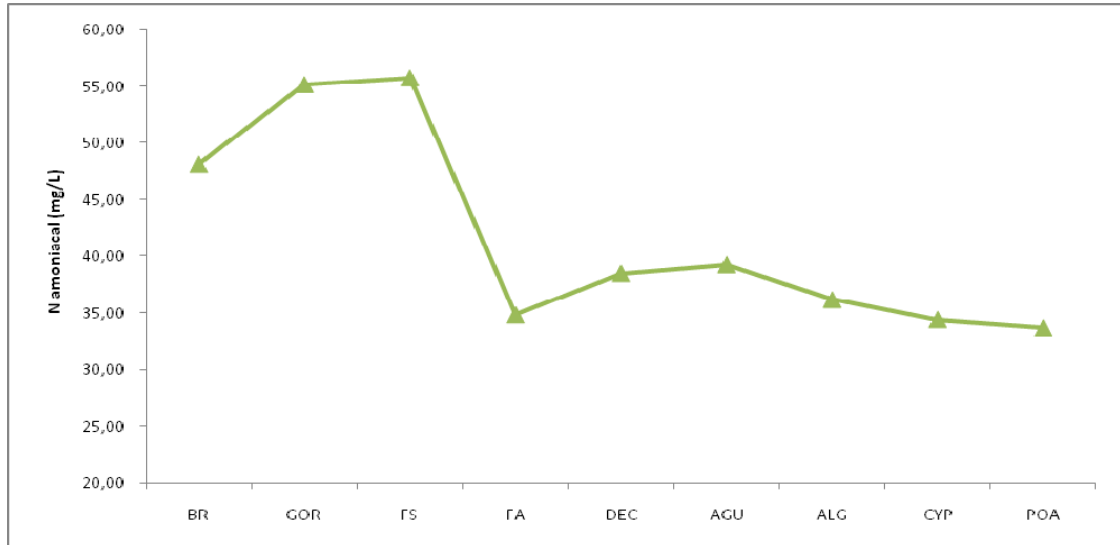


Figura 36 - Valores médios de N amoniacal em cada tanque ao longo do tratamento, durante o período de monitoramento.

A remoção máxima de N amoniacal foi de 37,5% no filtro aerado (FA) e 30% de remoção total do sistema (Tabela 7). Tal dado indica baixa taxa de nitrificação no sistema, indicando que a aeração foi insuficiente para a transformação da amônia. Segundo a Resolução CONAMA 357/05, o valor máximo para lançamento de efluentes é uma concentração de 20 mg.L^{-1} de N amoniacal, portanto, abaixo do alcançado pelo sistema estudado ($33,7 \text{ mg.L}^{-1}$). No entanto, uma resolução mais recente (Resolução Conama 397/08) modificou os limites estabelecidos como padrão de lançamento e estabeleceu que o parâmetro N amoniacal total deixou de ser aplicável como regulador da qualidade de efluentes finais produzidos por sistemas de tratamento de esgotos sanitários (REIS; MENDONÇA, 2009).

3.3.10 Nitrito

Os nitritos são muito instáveis no esgoto e oxidam-se facilmente para a forma de nitrato (Jordão e Pessoa, 2009). O processo de nitrificação (conversão de nitrogênio amoniacal a nitrato, via nitrito) aumentou no filtro aerado (FA), apresentando valores entre $0,12$ e $7,9 \text{ mg.L}^{-1}$ (Figura 37).

A média obtida no efluente final (POA) foi de $0,7 \pm 1,3 \text{ mg.L}^{-1}$, o que corresponde a um aumento de 53,3% no teor de nitrito.



Figura 37 - Valores médios de nitrito em cada tanque ao longo do sistema, durante o período de monitoramento.

O processo de nitrificação está relacionado à disponibilidade de oxigênio e pH próximo a 8,5 (Chernicharo, 2001). A oxidação de nitrito a nitrato, segunda etapa do processo de nitrificação, é feita pelas bactérias dos generos *Nitrobacter*, *Nitrococcus* e *Nitrospira* (Prosser, 1989). De acordo com a USEPA (1993), a taxa ótima de nitrificação ocorre na faixa de pH de 7,2 a 8,0.

Numa concentração de oxigênio abaixo de $0,8 \text{ mg.L}^{-1}$, pequenas quantidades de nitrito produzem NO , N_2O e N_2 . Na ausência de um oxidante para o nitrogênio, mais de 15% da amônia convertida pode sofrer denitrificação (POTH, 1986).

Observa-se uma relação entre OD e nitrito na Figura 38, sendo inversamente proporcional nos tanques vegetados, o que indica um consumo de nitrito e produção de OD pelas macrófitas.

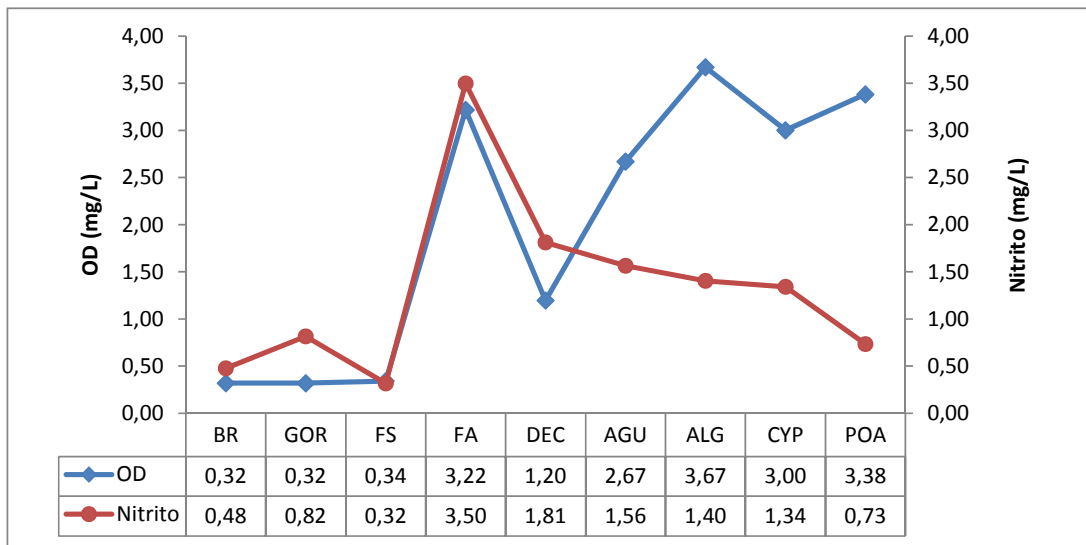


Figura 38 - Relação das médias de OD e nitrito ao longo do sistema durante o período de monitoramento.

3.3.11 Nitrato

O nitrato é a principal forma de nitrogênio encontrada na água. A desnitrificação - conversão de nitrato a nitrogênio gasoso - é um processo de decomposição anóxica onde ocorre a quebra da matéria orgânica por bactérias heterotróficas (ESTEVES, 1998).

No efluente, a média de nitrato foi de $11,6 \pm 13,9 \text{ mg.L}^{-1}$. Segundo Jordão & Pessoa (2009), a concentração de nitratos nos efluentes tratados pode variar de 0 a 20 mg.L^{-1} . O limite indicado pela ABNT NBR 13969 para lançamentos em corpos hídricos receptores classe a (o mais restritivo e, portanto, compatível com área de preservação ambiental) que é de 20 mg.L^{-1} . Observa-se um aumento da concentração de nitrato na FS e no FA, e uma queda no DEC, o que pode indicar a ocorrência de desnitrificação devido à condição anóxica neste último (Figura 39).

O maior consumo de nitrato pode estar relacionado ao período de maior produção de biomassa, visto que as bactérias heterotróficas utilizam este elemento como aceptor de elétrons no lugar do oxigênio durante o seu metabolismo (TEIXEIRA et al., 2008).



Figura 39 - Valores médios de nitrato em cada tanque, ao longo do tratamento durante o período de monitoramento.

A retirada de nitrogênio do esgoto através da incorporação na biomassa de plantas foi também observada ser de pequena importância do ponto de vista técnico, visto que a colheita da biomassa aérea removeria, segundo Thable (1984) apud Stottmeister et al. (2003), apenas de 5 a 10% do nitrogênio encontrado nos esgotos. Tanner (1996) estimou que a concentração de nitrogênio em helophytas na biomassa aérea seria entre 15 a 32 mg de nitrogênio por grama de biomassa seca. Devido a esses níveis relativamente baixos de remoção de nutrientes, a biomassa vegetal em sistemas de tratamento de esgotos geralmente não é coletada na Europa.

Na figura 40, observa-se a relação entre N amoniacal e nitrato, em que houve o aumento de nitrato e a queda de N amoniacal no filtro aerado (FA), indicando a ocorrência do processo de nitrificação nesse tanque.

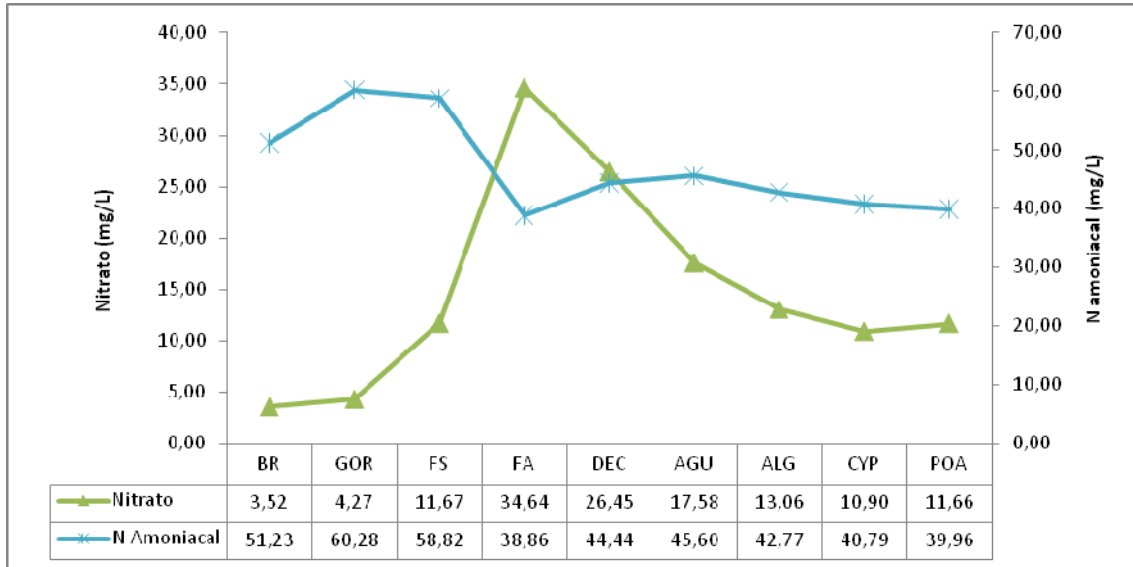


Figura 40 - Relação das médias de nitrato e N amoniacal ao longo do tratamento, durante o período de monitoramento.

3.3.12 Fósforo Total

O fósforo é um dos principais nutrientes para os processos biológicos, um dos chamados macro-nutrientes, por ser exigido também em grandes quantidades pelas células. Além da própria matéria fecal, que é rica em proteínas, a maioria dos produtos de higienização e os detergentes super-fosfatados, empregados domesticamente em larga escala, são as principais fontes de fósforo. Dessa forma, dependendo do uso e concentração pode causar graves desequilíbrios ecológicos, como a eutrofização.

De acordo com a Figura 41, observou-se uma queda de P total ao longo do sistema. O valor médio obtido no efluente final (POA) foi de $16,0 \pm 5,6 \text{ mg.L}^{-1}$ e a eficiência total média de remoção deste elemento ao longo do tratamento foi 38% (Tabela 7). A alta concentração de P total no afluente deve-se provavelmente, ao uso excessivo de detergentes e outros produtos de limpeza no CEADS.

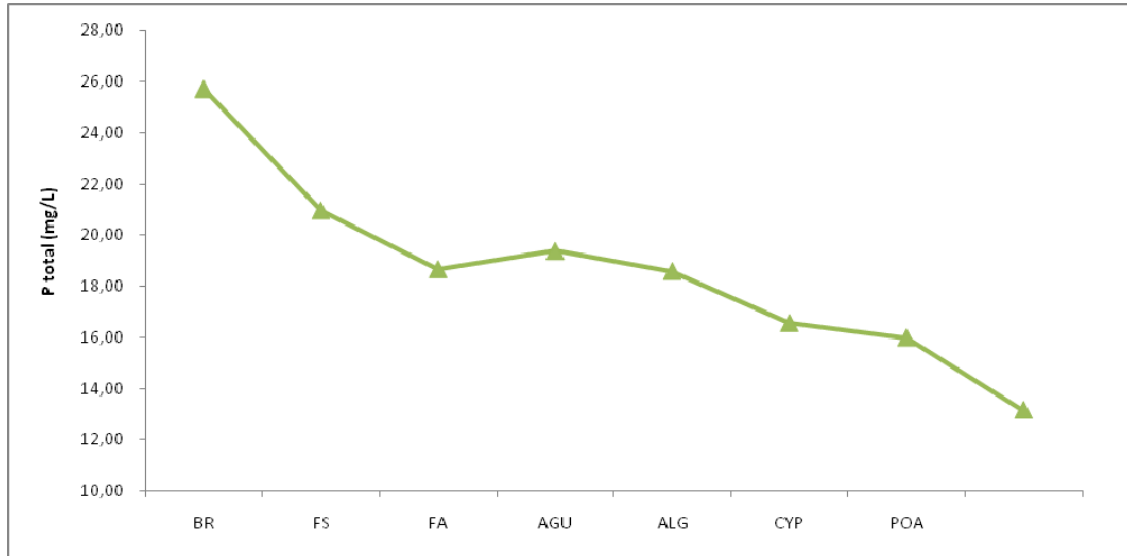


Figura 41 - Valores médios de fósforo total em cada tanque, ao longo do sistema, durante o período de monitoramento.

Segundo Kaczala et al. (2005), a remoção média de P total obtida no sistema original do CEADS para um TDH de 6 dias foi de 19%. Reidel et al. (2005) conseguiu obter valores de 39% em TDH de 5 dias no tratamento de efluente de frigorífico utilizando aguapé, o que é compatível com os 38% de remoção observados no sistema estudado.

Kadlec e Knight (1996) afirmam que a faixa de concentração de fósforo incorporada no tecido das macrófitas varia entre 0,1 a 0,4% em peso seco. Arceivala (1981) e Craggs (2005) afirmam que o fósforo corresponde a valores em torno de 1 a 2% da massa das algas. Para obtenção de uma real remoção de fósforo e nitrogênio dos esgotos, faz-se necessário a remoção da biomassa algal do efluente das lagoas (BENTO, 2005).

A quantidade de fósforo que pode ser removida através da biomassa aérea de *Schoenoplectus lacustris*, por exemplo, é de $6,7 \text{ g.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ (Seidel, 1966). A quantidade média de P na biomassa seca de um grande número de *Helophytas* foi estimada por McJannet et al. (1995) como sendo cerca de 0,15 a 1,05%. Consequentemente, menos de 5% da carga de P em esgotos municipais é retirado pelas plantas através da biomassa aérea. Levando tal fato em consideração, a colheita da biomassa aérea como forma de remover P teria resultados insignificantes segundo alguns autores (KIM; GEARY, 2001).

3.4 Produção de biomassa

Em regiões onde ocorre pequena variação sazonal das características físicas/químicas da água e onde se observa pouca variação climática ao longo do ano, um padrão sazonal de variação da biomassa não é esperado. Entretanto, em condições climáticas e de composição da água variáveis ao longo do ano, grandes diferenças em termos de produção de biomassa podem ser observadas em diferentes estações (LIMA et al., 2003a,b).

Na Tabela 9 são mostrados os valores de produção em peso seco e fresco das macrófitas do Ecossistema Engenheirado estudado.

Tabela 9 - Valores de produção média de biomassa das macrófitas em Peso Fresco (PF) e Peso Seco (PS) em $\text{g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$.

| | Prod. PF ($\text{g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$) | | | Prod. PS ($\text{g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$) | | |
|--------------------|--|-----------------|------------------|--|-----------------|------------------|
| | <i>E.crassipes</i> | <i>Cyp.Scho</i> | <i>Poa + Cyp</i> | <i>E.crassipes</i> | <i>Cyp.Scho</i> | <i>Poa + Cyp</i> |
| 20/nov | 480,2 | 48,5 | 34,7 | 14,9 | 7,5 | 13,1 |
| 04/dez | 624,1 | 34,7 | 32,9 | 4,1 | 3,9 | 7,5 |
| 18/dez | 111,0 | 19,1 | 13,9 | | 2,3 | 3,3 |
| 06/fev | 351,2 | 24,8 | 10,7 | 22,5 | 6,6 | 4,1 |
| 20/fev | 600,2 | 29,5 | 12,1 | 38,9 | 4,5 | 2,1 |
| 06/mar | 159,5 | | | 14,3 | | |
| 20/mar | 473,3 | 16,6 | 9,9 | 12,6 | 2,3 | 3,1 |
| 16/abr | 485,4 | 11,7 | 22,9 | 10,8 | 2,2 | 5,3 |
| 06/mai | 345,9 | 21,8 | 18,2 | 14,3 | 3,7 | 3,9 |
| 21/mai | 164,7 | 26,1 | 12,4 | 6,4 | 5,9 | 2,6 |
| 12/jun | 180,9 | 26,3 | 34,5 | 10,5 | 4,9 | 6,7 |
| 03/jul | 252,0 | 24,3 | 5,1 | 9,9 | 4,5 | 1,2 |
| Média geral | 352,4 | 25,8 | 18,9 | 14,5 | 4,4 | 4,8 |
| Desv.pad | 179,4 | 9,8 | 10,8 | 9,4 | 1,7 | 3,3 |
| Mediana | 348,5 | 24,8 | 13,9 | 12,6 | 4,5 | 3,9 |

De acordo com a Figura 42, observa-se uma maior produção de biomassa e a maior retenção de água da espécie *E. crassipes* em comparação as espécies *Schoenoplectus sp*, *P. cf. Racemosum* e *C. ligularis*.

O crescimento nitidamente mais rápido do aguapé, comparado com as demais macrófitas é proporcionado por uma capacidade maior de assimilação e de estocagem dos nutrientes dissolvidos na água. Segundo Lima (2005), a maior

produção de biomassa em relação às demais plantas aquáticas pode ser explicada pelo fato do aguapé ser um vegetal de raiz longa e conseqüentemente ter uma capacidade de explorar diretamente maior volume de água. Segundo Weirich (2009), a espécie não sofre variação na sua produção de biomassa em decorrência das mudanças de temperaturas.

A produção de matéria orgânica pelas plantas emergentes como *Schoenoplectus sp.* e plantas flutuantes como *E. crassipes*, cria condições anaeróbias que favorecem a disponibilidade de fósforo e, posteriormente, um aumento na produtividade dos ecossistemas (Esteves 1998). Entretanto, a decomposição da biomassa vegetal aquática é responsável pela ciclagem de nutrientes, ocorrendo a liberação de nutrientes solúveis e a degradação rápida de materiais celulares (FERREIRA et al., 2003).

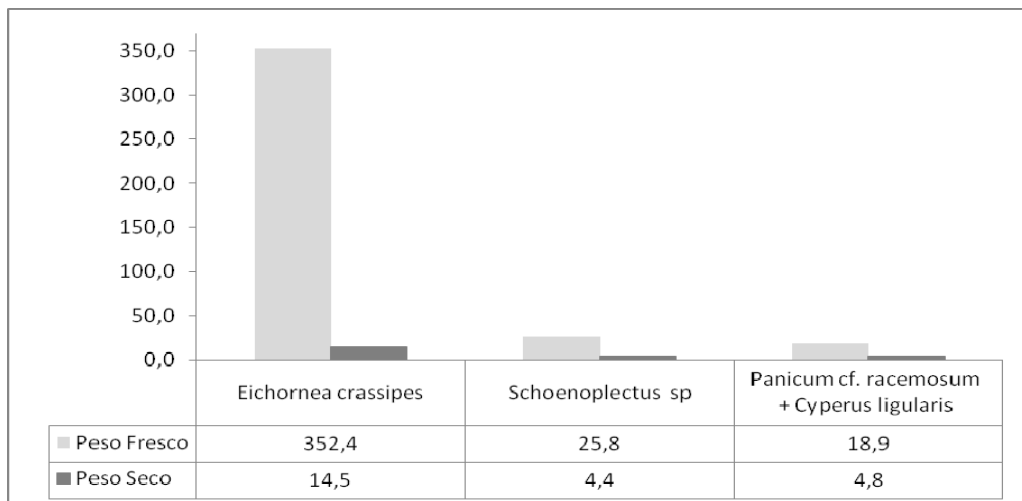


Figura 42 - Produção média em $\text{g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ de peso fresco (PF) e peso seco (PS) das espécies *Eichornea crassipes* (aguapé), *Schoenoplectus sp.* e *Panicum cf. racemosum* + *Cyperus ligularis* durante o período de tratamento.

A Figura 43 compara a produção média diária de biomassa seca nos diferentes tanques vegetados. Observou-se um valor mais alto em novembro no tanque contendo *P. cf. racemosum* e *Cyperus ligularis*, o que sugere um erro de medição naquele mês, provavelmente nos pesos secos.

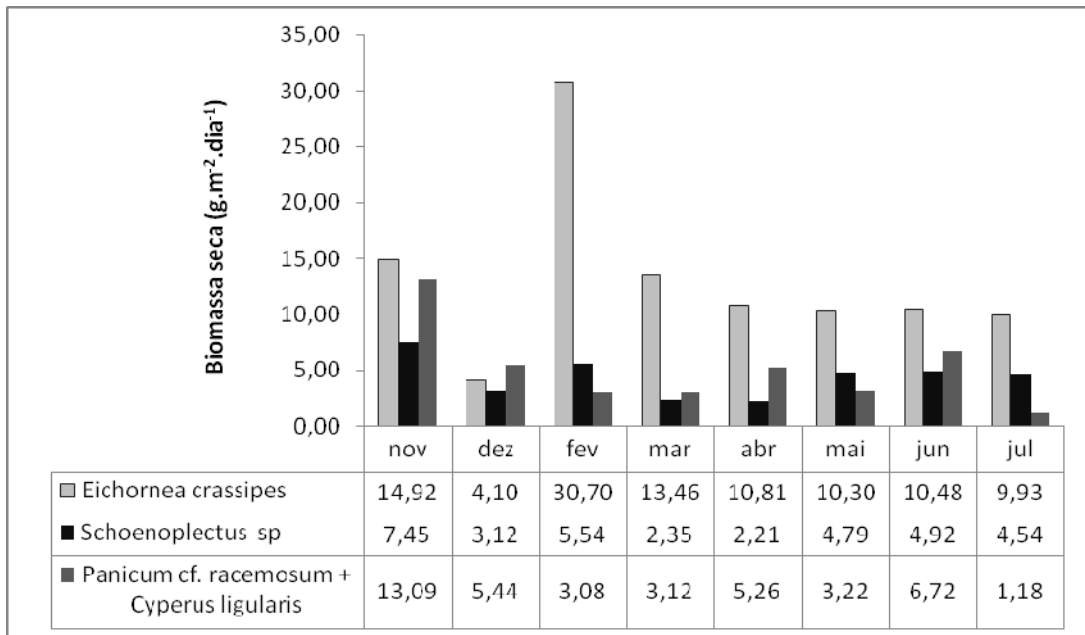


Figura 43 - Produção média diária das diferentes espécies do sistema.

Cebalhos et al. (2001) afirmou que as podas realizadas estimulam o crescimento das plantas e conseqüentemente uma maior absorção dos compostos nitrogenados. Experimentos realizados por Chang et al. (2006), concluíram que a colheita periódica de macrófitas do sistema de água é aconselhável, porque o crescimento exagerado de macrófitas cultivadas não beneficia a remoção de nitrogênio. Os autores também verificaram que as macrófitas aquáticas no sistema podem suprimir o crescimento de algas, através da competição por nutrientes ou da liberação de secreção de algumas substâncias inibidoras para as algas.

No mês de janeiro de 2010, devido a um aumento extraordinário no nível das chuvas na região do estado do Rio de Janeiro, ocorreu o fechamento do CEADS, impossibilitando a sua ocupação plena devido à impossibilidade de acesso à região. Neste período, as plantas dos dois últimos tanques (*Schoenoplectus sp.* e *P. cf. racemosum + C. ligularis*) sofreram desidratação devido ao desligamento do sistema de tratamento experimental de esgotos. Devido a este acontecimento, verificou-se uma variação semelhante na perda de água entre as espécies, ocorrendo um aumento no índice PS/PF destas plantas no início de fevereiro (Figura 44).

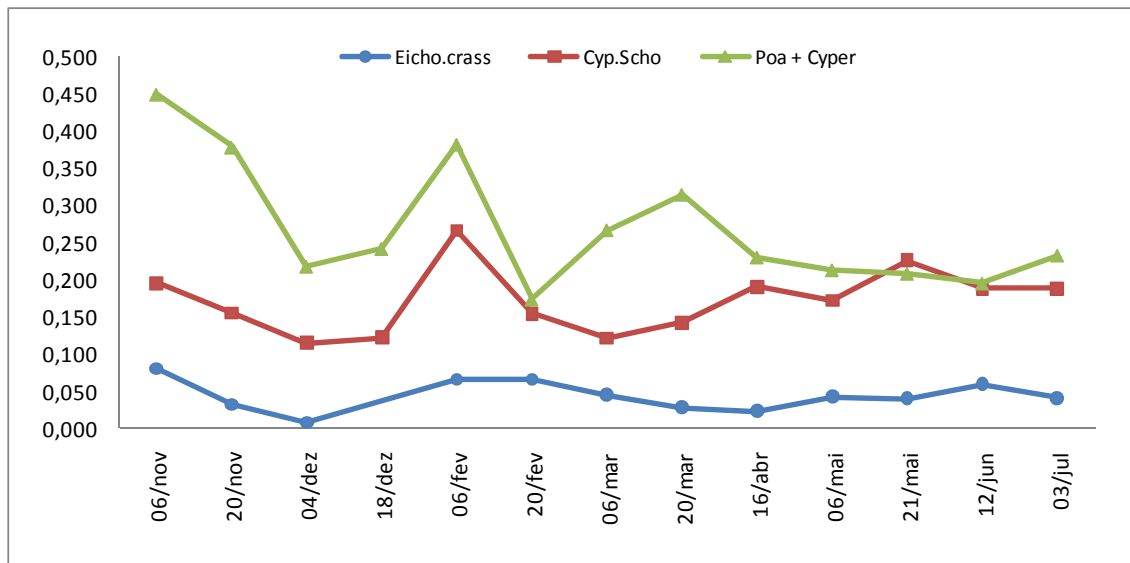


Figura 44 - Variação dos índices de Peso seco/Peso Fresco (PS/PF) para as diferentes espécies no período estudado.

3.4.1 *Eichornea crassipes*

Os valores de biomassa de aguapé expressos em peso seco (PS) variaram de $4,1 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ em dezembro de 2009 a $38,9 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ em fevereiro de 2010, com média geral de $14,5 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$. Henry-Silva & Camargo (2005) encontraram valor médio de $17,5 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ em experimento com cultivo dessa macrófita em monocultura. Segundo Greco (1996), a capacidade produtiva de biomassa do aguapé chega a $22,17 \text{ g.m}^{-2}$ de matéria seca, em estudos conduzidos no Brasil nos meses mais quentes do ano.

A média geral de biomassa fresca foi de $352,4 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$. Segundo Alves et al.(2003), o aguapé pode aumentar sua massa verde em 15% por dia e acumular $80 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ PF de biomassa em ambientes naturais. No entanto, de acordo com Rubio et al. (2004), a capacidade de produção de biomassa fresca dessa espécie já foi calculada em $1000 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$. Estudo realizado por Reidel et al. (2003) avaliando a produção de biomassa de aguapé fertilizado com diferentes adubos descreveu ganhos de peso fresco, de $113,9 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$.

Weirich et al. (2009) encontraram valores de $134 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ para o período de verão e $106 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ no período de inverno, em sistema de tratamento de efluente de suinocultura. Mees (2006) obteve produção média de $289 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ nas 8

semanas iniciais, chegando a uma densidade ideal de $428 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ no uso de aguapé em tratamento de efluente de matadouro e frigorífico.

Os valores encontrados no presente trabalho foram superiores a maioria dos resultados encontrados na literatura, e aparentemente apresentam relação com o TDH e tipo de efluente usado. O TDH do tanque de aguapé neste estudo foi de 13 horas. Gentelini et al.(2008), obtiveram $203,6 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$, em TDH de 12 horas, em um sistema de tratamento de efluente de piscicultura orgânica.

O crescimento excessivo da macrófita *E. crassipes* pode ser útil para a produção de fertilizante para o solo, alimento de animais (através da incorporação destes materiais na composição de rações e dieta de ruminantes) e recuperação de rios e lagos contaminados. Entretanto, dependendo da sua utilização, devem ser feitas análises de concentrações de macro e micronutrientes, bem como metais pesados para avaliar seu índice de toxidez (PERAZZA et al., 1981).

3.4.2 Schoenoplectus sp

A produção de biomassa em *Schoenoplectus sp* teve uma variação sazonal mínima, apresentando os valores de biomassa seca (PS) de $2,2 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ em abril de 2010 a $7,5 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ em novembro de 2009. Esta variação sazonal mínima também foi citada por Taylor et al. (2010). A biomassa fresca variou de $11,7 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ a $48,5 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$, com produção média de $25,8 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ em peso fresco (PF).

Poach et al. (2003) pesquisaram essa espécie em águas residuais de origem animal, mas afirmam que mais pesquisas devem ser realizadas antes de concluir definitivamente que um sistema dominado por *Schoenoplectus sp*. é superior a outros para a remoção de nitrogênio.

3.4.3 Panicum cf. Racemosum e Cyperus ligularis

Para tanque misto de plantas *P. cf. racemosum* e *C. ligularis*, a maior produção de biomassa seca (PS) foi de $13,1 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ em novembro/2009 e a menor de $1,2 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ em julho/2010. A produção média em peso fresco (PF) foi de $18,9 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$.

3.5 Produção de biomassa e estudo do metabolismo no tanque de algas

3.5.1 Biomassa

As algas são diretamente afetadas por efluentes domésticos e/ou químicos, contendo os principais nutrientes N e P que, em excesso, provoca um rápido crescimento e multiplicação da população, podendo ocorrer um deslocamento, dominação por uma(s) espécie(s) e/ou floração de algas. Tais condições indicam deterioração na qualidade da água. Dessa forma, ensaios com algas são úteis na avaliação da sensibilidade a mudanças na carga de N e P, determinação da disponibilidade biológica desses elementos e na avaliação do impacto ambiental das descargas de efluentes (VIDOTTI; ROLLEMBERG, 2004).

Os resultados de produção em termos de biomassa seca de algas (Tabela 10) apresentaram tendência para crescimento durante o período do início da primavera ao final do verão (6/11/09, 20/11/09, 4/12/09, 18/12/09 e 20/02/10).

Tabela 10 - Produção de biomassa seca no tanque de algas.

| Algas | Média de biomassa (g.m ⁻²) |
|-------|--|
| 06/11 | 0,992 |
| 20/11 | 2,51 |
| 04/12 | 5,99 |
| 18/12 | 13,41 |
| 20/02 | 19,76 |

Os 2º e 4º compartimentos do tanque apresentaram menores taxas de OD durante um curto período de tempo do que o 1º e 3º compartimentos (dados não apresentados aqui). Este comportamento deve ter ocorrido devido ao fluxo ascendente naqueles compartimentos, revolvendo o fundo e reduzindo o OD devido ao consumo pela matéria orgânica. Este mesmo comportamento pode ter sido influenciado pela sombra, devido à presença de bobs neste tanque, o que pode ter inibido a reprodução de algas e conseqüentemente, o incremento no O₂.

O mesmo comportamento não foi observado nos compartimentos 1º e 3º, os quais apresentaram no mesmo período as maiores taxas de OD. Acredita-se que este comportamento pode ter sido ocasionado pela presença de algas neste tanque,

sendo que durante o dia as algas produzem oxigênio através da fotossíntese, usado na respiração dos organismos heterotróficos.

Ao longo do dia observa-se o seguinte: a concentração de OD vai aumentando até atingir um valor máximo à tarde, quando então começa a diminuir, chegando a um valor mínimo durante a noite, devido à ausência de luz, o que interrompe a atividade fotossintética e conseqüentemente, a produção de oxigênio. Assim, à noite, as algas consomem o oxigênio juntamente com os organismos heterotróficos (CUNHA; FELIZATTO, 2005).

3.5.2 Clorofila-a

A concentração de clorofila-a é uma das variáveis mais usadas na Limnologia para estimar a biomassa de comunidades fitoplânctônicas, a fim de caracterizar ambientes e monitorar o gerenciamento de ecossistemas aquáticos (Dos Santos, 2003). Também pode ser utilizada como um indicador da produtividade primária de algas (SOARES et al., 2003).

Altas concentrações de clorofila-a coincidem com altas concentrações de sólidos suspensos. Concentrações muito elevadas de clorofila-a indicam densos florescimentos algais, os quais são prejudiciais à qualidade das águas e estão associados ao excesso de matéria orgânica (STRASKRABA; TUNDISI, 2000).

As concentrações de clorofila-a obtidas foram bem diferentes para cada compartimento e em função da data de coleta, o que indica a influencia do fluxo e da presença dos bobs, além de fatores externos, como a incidência solar e as chuvas que provocam um distúrbio no posicionamento das algas no tanque e resuspensão de partículas (Tabela 11). Os valores determinados ficaram na faixa entre 13,2 a 670,1 $\mu\text{g.L}^{-1}$, com média de 134,18 $\mu\text{g.L}^{-1}$.

No dia 21/03 o tanque apresentava-se entupido (Figura 45), o que pode ter influenciado nos dados que, portanto, devem ser interpretados com cautela. De acordo com Sezerino et al. (2005), a colmatação do material filtrante em filtros vegetados, proveniente da deposição dos sólidos em suspensão presentes no efluente e do crescimento do biofilme aderido, conduzem a um plano de operação com alimentação alternada dos filtros, necessitando, portanto, da utilização de duas unidades (de igual capacidade de tratamento) em paralelo.

Tabela 11 - Concentração de clorofila-a nos compartimentos do tanque.

| | Clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) | Compartimentos |
|---------------|--------------------------------------|----------------|
| 21/mar | 27,46 | 1 |
| | 59,32 | 2 |
| | 13,18 | 3 |
| | 41,74 | 4 |
| 16/abr | 417,41 | 1 |
| | 74,83 | 2 |
| 17/abr | 85,82 | 1 |
| | 166,83 | 2 |
| 05/mai | 54,92 | - |
| 12/jun | 98,86 | 1 |
| | 19,22 | 2 |
| 03/jul | 670,05 | 1 |
| | 14,65 | 2 |

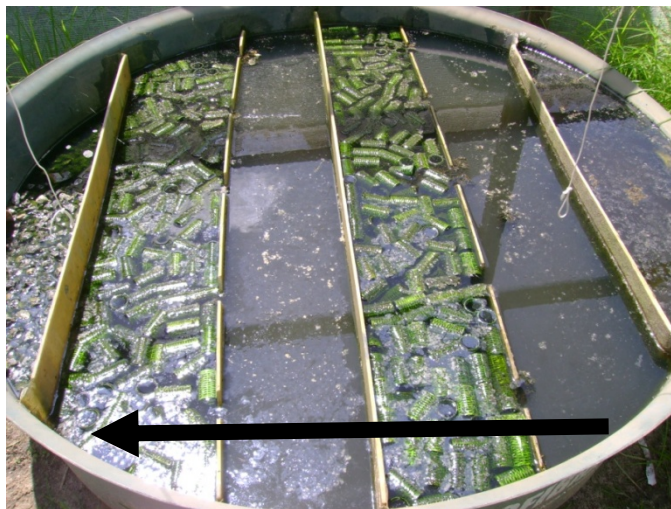


Figura 45 - Tanque de algas no dia 21/03/2010, quando houve entupimento do tanque. A seta indica o sentido do fluxo.

No dia 16/04, o tanque estava sem fluxo devido ao sistema que se encontrava parado por problemas de bomba. Essa parada de fluxo causou uma proliferação de algas (Figura 46), com maior concentração de clorofila-a no primeiro compartimento, sem os bobs (visualizado da direita para esquerda, sentido do fluxo). Conseqüentemente, no dia seguinte (17/04), quando o fluxo havia normalizado, o 2º compartimento apresentou maior concentração que o 1º, que tinha recebido efluente mais recente.



Figura 46 - Tanque de algas no dia 16/04/2010 com o sistema parado. A seta indica o sentido do fluxo.

No dia 3/07, o tanque de algas estava com problemas de passagem do fluxo entre os compartimentos, o que causou uma grande diferença de concentração de clorofila-a (Figura 47).



Figura 47 - Tanque de algas no dia 03/07/2010, com problemas de passagem de fluxo. A seta indica o sentido do fluxo.

3.5.3 Atividades fotossintética e respiratória no tanque de algas

Com base em quatro monitoramentos por 24 horas cada (Tabela 12), todos realizados durante o outono de 2010 (nos meses de março a maio), observou-se baixa atividade fotossintética (medida como produção de O_2) e alta atividade respiratória e/ou oxidativa (medida como consumo de O_2).

Segundo esses dados, o tanque de algas, pelo menos no período monitorado, não apresentava condições favoráveis à remoção de nutrientes (N e P) através da incorporação na biomassa. Entretanto, para melhor compreensão dos processos metabólicos nesta unidade de tratamento, faz-se necessário, o monitoramento do metabolismo durante as demais estações do ano.

As algas em processo de decomposição no fundo do tanque ou revolvidas devido às chuvas, geram uma demanda de oxigênio devido à degradação bacteriana da biomassa (STEINMANN et al, 2002).

Tabela 12 - Produtividade baseada nos dados de metabolismo de oxigênio ($\text{mg}\cdot\text{dia}^{-1}$) no tanque de algas do Ecossistema Engenheirado estudado (segundo Odum, 1956).

| | Metabolismo líquido (24,5h) | Produção (24,5h) | Respiração (24,5h) | Relação P/R |
|--------|-----------------------------|------------------|--------------------|-------------|
| 06/mar | -149,25 | 14,82 | -164,07 | -0,09 |
| 07/mar | -164,07 | 11,51 | -132,64 | -0,09 |
| 30/abr | -42,16 | 15,91 | -58,07 | -0,27 |
| 24/mai | -152,09 | 16,21 | -168,31 | -0,10 |

Segundo Odum (1956), quando a relação entre produção (P) e respiração (R), $P/R > 1$, há prevalência de comunidades autotróficas. Se a relação $P/R < 1$, a comunidade heterotrófica é a dominante (Tabela 12). Assim, o excesso de seres heterotróficos e a oxidação da matéria orgânica resultou na baixa concentração de oxigênio no tanque, com pequena produção das algas em relação à respiração. O oxigênio é um fator limitante primário e uma queda significativa dos valores de oxigênio dissolvido prejudica a estabilização da matéria orgânica (CUNHA; FELIZATTO, 2005).

Em um estudo feito por Araujo e Pasqualetto (2005), com a utilização de algas foi observado um ganho na remoção da DBO em 5,1%, da DQO em 26,7% e de Fósforo Total em 16,1% do efluente doméstico oriundo do processo de tratamento da ETE Parque Ateneu.

3.6 Identificação de organismos no tanque de algas

Durante o período de estudo, foi observado no fundo do tanque e nas pedras, espécies de diatomáceas, protozoários, microclorófitas, clorófitas arredondadas com grandes vacúolos, rotíferos e vermes aquáticos. Estes organismos apresentavam a seguinte disposição nos tanques:

- Na superfície, foram observadas diatomáceas penadas, diatomáceas com formato de “vírgula”, protozoários diversos vivos e filamentosos.

- Aderidas aos suportes (bobs), foram observadas cianofitas filamentosas aglomeradas, fitoplâncton diversos, protozoários e diatomácias variadas.

A diversidade de organismos em um sistema aquático está relacionada à diversidade das comunidades de algas, que favorecem a estabilidade do ecossistema. Isto ocorre devido ao fato de que um maior número de espécies funcionalmente equivalentes, mas com capacidades de tolerância a fatores ambientais diferentes, resiste melhor às alterações do meio, inclusive aquelas causadas pela atividade humana (VIDOTTI; ROLLEMBERG, 2004).

4 CONCLUSÕES

- Os tanques vegetados promoveram uma oxigenação do efluente proveniente do decantador em aproximadamente 182%.
- Os tanques vegetados contribuíram para a redução de matéria orgânica e nutrientes, principalmente das formas nitrogenadas (nitrato e N-amoniaco) e fósforo total. Entretanto, a baixa eficiência na remoção de nitrogênio amoniacal resultou em taxa de nitrificação e desnitrificação insuficientes do sistema.
- O tanque de algas analisado isoladamente, não contribuiu de forma relevante para a remoção de nutrientes. No entanto, a concentração de clorofila-a e de biomassa de algas, assim como os testes de metabolismo, deve ser monitorada por um período maior para que haja uma melhor compreensão dos processos aí ocorridos.
- O conjunto de tanques vegetados contribuiu para uma melhoria da qualidade do efluente proveniente do decantador e, dependendo do parâmetro analisado, contribuiu com uma remoção que variou de 10 a 80%.
- Comparado ao sistema original de tratamento do esgoto do CEADS (formado por filtro anaeróbio e wetland), o Ecossistema Engenheirado obteve menor eficiência na remoção de nutrientes por ser composto por tanques compactos e de volume (tempo de retenção hidráulica) muito inferior que o wetland original.
- O Ecossistema Engenheirado estudado apresenta grande viabilidade de implantação em comunidades carentes e isoladas, onde sistemas de coleta e tratamento centralizado são inviáveis, sendo considerado ideal para pequenas propriedades, em função de requerer pouca manutenção, ser de construção fácil, ter custo relativamente baixo e integrar-se ao meio ambiente. Se operado adequadamente, não leva ao aparecimento de insetos ou roedores nem a produção de odores, conforme observado durante todo o período de monitoramento.

- Recomenda-se em futuro próximo, incluir a análise de coliformes termotolerantes dentre os parâmetros de monitoramento do sistema, para verificar o percentual de remoção de patógenos, e medir a emissão de óxido nitroso (N_2O), produzido tanto pela nitrificação, como desnitrificação. Essa substância é responsável por 6% do efeito estufa, presente no IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change).
- Em sistemas maiores, as algas produzidas e removidas do tanque para manutenção do sistema podem ser usadas na avaliação do potencial de produção de biodiesel, tema que vem sendo bastante estudado.
- A elaboração de um manual para operação e manutenção do sistema deve ser feita rapidamente, para que pessoas capacitadas possam solucionar possíveis problemas no funcionamento do sistema.
- O lodo gerado deve ser tratado para uso como adubo, pastilhas de carvão ou utilizado em biodigestor de biogás.
- Devido aos problemas freqüentes de falta de luz no CEADS, que resulta na frequente paralisação do compressor, do aerador e das bombas d'água, deve-se estudar a viabilidade de implantação de um sistema de placas fotovoltaicas para captação de energia solar para que o funcionamento do sistema não seja comprometido. Embora os custos atuais associados à tais placas seja bastante alto, em futuro próximo acredita-se que tal custo será significativamente reduzido, viabilizando, portanto, o funcionamento de sistemas descentralizados, como o aqui estudado, operado com energia solar.

REFERÊNCIAS

AISSE, M. M.; ALEM SOBRINHO, P. *Avaliação do sistema reator RALF e filtro biológico aerado submerso para tratamento de esgoto sanitário*. In: CHERNICHARO, C.A.L. (coord.) Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios: coletânea de trabalhos técnicos. v. 2. Belo Horizonte, MG, Projeto PROSAB 2, 2001. 271 p.

ANSOLA, G.; MANUEL, J. G.; CORTIJO, R.; LUIS, E. Experimental and full-scale pilot plant constructed wetlands for municipal wastewater treatment. *Ecology Engineering*, v. 21, n. 1, p. 43-52, 2003.

ALMEIDA, R. A.; PITALUGA, D. P.S.; REIS, R. P. A. Tratamento de esgoto doméstico por zona de raízes precedida de tanque séptico. *Revista Biociências*, UNITAU. v. 16, n. 1, 2010.

ALMEIDA, R.A.; OLIVEIRA, L.F.C.; KLIEMANN, H.J. Eficiência de espécies vegetais na purificação de esgoto sanitário. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, v. 37, n. 1, p.1-9, 2007.

ALMEIDA, R.A.; ALMEIDA, N.A.M. Remoção de coliformes do esgoto por meio de espécies vegetais. *Revista Eletrônica de Enfermagem*, v. 7, n. 03, p. 308 – 318. 2005.

ALVES, E.; CARDOSO, L.R.; SCAVRONI, J. L. R.; FERREIRA, L. C.; BOARO, C. S. F; CATANEO, A. C. Avaliações fisiológicas e bioquímicas de plantas de aguapé (*Eichhornia crassipes*) cultivadas com níveis excessivos de nutrientes. *Planta daninha*, Viçosa, v. 21, n.spe, p. 27-35. 2003.

ALEM SOBRINHO, P.; JORDÃO, E. P. *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios – uma análise crítica*. In: Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. Carlos Augusto Lemos Chernicharo (coordenador). Belo Horizonte, PROSAB/FINEP, p. 491-513, 2001.

APHA (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION), *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21. ed., Washington D.C.: APHA, 2005.

ARAÚJO, W. E. L.; PASQUALETTO, A. *Utilização de algas no tratamento de efluente doméstico*. Goiânia, 2005. Disponível em: <<http://www.ucg.br/ucg/prope/cpgss/ArquivosUpload/36/file/UTILIZA%C3%87%C3%83O%20DE%20ALGAS%20N O%20TRATAMENTO%20DE%20EFLUENTE%20DOM%C3%89STICO.pdf>>. Acesso em: 10 jun. 2009.

ARCEIVALA, S.J. *Wastewater treatment and disposal*. New York: Marcel Dekker, 892p. 1981.

ARMSTRONG, N.; ARMSTRONG, J.; BECKETT, P. M. *Measurements and modelling of oxygen release from roots of Phragmites australis*. In: Copper, SC, Findlater, BC, eds. *The use of Constructed Wetlands in Water Pollution Control*. Oxford/UK: Pergamon Press, n. 11, p. 41-51. 1990.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT; *NBR 9898: preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores*, Rio de Janeiro, 1987.

_____. *NBR 7229: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos*. Rio de Janeiro, 1993.

_____. *NBR 13969: Tanques sépticos: Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos: Projeto, construção e operação*. Rio de Janeiro, 1997.

BAIRD, C. *Química Ambiental*, 2.ed. Porto Alegre: Bookman, 2002.

BARBOSA FILHO, O. *Águas e Águas Residuárias – Introdução à Qualidade das Águas* (Mimeo). Rio de Janeiro: Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente, UERJ, 2001.

BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA, P. D.; SILVA, C. A. B.; DORNELAS, F. L.; ASSUNÇÃO, F.A.L; RIOS, E. N.; SILVA, A. F. S.; FREITAS, A. S.; COSTA, G. S. *Tratamento de esgotos sanitários e usos múltiplos de efluentes*. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 9, p. 164-170, 2005.

BATISTA, L.F.A., IMAI, N.N.; VELINI, E.D. *Modelo conceitual de desenvolvimento espaço-temporal de macrófitas aquáticas*. In: XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, 2009, Natal. *Anais do XIV SBSR*. São José dos Campos, INPE, 2009. v. único. p. 5099-5106.

BENTO, A. P.: *“Tratamento de esgoto doméstico em lagoas de estabilização com suportes para o desenvolvimento de perifiton / biofilme”*. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

BEYRUTH, Z. *Aquatic macrophytes from a marginal pond at Embu-Mirim River*, *Revista Saúde Pública*, v. 26, n. 4, p. 272-282, 1992.

BERGAMINI, D.; LIMA, A. M.; REGINATTO, V.; SOARES, H. M. *Tratamento de efluentes contendo elevada concentração de amônio em reatores de biodiscos rotativos*. In: XIV JORNADA DE JOVENS PESQUISADORES, 2006, Campinas - SP. Anais da XIV Jornada de Jovens Pesquisadores da AUGM. Campinas - SP, 2006.

BEYRUTH, Z. Macrófitas aquáticas de um lago marginal ao rio Embu-Mirim, São Paulo, Brasil. *Revista Saúde Pública*, v. 26, n. 4, p. 272-82. 1992.

BITTENCOURT, C.; SANTOS, G. E. *Tratamento descentralizado de esgotos sanitários*. Anais do XXII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Joinville, Santa Catarina, 2003.

BIUDES, J. F. V.; CAMARGO, A. F. M. Estudos dos Fatores limitantes à produção primária por macrófitas aquáticas no Brasil. *Oecologia Brasiliensis*, v. 12, p. 7-19. 2008.

BIUDES, J. F. V. *Uso de wetlands construídas no tratamento de efluentes de carcinicultura* 2007. 103 f. Tese (Doutorado em Aqüicultura). Universidade Estadual Paulista - UNESP, Jaboticabal.

BOUWER, E. J.; ZEHNDER, A. J. B. Bioremediation of organic compounds- putting microbial metabolism to work. *Tibtech*, v.11, p. 360-367, 1993.

BRAILE, P. M.; CAVALCANTI, J. E. W. A. *Manual de Tratamento de Águas Residuárias*. São Paulo: CETESB, 1993.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; MIERZWA, J. C.; BARROS, M. T. L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S.. *Introdução à Engenharia Ambiental: O desafio do desenvolvimento sustentável*. 2. ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005.

BRANCO, S. M. *Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Ambiental*. 3. ed. São Paulo: CETESB/ASCETESB, 1986.

BRASKERUD, B. C. Factors affecting nitrogen retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution. *Ecological Engineering*, v. 18, p. 351-370. 2002.

BRIGANTE, J.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; POVINELI, J.; NOGUEIRA, A. M. *Caracterização física, química e biológica da água do Rio Mogi-Guaçu*. In: Brigante, J.; Espíndola, E. L. G.(ed.) *Limnologia Fluvial - Estudo no Rio Mogi-Guaçu*. Ed. RiMa. 255p. 2003.

BRIX, H. Function of macrophytes in constructed wetlands. *Water Science and Technology*, London, v. 29, n. 4, p. 71-78, 1994.

CANO, V. *Contribuições ao saneamento ambiental descentralizado visando o uso e a conservação da água no ambiente urbano e peri-urbano*. São Paulo: Escola de Artes, Ciências e Humanidades, Universidade de São Paulo. 2009.

CEBALHOS, B.S.O.; OLIVEIRA, H.; MEIRA, S.M.B.S.; KONING, A.; GUIMARÃES, A.O.; SOUZA, J.T. River water quality improvement by natural and constructed wetland systems in the tropical semi-arid region of northeastern Brazil. *Water Science and Technology*, v. 44. n.11/12, p. 599-605. 2001.

CHAGAS, W. F. *Estudo de patógenos e metais em lodo digerido bruto e higienizado para fins agrícolas, das estações de tratamento de esgotos da Ilha do Governador e da Penha no estado do Rio de Janeiro*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Saúde Pública). FIOCRUZ/ENSP, Fundação Oswaldo Cruz, ENSP. 1999.

CHANG, H. Q.; YANG X. E., FANG YY, PU PM, LI ZK, RENGEL Z. In-situ nitrogen removal from the entrophic water by microbial-integrated system. *Journal of Zhejiang University Science*. v.7, n.7, p.521-531. 2006.

CHERNICHARO, C. A. L. *Reatores Anaeróbios – princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, v. 5, 2000.

CHERNICHARO, C. A. L., *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*, Belo Horizonte, PROSAB 2, 544 p. 2001.

COLEMAN, J.; HENCH, K.; GARBUTT, K.; SEXSTONE, A.; BISSONNETTE, G.; SKOUSEN, J. Treatment of domestic wastewater by three plant species in constructed wetlands. *Water Air Soil Pollution*, v. 128, p. 283–295. 2001.

COLMENAREJO, M. F.; RUBIO, A.; SANCHEZ, E.; VICENTE, J.; GRACIA, M. G.; BOJRA, R. Evaluation of municipal wastewater treatment plants with different technologies at Las-Rozas, Madrid (Spain). *J. Environmental Management*, 81, v. 4, p. 339–404. 2006.

COMPANHIA ESTADUAL DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO BÁSICO E DE DEFESA DO MEIO AMBIENTE - CETESB. *Variáveis de qualidade de água*.

Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/gesta_historico.asp>. Acesso em: 15/06/2010.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (Brasil). Resolução CONAMA nº 357, 17 de março de 2005. *Estabelece a Classificação das Águas Doces, Salobras, e Salinas*. Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. Brasília/DF. 2005.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (Brasil). Resolução CONAMA nº 397, 7 de abril de 2008. *Altera o inciso II do § 4o e a Tabela X do § 5o, ambos do art. 34 da Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA no 357, de 2005, que 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*. Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. Brasília/DF. 2005.

CONTAR, T. S. *Estudo da eficiência e avaliação do efluente final do sistema de tratamento de esgoto do hotel Sesc Porto Cercado – Poconé/MT*. In: I SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORTE E CENTRO-OESTE, Cuiabá, 2007.

COOK, C. D. K. *Aquatic plant book*. The Hague, Netherlands: SBP Academic Publishing, 1996. 228p.

COSTA, L. L.; CEBALLOS, B. S. O.; MEIRA, C. M. B. S.; CAVALCANTI M. L. F. *Eficiência de Wetlands construídos com dez dias de retenção hidráulica na remoção de colídeos e bacteriófagos*. Revista de Biologia e Ciências da Terra, Belo Horizonte, v. 3, n. 1, p. 1-23, 2003.

COSTA, S. M. S. P. *Avaliação do potencial de plantas nativas do Brasil no tratamento de esgoto doméstico e efluentes industriais em “wetlands” construídos*. 2004. 119 p. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Faculdade de Engenharia Química, Universidade Estadual de Campinas. Campinas, 2004.

CRAGGS, R. *Nutrients*. In: SHILTON, A. Pond Treatment Technology. London: IWA Publishing. 479 p. 2005.

CRITES, R. W.; MIDDLEBROOKS, E. J.; REED, S. C. *Natural Wastewater Treatment Systems*. CRC Press. 2005. 552 p.

CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR, I. Modelos matemáticos aplicados aos estudos de decomposição de macrófitas aquáticas. *Oecologia Brasiliensis*, v. 10, n. 2, p. 154-164, 2006.

CUNHA, M. C.; FELIZATTO, M. R. *Análise da produtividade primária em lagoas de estabilização*. CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande MS. *Anais...* ABES. Rio de Janeiro RJ, ABES, 2005.

CYNAMON, S.E. *Sistema não convencional de esgoto sanitário a custo reduzido, para pequenas coletividades e áreas periféricas*. 2 ed. Rio de Janeiro: Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública, 52 p. 1986.

DEBUSK, W. F. *Evaluation of a Constructed Wetland for Treatment of Leachate at a Municipal Landfill in Northwest Florida*. In: *Constructed wetlands for the treatment of landfill leachates*. Mulamootil, George; MC BEAN, Edward A.; ROVERS, Frank (Org.). Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 1998.

DEZOTTI, M. *Processos e Técnicas para o controle ambiental de efluentes líquidos*. COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro: E-papers, 2008.

DIRETRIZ Nº 215. *Diretriz de Controle de Carga Orgânica Biodegradável em Efluentes Líquidos de Origem Não Industrial*. Rio de Janeiro – INEA. 2002.

DOS SANTOS, A. C. A. *Heterogeneidade espacial e variabilidade temporal de dois reservatórios com diferentes graus de trofia, no estado de São Paulo*. 208 f. 2003. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

ELOSEGI, A.; SABATER, S.; *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Fundación BBVA, 2009.

ESTEVES, F. A. *Fundamentos de limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência. 575p. 1998

FARIAS, M. S. S. *Monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do Rio Cabelo*. 2006. 184 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal da Campina Grande, PB.

FERNANDES, C. *Digestão Anaeróbia*. Disponível em <<http://www.dec.ufcg.edu.br/saneamento/DigeAnae.html>>. 2008. Acesso em: 21 jun. 2010.

FERREIRA, T.F; MOTTA MARQUES, D. M. L.; VILANUEVA, A. O. Hidroperíodo de Banhado e a Carga de Matéria Orgânica Dissolvida de *Scirpus Californicus* (C.A.May) Steud. Congresso Brasileiro de Limnologia. *Anais...* UFJF, Minas Gerais. 2003. p. 154-155.

FERREIRA T.F. *Ecologia e Aplicabilidade de Métodos Para Avaliação da Produção Primária de Zizaniopsis Bonariensis, uma Macrófita Aquática Emergente, no Sistema Hidrológico do Taim, RS*. 2005. 161 f. Tese (Mestrado em Ecologia), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

GENTELINI, A. L.; GOMES, S. D.; FEIDEN, A.; ZENATTI, D.; SAMPAIO, S. C.; COLDEBELLA, A. *Produção de biomassa de macrófitas aquáticas Eichhornia crassipes (aguapé) e Egeria densa (egeria) em sistema de tratamento de efluente de piscicultura orgânica*. Semina: Ciências Agrárias, Londrina, v. 29, n.2, p. 441-448, 2008.

GIORDANO, G. *Avaliação ambiental de um balneário e estudo de alternativa para controle da poluição utilizando o processo eletrolítico para o tratamento de esgotos*. 1999. 137 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Ambiental), Universidade Federal Fluminense, Niterói – RJ, 1999.

GODINHO, P.S. *Aspectos ecológicos e de conservação do capim santa-fé (Panicum prionitis Nees.) no entorno do Canal São Gonçalo, Rio Grande do Sul*. 2005. 86 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal), UFSC, Florianópolis.

GÖNENÇ, I.E.; HARREMÕES, P. Nitrification in rotating disc systems – II. Criteria for simultaneous mineralization and nitrification. *Water Research*, v. 24, p. 499-505. 1990.

GONÇALVES, R. F.; CHERNICHARO, C. A. L.; ANDRADE NETO, C. O.; ALEM SOBRINHO, P. A.; KATO, M. T.; COSTA, R. H. R.; AISSE, M. M.; ZAIAT, M. *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores com biofilme*. In: CHERNICHARO, C.A.L. (Coordenador). *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. FINEP – PROSAB 2 - Programa de Pesquisas em Saneamento Básico. 1ª ed. Belo Horizonte, 2001. p. 171-278.

GRECO, M. K. B. *Determinação da produção de Eichhornia crassipes (Mart.) Solms. na represa da Pampulha BH/MG, através do método tradicional e demográfico*. 1996. 87 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte.

GRECO, M. K. B.; FREITAS, J. R. On two methods to estimate production of eichhornia crassipes in the eutrophic Pampulha reservoir (MG, Brazil). *Brazilian Journal Biology*, v. 62, n.3, p. 463-471, 2002.

GREENWAY, M. Nutrient content of wetland plants in constructed wetlands receiving municipal effluent in tropical Australia. *Water Science Technology*, v. 35, p. 135-142. 1997.

HENRY-SILVA, G.G. *Tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas, interações ecológicas e valor nutritivo da biomassa vegetal para tilápia do Nilo*. 2005. 132 f. Tese (Doutorado em Aqüicultura). Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, São Paulo.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Efficiency of aquatic macrophytes to treat Nile tilapia pond effluents. *Scientia Agricola*. 63: 433-438. 2006.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Interações ecológicas entre as macrófitas aquáticas flutuantes *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*. *Hoehnea*, v. 32, n. 3, p. 445-452. 2005.

IAMCHATURAPATR, J.; YI, S. W.; RHEE, J. S. Nutrient removals by 21 aquatic plants for vertical free surface-flow (VFS) constructed wetland. *Ecological Engineering*, v. 29, p. 287–293. 2007.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008*. Disponível em: <www.ibge.gov.br/home>. Acesso em 14/12/2009.

INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL. *Alternativa tecnológicas para o saneamento nos mananciais, setembro de 2008*. Disponível em: http://www.mananciais.org.br/upload/_alternativas.pdf.

JEDICKE, A., FURCH, B., SAINT-PAUL, U.; SCHLUETER, U. B. Increase in the oxygen concentration in Amazon waters resulting from the root exudation of two notorious water plants, *Eichhornia crassipes* (Potentillaceae) and *Pistia stratioides* (Araceae). *Amazoniana*, v. 11, n. 1, p. 53-89. 1989.

JOLY, A. B. *Botânica: introdução à taxonomia vegetal*. 5. ed. São Paulo: Nacional, 1979. 777 p.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. *Tratamento de esgotos domésticos - 5ª Ed.*— ABES, Rio de Janeiro. 2009. 360 p.

KACZALA, F.; MARQUES, M.; TONIATO, J. V.; ROQUE, O. C. C. *Wastewater Treatment with Constructed Wetland in a fragile ecosystem*. Kalmar Eco-Tech'05: Waste to energy, Bioremediation and Leachate Treatment. Kalmar – Sweden. Proceedings of Kalmar Eco-Tech'05, v.1. p. 281-294, 2005.

KADLEC, R. H. *Constructed Wetlands for Treating Landfill Leachate*. In: *Constructed wetlands for the treatment of landfill leachates*. MULAMOOTTIL, G.; MC BEAN, E. A.; ROVERS, F. (Org.). Boca Raton, Florida: Lewis Publishers. p. 17-32, 1998.

KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L. *Treatment Wetlands: Theory and Implementation*. CRC Press. 893 p. 1996.

KAVANAGH, L.J.; KELLER, J. Engineered ecosystem for sustainable on-site wastewater treatment. *Water Research*, v. 41, n. 8, p. 1823-1831, apr. 2007.

KASEVA, M. E. Performance of a sub-surface flow constructed wetland in polishing pre-treated wastewater - a tropical case study. *Water Research*, v. 38, n. 6, p. 681-687, 2004.

KIM, S. Y.; GEARY, P. M. The impact of biomass harvesting on phosphorus uptake by wetland plants. *Water Science Technology*, v. 44, p. 61-67. 2001.

KIVAISI, A. K. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. *Ecological Engineering*, v. 16, n., 4, p. 545-560, 2001.

KLOMJEK, P.; NITISORAVUT, S. Constructed treatment wetland: a study of eight plant species under saline conditions. *Chemosphere* v. 58, p. 585-593. 2005.

KOSINSKI, R. J. A comparison of the accuracy and precision of several open-water oxygen productivity techniques. *Hydrobiologia*, v. 119, p. 139-148. 1984.

LAMEGO, F. P.; VIDAL, R. A. Fitorremediação: plantas como agentes de despoluição?. Pesticidas: *Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente*, v. 17, p. 9-18. 2007.

LEME, E. J. A. *Manual Prático de Tratamento de Águas Residuárias*. São Paulo: Ed. USFCAR, 595 p. 2007.

LEMES, J. L. V.; SCHIRMER, W.N.; CALDEIRA, M. V. W.; VAN KAICK, T.; ABEL, O.; BÁRBARA, R. R. Tratamento de esgoto por meio de zona de raízes em comunidade rural. *Revista acadêmica: ciências agrárias e ambientais*. Curitiba, v. 6, n. 2, p. 169-179. 2008.

LIM, P. E.; WONG, T. F.; LIM, D. V. Oxygen demand, nitrogen and copper removal by free-water-surface and subsurface-flow constructed wetlands under tropical conditions. *Environmental Interaction*, v. 26, n. 5-6, p. 425-431. 2001.

LIMA, M. R.; REISSMANN, C. B.; TAFFAREL, A. D. *Fitorremediação com macrófitas aquáticas flutuantes*. In: Andreoli, C. V.; Carneiro, C. (ed.) *Gestão integrada de mananciais eutrofizados*. Curitiba: Gráfica Capital Ltda., 2005.

LIMA, M. R. *Atributos de solos e macrófitas aquáticas flutuantes: uma contribuição à sustentabilidade agrícola e ambiental na bacia do rio Iraí (PR)*. 2005. 111 f. Tese (Doutorado em Agronomia), Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.

LIMA, M. R.; TAFFAREL, A. D.; REISSMANN, C. B.; CRUZ, A. C. L. da; DEPINÉ, H. Avaliação do crescimento e retenção de nutrientes provenientes da eutrofização, em três macrófitas aquáticas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29, Ribeirão Preto, 2003. *Anais...* Ribeirão Preto: UNESP, SBCS, 2003a. CD-Rom.

LIMA, M. R.; TAFFAREL, A. D.; REISSMANN, C. B.; SILVA, A. G. Crescimento e absorção de alguns elementos químicos em aguapé, alface da água e lentilha da água, no período de inverno, em Pinhais-PR. In: ANDREOLI, C.V.; CARNEIRO, C. (Eds.). Seminário do Projeto Interdisciplinar de Pesquisa em Entrofização de Águas de Abastecimento na Bacia do Altíssimo Iguaçu, 4, Curitiba, 2003. *Anais...* Curitiba: Companhia de Saneamento do Paraná, 2003b. p. 30-33.

LORENZEN, C. J. Determination of chlorophyll and phaeo-pigments: Spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography*, v. 12, p. 343-346. 1967.

MANNARINO, C. F. *Uso de Wetland Subsuperficial no Tratamento de Efluente de Estação de Tratamento de Chorume por Lodos Ativados*. 2003. 91 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

MANFRINATO, E. S. O. *Aguapé*. In: Problemas ambientais brasileiros. São Paulo: Fundação Salim Farah Maluf, p. 109-112. 1991.

MARÇAL Jr, E. Curso de tratamento de esgotos. Empresa de Engenharia Ambiental. Disponível em: <<http://www.comitepcj.sp.gov.br>>. Acesso em: 19. jun. 2010.

MARQUES, C. B.; SANTOS, C.H.S.; SIEDENBERG, D. R. Gestão das Águas na Região do litoral médio e sul do Rio Grande do Sul - Brasil. *Informe Gepec*, Toledo, v. 13, n. 2, p. 70-84, jul./dez. 2009.

MARTINS, M. *Variação e tendências dos parâmetros de qualidade de água do ecossistema aquático da microbacia hidrográfica Córrego da Onça no município de Ilha Solteira/SP*. 2009. 56 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, Universidade Estadual Paulista – UNESP, São Paulo.

MCJANNET, C. L.; KEDDY, P. A.; PICK, F. R. Nitrogen and phosphorus tissue concentrations in 41 wetland plants: a comparison across habitats and functional groups. *Functional Ecology*, v. 9, p. 231-8. 1995.

MEDEIROS, D. D. V. *Avaliação da eficiência de lagoas de estabilização no tratamento de resíduos esgotados de fossa séptica*. 2009. 96 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária), Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal. 2009.

MEDEIROS, R. M. L.; SABAA SRUR, A. U. O.; ROQUETTE PINTO, C. L. *Estudo da biomassa de aguapé, para a produção do seu concentrado protéico*. Ciência e Tecnologia de Alimentos, Campinas, v. 19, n. 2, mai. 1999.

MEES, J. B. R. *Uso de aguapé (Eichhornia crassipes) em sistema de tratamento de efluentes de matadouro e frigorífico e avaliação de sua compostagem*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel. 2006.

MELLO, E. J. R. *Tratamento de esgoto sanitário - Avaliação da estação de tratamento de esgoto do Bairro Novo Horizonte na cidade de Araguari/ MG Uberlândia*. Monografia (Pós-graduação em Engenharia Sanitária). Uniminas, Uberlandia, 2007.

MELO Jr, A. S. *Dinâmica da remoção de nutrientes em alagados construídos com Typha sp.* 2003. 312 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola: Água e Solo) - Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP. 2003.

MESQUITA, P. L. *Caracterização de Produtos Microbianos Solúveis (SMPs) em Reatores Aeróbio e Anaeróbio de Bancada em Diferentes Condições Operacionais*. 2009. 146 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Ouro Preto, MG.

METCALF; EDDY. *Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse*. 3th ed. New Delhi, Mc Graw-Hill, Inc. 1334p. 1991.

MITSCH, W. Y.; JORGENSEN, S. E. *Ecological Engineering and Ecosystem Restoration*. John Wiley & Sons, Hoboken, 411 p. 2004.

NAIME, R.; GARCIA, A. C. *Utilização de enraizadas no tratamento de efluentes agroindustriais*. Estudos tecnológicos, v. 1, n. 2, p. 9-20. 2005.

NASCENTES, A.L.; ROQUE, O. C. C. *Cálculo de uma Unidade de Tratamento por Lodos Ativados - Aeração prolongada*. Material desenvolvido para disciplina. Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2002.

NASCIMENTO, R. A. Desempenho de reator anaeróbio de manta de lodo utilizando efluentes líquidos de indústrias alimentícias. 1996. 112 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

NEGRI, M. C.; HINCHMAN, R. R. *Biotreatment of produced waters for volume reduction and contaminant removal*. 4th International Petroleum Environmental Conference, San Antonio, Texas. 1997.

NOGUEIRA, F. M. B.; ESTEVES, F. A. Variação temporal da biomassa de duas espécies de macrófitas aquáticas em uma lagoa marginal do rio Mogi-Guaçu (SP). *Acta Limnologica Brasiliensis*, v. 3, p. 617-632. 1990.

ODUM, E. *Ecologia*. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1988. 434 p.

ODUM, H. T. A symposium on net production of terrestrial communities. (Review). *Ecology*, v. 45, p.415-416. 1964.

ODUM, H. T. Primary production in flowing waters. *Limnology and Oceanography*, v. 1, p. 102-117. 1956.

OLIVEIRA, L. L. D. *Estudo da estrutura da comunidade zooplanctônica e sua relação com as cianobactérias em três reservatórios do médio rio Tietê, SP*. 2010. 202 f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

PAULINO, W. D.; FREIRE, R. H. F. *Macrófitas aquáticas*. Leitura de minuto 11. Secretaria dos Recursos Hídricos. Ceará, 2008.

PEDRALLI, G. Aguapé: biologia, manejo e uso sustentado. *Estudos de Biologia*, PUC-PR, Curitiba, v. 4, n. 40, p. 33-53, 1996.

PEÑA, M. R.; MARA, D. D.; AVELLA, G. P. *Dispersion and Treatment Performance Analysis of an UASB Reactor Under Different Hydraulic Loading Rates*, *Water Research*, v. 40, n. 3, p. 445-452, 2005.

PERAZZA, M. C. D.; NAVAS-PEREIRA, D.; MARTINS, M. T. O aguapé: meios de controle e possibilidades de utilização. *Revista DAE*, p.18-25, 1981.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO P. H. *Aplicação de Sistemas tipo Wetlands no tratamento de águas residuárias: Utilização de filtros plantados com macrófitas*. Florianópolis. Ed. do Autor. 2004.

PHILIPPI, L. S.; OLIJNYK.; D. P.; MAGRI, M. E. *Arranjos tecnológicos para o tratamento descentralizado de esgotos sanitários*. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2007. Disponível em: <<http://www.gesad.ufsc.br/download/PHILIPPI,%20L.S.%20et%20al%202007.pdf>>. Acesso em: 10/11/2009.

PIVELI, R. P. *Tratamento de Esgotos Sanitários*. Apostila de curso. 2006.

PILON-SMITS, E. Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology*, Palo Alto, v. 56, p. 15-39, 2005.

POACH, M. E.; HUNT, P. G.; VANOTTI, M. B.; STONE, K. C.; MATHENY, T. A.; JOHNSON, M. H.; SADLER, E. J. Improved nitrogen treatment by constructed wetlands receiving partially nitrified liquid swine manure. *Ecological Engineering* v. 20, p. 183-197. 2003.

POTH, M. Dinitrogen production from nitrite by a Nitrosomonas isolate. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 52, p. 957–959. 1986.

PROBIO. *Programa de biodiversidade*. UFSCAR. Disponível em: <<http://www.ufscar.br/~probio/index.html>>. Acesso em: 16 jul. 2007.

PROSSER, J. I. Autotrophic nitrification in bacteria. *Adv Microb Physiol*, v. 30, p. 125–181. 1989.

RAMOS, A. G.; CORDIERO, J. S. Gerenciamento ambiental em sistemas de tratamento de Esgoto. XXII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 22., *Anais...* Joinville – SC. Setembro, 2003.

REIDEL, A.; DAMASCENO, S.; ZENATTI, D.C.; SAMPAIO, S. C.; FEIDEN, A.; QUEIROZ, M. M. F. Utilização de efluente de frigorífico, tratado com macrófitas aquáticas, no cultivo de tilápias do Nilo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 9, supl., p. 181-185, 2005.

REIDEL, A.; GÜTHS, R.; FEIDEN, A.; DAMASCENO, S.; CUNHA, F.; SIGNOR, A. Produção de biomassa de aguapé (*Eichhornia crassipes*) Mart. Solms. fertilizados com diferentes adubos. *Varia Scientia*, Cascavel, v. 3, n. 6, p. 95 101. 2003.

REIS, J. A. T.; MENDONÇA, A. S. F. Análise técnica dos novos padrões brasileiros para amônia em efluentes e corpos d'água. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 14, n. 3, p. 353-362, jul/set. 2009.

RIBEIRO, J. R.; BOGGIONE, G. A.; SILVA, M. V. A. *Diagnose da cobertura vegetal da Ilha Grande no município de Angra dos Reis – RJ, pós-presídio, utilizando técnicas de geoprocessamento*. Natal, 2009. XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Anais, Natal, Brasil, INPE, 2009, p. 1497-1504.

RICKLEFS, R. E.; MILLER, G. L. *Ecology*. 4. ed., EUA: Freeman, 1999.

RODELLA, R. A.; COSTA, N. V.; COSTA, L. D. N.; MARTINS, D. Diferenciação entre *Egeria densa* e *Egeria najas* pelos caracteres anatômicos foliares. *Planta Daninha*, Viçosa, v. 24, n. 2, p. 211-220, 2006.

ROQUE, O. C. C.; MELLO Jr.; H. A. A. *Eficiência dos filtros anaeróbios tipo cynamon no tratamento de esgotos - Parte I*. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Desafios para o saneamento ambiental no terceiro milênio. Rio de Janeiro, ABES, p. 1-9, 1999.

RUBIO, J.; SCHNEIDER, I. A. H.; RIBEIRO, T.; COSTA, C. A.; KALLFEZ, C. A. Plantas Aquáticas: sorventes naturais. *Revista Ciência Hoje*, Rio de Janeiro, v. 35, n. 205, p. 68-71, 2004.

SALLES, M. P. M. *Principais sistemas de tratamento de esgotos sanitários em Mato Grosso do Sul*. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 20., 1999. ABES, Rio de Janeiro, RJ, 1999.

SALOMÃO, A. L. S. *Ecosistema Engenheirado no Tratamento Descentralizado de Águas Residuárias de Pequenos Geradores: a Engenharia Ecológica na Ilha Grande, RJ*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), UERJ, Rio de Janeiro, 2009.

SANEPAR. Companhia de Saneamento do Paraná: *Manual Técnico para Utilização Agrícola do lodo de esgoto no Paraná*. 1997. 96 f.

SANTIAGO, A. F.; CALIJURI, M. L.; LUÍS, P. G. *Potencial para a utilização de sistemas de wetlands no Tratamento de águas residuárias: uma contribuição a Sustentabilidade dos recursos hídricos no Brasil*. *Natureza & Desenvolvimento*, v. 1, n. 1, p. 29-39, 2005.

SANTOS, A. M. Produtividade primária de macrófitas aquáticas. *Limnotemas*, dez. 2004. Disponível em: <<http://www.sblimno.org.br>>. Acesso em: 13 jun. 2010.

SANTOS, A. M.; ESTEVES, F. A. Influence of Water Level Fluctuation on the Mortality and Aboveground Biomass of the Aquatic Macrophyte *Eleocharis*

interstincta (VAHL) Roemer et Schults. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 47, n. 2, p. 281-290, 2004.

SARTI, A.; SAKAMOTO, I. K.; VARESCHE, M. B. A.; ZAIAT, M.; FORESTI, E. Tratamento de esgoto sanitário utilizando reatores anaeróbios operados em bateladas seqüenciais: escala piloto. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*. ABES, Rio de Janeiro, v. 11, n. 1, p. 73-83, fev. 2006.

SCHMIDT, I.; SLIEKERS, O.; SCHMID, M.; BOCK, E.; FUERST, J.; KUENEN JG.; JETTEN M. S. M.; STROUS, M. *New concepts of microbial treatment process for the nitrogen removal from wastewaters*, FEMS Microbiol Rev 27, p. 481-492. 2003.

SCHNEIDER, I. A. H.; RUBIO, J. Plantas Aquáticas: Adsorventes Naturais para a Melhoria da Qualidade das Águas. XIX Prêmio Jovem Cientista - Água: Fonte de Vida, 2003. Disponível em: <www.lapes.ufrgs.br/ltn/pdf/lvo-Trabalho1.pdf>. Acesso em: 17 dez. 2009.

SEZERINO, P. H.; PHILIPPI, L. S.; BENTO, A. P.; ALVARENGA, R. A. F.; VALENTE, V. B. Filtro plantado com *Typha spp* de fluxo horizontal (constructed wetland) aplicado como polimento de efluente de lagoa facultativa. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23., 2005. p. 1-11.

SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; GOTARDO, J. T.; PETERS, M. R.; QUEIROZ, A.; OLIJNYK, D. P.; LAPOLLI, F. R.; PHILIPPI, L. S. *Sistemas naturais para o tratamento descentralizado de esgotos nos municípios da Grande Florianópolis - ferramenta para o desenvolvimento regional sustentável*. Periódico: Congresso Brasileiro de Ciência e Tecnologia em Resíduos e Desenvolvimento Sustentável, 2004, Florianópolis/SC. Anais do ICTR 2004. São Paulo/SP: ICTR-NISAN/USP, 2004.

SEZERINO, P. H.; OLIJNYK, D. P.; BENTO, A. P.; PANCERI, B.; PHILIPPI, L. S. *Tratamento de efluente doméstico combinado com efluente agroindustrial utilizando filtro plantado com macrófitas - constructed wetlands*. Periódico: Evidência (Videira), v. 6, p. 229-235. 2006.

SHUBO, T. *Sustentabilidade do abastecimento e da qualidade da água potável urbana*. 113 f. 2003. Dissertação (Mestrado em Saneamento e Saúde Ambiental), Escola Nacional de Saúde Pública da Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro.

SILVA, G. S.; GONÇALVES, O. M. *Programas Permanentes de Uso Racional da Água em Campi Universitários: O Programa de Uso Racional da Água da Universidade de São Paulo*. Disponível em: <http://www.pura.poli.usp.br/download/BT_Gisele.pdf>. Acesso em: 11 jul. 2007.

SILVA, S. C. “Wetlands Construídos” de Fluxo Vertical com Meio Suporte de Solo Natural Modificado no Tratamento de Esgotos Domésticos. 2007. 231 f. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos), Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2007.

SILVA, F. C. M. *Tratamento dos dejetos suínos utilizando lagoa de alta taxa de degradação em batelada*. 1996. 115 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina.

SIMERJ. Sistema de Meteorologia do Estado do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://www.simerj.com/default_reg_simerj.php>. Acesso em: 10 ago. 2010.

SOLANO, M. L.; SORIANO, P.; CIRIA, M. P. Constructed wetlands as a sustainable solution for wastewater treatment in small villages. *Biosystems Engineering*, v. 87, n. 1, p. 109-118, 2004.

SOARES, S. R. A.; FELIZATTO, M. R.; BERNARDES, R. S. Utilização da produtividade de algas como parametro para estimativa da eficiencia de remoção de materia organica em lagoas de estabilização. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental: Saneamento Ambiental: Ética e Responsabilidade Social. 22., Joinville. *Anais...* ABES, p. 1-10, set. 2003.

SOUSA, J. T.; VAN HAANDEL, A.; LIMA, E. P. C. Use of constructed wetland for the post-treatment of domestic sewage anaerobic effluent from UASB reactor. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 9, n. 4, p. 285-290. 2004.

SOUZA, C. A. S.; CORRÊA, F. L. O.; MENDOÇA, V.; VICHATO, M.; CARVALHO, J. G. Doses de fósforo e zinco no acúmulo de macro e micronutrientes em mudas de cacauero. *Revista Agrotrópica*, Ilhéus, v. 18, n.1, p. 25-38. 2006.

STEINMANN, C. R.; WEINHART, S.; MELZER, A. A combined system of lagoon and constructed wetland for an effective wastewater treatment. *Water Research*, 37, p. 2035-2042. 2003.

STOTTMEISTER, U.; WIEßNER, A.; KUSCHK, P.; KAPPELMEYER, U.; KÄSTNER, M.; BEDERSKI, O.; MÜLLER, R. A.; MOORMANN, H. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, 22, p. 93-117, 2003.

STRASKRABA, M. Ecotechnology as a new means for environmental management. *Ecological Engineering*, v. 2, p. 311-331. 1993.

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G. *Gerenciamento da qualidade da água de represas*. São Carlos: ILEC/IIE. 258 p. (Diretrizes para o Gerenciamento de Lagos, v. 9) 2000.

TANNER, C. C. Plants for constructed wetland treatment systems — a comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species. *Ecological Engineering*, v. 7, p. 59-83. 1996.

TAYLOR, C.; HOOK, P.; OTTO, R.; ZABINSKI, C. Seasonal effects of 19 plant species on COD removal in subsurface treatment wetland microcosms. *Ecological Engineering*. 2010.

TEIXEIRA, I. R.; BORÉM, A.; SILVA, A. G.; KIKUTI, H. Fontes e doses de zinco no feijoeiro cultivado em diferentes épocas de semeadura. *Acta Scientiarum. Agronomy*, v. 30, n. 2, p. 255-259, 2008.

TILLEY, D. R.; BADRINARAYANAN, H.; ROSATI, R.; SON, J. Constructed wetland as recirculation filters in large-scale shrimp aquaculture. *Aquaculture Engineering*, v. 26, p. 81-109. 2002.

TODD, J.; JOSEPHSON, B. The design of living technologies for waste treatment. *Ecological Engineering*, v. 6, p. 109-136. 1996.

TUNDISI, J. G. *Água no século 21: enfrentando a escassez*. IIE, Rima (no prelo). 2003.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. *Constructed wetlands treatment of municipal wastewater*. Ohio: Cincinnati, National Risk Management Research Laboratory, Office of research and Development. 2000.

_____. Technology Transfer. *Process design manual for nitrogen control*. Washington – U.S.A., 1993.

_____. *Design manual on constructed wetlands and aquatic plant systems for municipal wastewater treatment*. EPA/625/1-88/022, CERL, Cincinnati – OH/USA, 1988.83p.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME – UNEP. *Integrated Watershed Management - Ecohydrology & Phytotechnology – Manual*, 2005. Disponível em: <http://www.unep.or.jp/ietc/publications/freshwater/watershed_manual/>. Acesso em: 15 mai. 2010.

VALENTIM, M. A. A. *Uso de leitos cultivados no tratamento de efluentes de tanque séptico modificado*. 1999. 119 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1999.

VAN KAICK, T. S. *Estação de tratamento de esgoto por meio de zona de raízes: uma proposta de tecnologia apropriada para saneamento básico no litoral do Paraná*. 2002. 128 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2002.

VAZOLLER, R. F. *Microbiologia e Saneamento Ambiental*. Disponível em: <http://ube164.pop.com.br/repositorio/4488/meusite/micro/microbiologia_e_saneamento_ambiental.htm>. Acesso em: 03 fev. 2010.

VERMA, K.; SINGH, S. P.; GANESHA, R. A. J. *Assessment of changes in water hyacinth coverage of water bodies in northern part of Bangalore city using temporal remote sensing data*, Curr Sci 2003, p. 792–804.

VICZNEVSKI, I. S., SILVA, C. G. Tratamento biológico de esgoto com zona de raízes – experiência da prefeitura municipal de Joinville. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., 2003. Joinville. *Anais Eletrônicos...* Joinville, ABES, 2003.

VIDOTTI, E.; ROLLEMBERG, M. E. Algas: da economia nos ambientes aquáticos à bioremediação e à química analítica. *Química Nova*, v. 27, n. 1, p. 139-145. 2004.

VON SPERLING, M. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. v. 4. Lodos ativados. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG. 415 p. 1997.

_____. *Lagoas de Estabilização*. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte: DESA-UFMG. 134 p. 1996.

_____. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto*. v. 1, 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - Universidade Federal de Minas Gerais, 2006.

VON SPERLING, M.; FILHO, B. C.; MONTEGGIA, L. O.; PIVELLI, R. P. *Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção*/Francisco Suetônio Bastos Mota e Marcos von Sperling (coordenadores). Rio de Janeiro. Projeto PROSAB 5, ABES, 2009.

VRHOVŠEK, D.; KUKANJA, V.; BULC, T. Constructed Wetland (CW) for Industrial Waste Water Treatment. *Water Research*, Great Britain, v. 30, n. 10 p. 2287-2292. 1996.

WEIRICH, C. E.; COSTA, J. M.; KLOZOVSKI, É. S.; FEIDEN, A.; BOSCOLO, W. R. Produção Sazonal de Biomassa de duas Espécies de Macrófitas Aquáticas Flutuantes (*Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*) em Sistema de Tratamento de Efluentes. *Revista Brasileira de Agroecologia*, v. 4, n. 2, nov. 2009.

WILSON, J. R.; HOLST, N.; REES, M. Determinants and patterns of population growth in water hyacinth. *Aquatic Botany*, v. 81, p. 51-67. 2005.

ZANELLA, L. *Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: Wetlands-construídos utilizando brita e bambu como suporte*. 2008. 189 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008.

ZIMMO, O.; VAN DER STEEN, N.; GIJZEN, H. Comparison of ammonia volatilization rates in algae and duckweed-based waste stabilization ponds treating domestic wastewater. *Water Research* v. 37, p. 4587-4594. 2003.