



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Centro de Tecnologia e Ciências

Faculdade de Engenharia

André Luís de Sá Salomão

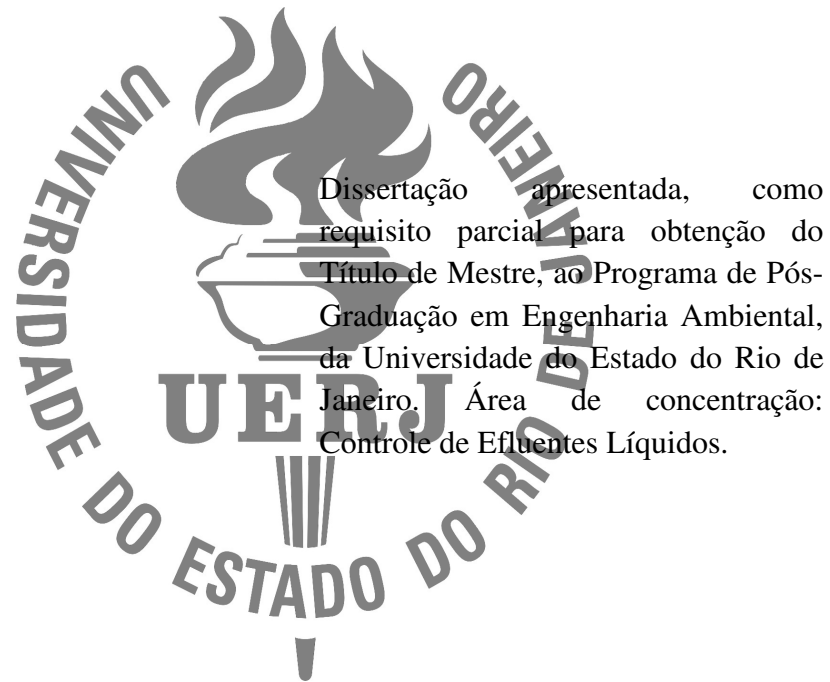
**Ecosistema engenheirado no tratamento descentralizado de águas
residuárias de pequenos geradores: a engenharia ecológica na Ilha Grande,
RJ**

Rio de Janeiro

2009

André Luís de Sá Salomão

Ecossistema engenheirado no tratamento descentralizado de águas residuárias de pequenos geradores: a engenharia ecológica 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: Controle de Efluentes Líquidos.

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

Co-Orientador: Prof. Dr. Odir Clécio da Cruz Roque

Rio de Janeiro

2009

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ/REDE SIRIUS/CTCB

S173 Salomão, André Luís de Sá.
Ecossistema engenheirado no tratamento descentralizado de águas
residuárias de pequenos geradores: a engenharia ecológica na Ilha Grande, RJ. /
André Luís de Sá Salomão. – 2009.
96 f.
Orientador : Marcia Marques Gomes
Co-orientador: Odir Clécio da Cruz Roque
Dissertação (mestrado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro,
Faculdade de Engenharia.
1. Esgoto. 2. Águas residuais. I. Gomes, Marcia Marques.
II. Roque, Odir Clécio da Cruz. III. Universidade do Estado
do Rio de Janeiro. Faculdade de Engenharia. IV. Título.
CDU 628.2

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou
parcial desta dissertação.

Assinatura

Data

André Luís de Sá Salomão

**Ecossistema engenheirado no tratamento descentralizado de águas residuárias de
pequenos geradores: a engenharia ecológica 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: Controle de Efluentes Líquidos.

Aprovado em _____

Banca Examinadora:

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

Prof. Dr. Odir Clécio da Cruz Roque (Co-orientador)
Faculdade de Engenharia da UERJ

Prof. Dr. Eduardo Pacheco Jordão
Dep. de Recursos Hídricos, DRHIMA/EP/UFRJ

Prof.^a Dr.^a Rosa Maria Formiga Johnsson
Diretora de Gestão de Águas e do Território - INEA

Rio de Janeiro

2009

DEDICATÓRIA

À Família, aos Amigos e Parceiros que contribuíram para tornar possível a realização deste trabalho.

AGRADECIMENTOS

À Prof. Marcia, que desde o primeiro momento acreditou em mim e no meu potencial. Por me dar a chance e a oportunidade de trabalhar neste projeto pelo qual tenho grande carinho. Por tudo que tem feito por mim, pelas viagens e novos projetos. Pelo exemplo de pessoa, dedicação, amizade, companheirismo, atenção e carinho. Obrigado por sempre tentar extrair o melhor de mim, fazer com que eu me dedique e me esmere para fazer sempre o melhor, alimentar meus sonhos e esperanças, e projetar meu futuro como pesquisador. OBRIGADO!!!

Ao Prof. Odir, pelos ensinamentos, apoio, colaboração e co-orientação.

À empresa Biofibra Saneamento, Ronaldo e Humberto, pela aposta e confiança no meu trabalho desde o início, quando o projeto ainda estava no papel. Obrigado pelo fornecimento de todo o equipamento e pessoal para instalação (Giovane, Puri e Rato).

À FAPERJ pela bolsa de Mestrado e pelo financiamento do projeto E-26/110.446/2007.

A todos os membros do Grupo de pesquisa Bioprocess - Laboratório LABIFI, à equipe do projeto ecossistema engenheirado Bárbara e Tati, e principalmente Rodrigo e Graci por toda a ajuda e apoio; é bom saber que posso sempre contar com vocês para o que der e vier. Aos alunos de doutorado Lee e Fábio da Universidade de Kalmar, Suécia pelo exemplo, conselhos, experiências e amizade e ao Prof. William Hogland pela ajuda na minha primeira coleta debaixo de uma baita chuva!!!

Aos técnicos do Laboratório de Engenharia Sanitária LES, Rita, Jair, Rafael, João, que não mediram esforços nem tempo para me ajudar. Obrigado pela paciência, ensinamento, carinho e amizade. Aos professores João Alberto e Beth Ritter pelo apoio, confiança e acesso às instalações.

À Prof.^a Daniele Billa, por todos os ensinamentos de aula, conselhos e ajuda.

Ao programa de Mestrado PEAMB, aos professores e amigos que fiz durante o curso, especialmente à Iranete, que me apoiou e deu força para meu ingresso no mestrado.

Ao CEADS/UERJ (Marcos Bastos, Cátia Calado, Alice, Thaíse, Fernanda e Cláudio), pela boa vontade em me ajudar sempre, mesmo sendo na última hora e fora dos prazos!!! Aos funcionários amigos queridos que fiz no CEADS/Ilha, Paulinho, Margarida, Tereza, Joyce, Helda, Susy, Márcia, Marilda, Luciana, Nani, Tereza, Kelly, Jeferson, Elienay, Wesley,

Marinho, Luís, Moisés, Airton, Antônio, Divaldo, Birani, as “Guardetes” (Arlene, Celí, Marilene), ao pessoal da manutenção e o grande amigo Julinho, que sempre estiveram ao meu lado, me ajudando, me “paparicando” e me fazendo sentir especial e querido. Obrigado por tudo.

Aos amigos que fiz no CEADS, principalmente Daniel, Rafael, Pedro, Carla, Cris, Gabi, Gabriela, Vivi, Wagner, Paula e também a todos os outros que contribuíram para que as viagens quinzenais e o trabalho fossem muito mais prazerosos.

Aos funcionários da ETE de Toque-Toque que sempre me receberam bem e estiveram sempre dispostos a me ajudar principalmente o operador Ari.

Aos sempre amigos Rafael, Gustavo e Leandro.

À minha família (Pai, Mãe, Irmão, Lelê), meus avôs e a família Coutinho que sempre estiveram ao meu lado, me apoiando e me dando forças nas minhas escolhas e sempre me estimulando a correr em busca de algo mais. Obrigado pela paciência nestes últimos meses, onde estive meio isolado de tudo e de todos, concentrado e focado, porém nunca sozinho. Amo vocês!!!

À minha namorada Julia, por todo apoio e ajuda a todo o tempo e principalmente nessa reta final. Obrigado pela paciência e dedicação, mesmo tendo deixado de viajar e passear para ficar comigo e me ajudar no que fosse preciso, mesmo que de madrugada. Te amo!!!

A todos que direta ou indiretamente participaram deste trabalho, meu muito obrigado.

O passado é o currículo,
O presente é o desafio e a batalha,
Para no futuro alcançar a glória,
e fazer História.

(André Salomão)

O passado mostra quem somos,
No presente lutamos com garra, dedicação e coragem,
Para que no futuro possamos colher os frutos e dizer:
Valeu a pena,....., lutar.

(André Salomão)

RESUMO

SALOMÃO, Ande Luís de Sá. *Ecossistema Engenheirado no tratamento descentralizado de águas residuárias de pequenos geradores: A Engenharia Ecológica na Ilha Grande, RJ*. 2009. 145f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

Em várias regiões do mundo, assim como no Brasil, um alto percentual da população e até comunidades inteiras não têm acesso a um sistema de tratamento de esgoto centralizado, sendo comum o uso das fossas sépticas e/ou sumidouros e, em muitos casos, os esgotos são lançados *in natura* diretamente nos corpos hídricos. Com o objetivo de oferecer uma alternativa tecnológica de baixo custo de implantação e operação com vistas à minimização dos impactos ambientais e em atendimento a pequenas comunidades isoladas e de interesse social, o presente projeto desenvolveu com base em sistemas apresentados na literatura, um ecossistema engenheirado compacto para o tratamento de esgoto domiciliar de pequenos geradores. O sistema é composto por tratamento preliminar (caixa controladora de vazão e caixa de gordura), primário (fossa séptica), secundário (filtro aerado submerso e decantador secundário) e um conjunto de tanques vegetados por macrófitas aquáticas (*Eichhornia crassipes*, *Schoenoplectus sp.*, *Panicum cf. racemosum*) intercalados por um tanque de algas para remoção da carga poluidora remanescente e nutrientes. O sistema foi instalado no CEADS/UERJ na Vila de Dois Rios, Ilha Grande, litoral Sul do Rio de Janeiro, operado e monitorado desde Abril de 2009, sendo que o presente estudo refere-se aos primeiros 200 dias de monitoramento. A remoção da carga poluidora foi monitorada na vazão de 200 L/h, posteriormente corrigida para 52 L/h, almejando alcançar os padrões de lançamento da Resolução CONAMA 357 e a NBR 13969 da ABNT, para os parâmetros de OD, pH, Temperatura, Nitrato, N amoniacal, DBO₅, DQO, SSD, Cloreto e, Óleos e Graxas e outros parâmetros não incluídos na Resolução (Cond. Elétrica, COT, Alcalinidade, Dureza, Nitrito, Fósforo total e demais Sólidos (ST, SST, SSV, SSF e SDT)). Os resultados obtidos indicam que o sistema foi mais eficiente quando operado na vazão de 52 L/h, quando apresentou as seguintes taxas de remoção: 96 % (Nitrito); 71 % (Nitrato); 47 % (N amoniacal); 96,7 % (DQO); 95,7 % (DBO₅); 10 % (Fósforo total). O sistema apresentou uma evolução ao longo do tempo de operação e após a redução na vazão, garantiu o enquadramento de 12 dos 14 parâmetros analisados (exceto N amoniacal e Fósforo total), nos padrões de lançamento contemplados pela Legislação Federal, CONAMA 357 e Legislação Estadual do RJ, SP, MG e GO. Para aumento da eficiência de tratamento, recomenda-se redimensionamento do filtro aerado submerso-decantador e tanques vegetados, com base nas recomendações do PROSAB 2.

Palavras Chave: Tratamento de efluentes doméstico. Sistemas alagados. *Wetlands*. Sistema Compacto de tratamento de esgoto.

ABSTRACT

In different regions of the world as well as in Brazil, a high percentage of the population and even entire communities do not have access to sewerage and/or centralized sewage treatment. The common scenario is the presence of septic tanks and sinks or, in many cases, sewage discharge directly into recipient water bodies. With the objective of making available a technological alternative with low cost of implementation and operation and to minimize environmental impacts, the present project developed based on systems reported in the literature, a compacted engineering ecosystem for treatment of domestic sewage from small generators. The system is formed by a preliminary (flow controller and grease tank), primary (septic tank) and a secondary treatment (submersed aerated filter and secondary decanter) and a group of tanks with aquatic macrophytes (*Eichhornia crassipes*, *Schoenoplectus sp.*, *Panicum cf. racemosum*) interlaced by a tank with algae for removal of the remaining pollutants and nutrients. The system was installed at CEADS/UERJ, Vila de Dois Rios, Ilha Grande in the south coast of Rio de Janeiro and it has been operated and monitored since April 2009; this study reports the first 200 monitoring days. The removal efficiencies of the polluted load were monitored during the flow 200 L/h, later corrected to 52 L/h, with the aim of meeting the threshold limits established by the Resolution CONAMA 357 and NBR 13969 of ABNT, for the following parameters: DO, pH, Temperature, Nitrate, Ammoniacal Nitrogen, BOD₅, COD, sedimentable solids chloride, Grease and Oil, and parameters not included in those Resolutions (EC, TOC, alkalinity, hardness, Nitrite, Total Phosphorus, and different categories of solids (TS, TSS, VSS, FSS and TDS). The results showed that the system was more efficient when operated with the lower flow (52L/h), when it achieved the following percentages of removal: 96% (Nitrite); 71% (Nitrate); 47% (Ammoniacal nitrogen); 96.7% (COD); 95.7% (BOD₅); 10% (Total Phosphorus). The system presented an evolution throughout the operation period. After the flow reduction, 12 among 14 parameters analyzed, met the threshold limits established by the Federal Legislation, the Resolution CONAMA 357 and environmental legislations from the States of Rio de Janeiro, São Paulo, Minas Gerais and Goiás. To increase the treatment efficiency, it is recommended redesigning the submerged aerated filter and planted tanks, based on recommendations found in PROSAB 2.

Keywords: Domestic effluent treatment. *Wetlands*. Compact system of sewage treatment.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Representação do biofilme associado ao sistema radicular	21
Figura 2: Desenho esquemático de um sistema de wetlands com plantas flutuantes.....	24
Figura 3: Desenho esquemático de um sistema de wetlands com plantas emergentes de fluxo superficial.	25
Figura 4: Desenho esquemático de um sistema de wetlands com plantas emergentes de fluxo sub-superficial vertical.	25
Figura 5: Desenho esquemático de um sistema de wetlands com plantas emergentes de fluxo sub-superficial horizontal.	26
Figura 6: Desenho esquemático de um sistema de wetlands com macrófitas submersas.	26
Figura 7: Desenho esquemático de um sistema de wetlands com solos filtrantes e fluxo descendente.	27
Figura 8: Desenho esquemático de um sistema de wetlands com solos filtrantes e fluxo ascendente.	28
Figura 9: Mapa do Brasil e do Rio de Janeiro, foto aérea da Ilha Grande, Município de Angra dos Reis, RJ e da Vila de Dois Rios.....	34
Figura 10: Diagrama esquemático do sistema descentralizado de tratamento de esgoto do CEADS. 1 – Tanque de equalização; 2 – Caixa de manobra; 3 – Caixa controladora de vazão; 4 – Caixa de gordura; 5 – Fossa séptica; 6 – Filtro aerado; 7 – Biodecantador; 8 – Tanques vegetados com aguapé, Cyperaceae e Poaceae respectivamente; 9 – Tanque de alga; 10 – Efluente; 11 – Casa de bomba.....	38
Figura 11: Desenho gráfico da vista lateral do lado direito do Ecossistema Engenheirado.....	38
Figura 12: Desenho gráfico da vista lateral do lado esquerdo do Ecossistema Engenheirado.	38
Figura 13: Desenho gráfico da vista superior do Ecossistema Engenheirado.....	39
Figura 14: Desenho gráfico da vista frontal do Ecossistema Engenheirado.	40
Figura 15: Desenho gráfico da vista lateral e superior do lado direito do Ecossistema Engenheirado.	40
Figura 16: Desenho gráfico da vista lateral e superior do lado esquerdo do Ecossistema Engenheirado.	41
Figura 17: Fluxograma das atividades realizadas durante o desenvolvimento do projeto de mestrado.	50

Figura 18a: Foto do <i>Gênero</i> <i>Telmatoscopus</i>	59
Figura 18b: Foto de um adulto Fêmea (esquerda) e um adulto Macho (direita) do Gênero <i>Culex</i>	59
Figura 19: Gráfico da vazão (L/h) do afluente e efluente do Ecossistema Engenheirado na fase inicial de operação onde a vazão máxima de entrada no período de uma hora foi de 200 L.....	64
Figura 20: Gráfico da vazão (L/h) do afluente e efluente do Ecossistema Engenheirado onde a vazão máxima de entrada no período de uma hora foi de 52 L.....	65
Figura 21: Valores médios \pm d.p. de OD (mg/L) durante os meses de operação nas vazões de 200 e 52 L/h e o resultado do último monitoramento (17 de outubro de 2009). BR = bruto (afluente); GOR = caixa de gordura; FS = fossa séptica; FA = filtro aerado; DEC = decantador.	68
Figura 22: Valores médios \pm d.p. de pH durante os meses de operação nas vazões de 200 e 52 L/h e o resultado do último monitoramento no 199º dia (17 de outubro de 2009). BR = bruto (afluente); GOR = caixa de gordura; FS = fossa séptica; FA = filtro aerado; DEC = decantador.	69
Figura 23: Valores médios de OD e pH nas vazões de 200 e 52 L/h. BR = bruto (afluente); GOR = caixa de gordura; FS = fossa séptica; FA = filtro aerado; DEC = decantador.	70
Figura 24: Valores médios \pm d.p. de Condutividade Elétrica durante os meses de operação nas vazões de 200 e 52 L/h e no 199º dia de monitoramento (17 de outubro de 2009). BR = bruto (afluente); GOR = caixa de gordura; FS = fossa séptica; FA = filtro aerado; DEC = decantador.	71
Figura 25: Valores médios \pm d.p. de nitrito durante os meses de operação nas vazões de 200 e 52 L/h e no 199º dia, último dia de monitoramento (17 de outubro de 2009). BR = bruto (afluente); GOR = caixa de gordura; FS = fossa séptica; FA = filtro aerado; DEC = decantador.	72
Figura 26: Influência da elevação das taxas de OD nos processos de nitrificação. BR = bruto (afluente); GOR = caixa de gordura; FS = fossa séptica; FA = filtro aerado; DEC = decantador.....	72
Figura 27: Valores médios \pm d.p. para Nitrato durante os meses de operação nas vazões de 200 e 52 L/h e 199º dia de monitoramento (17 de outubro de 2009). BR = bruto (afluente); GOR = caixa de gordura; FS = fossa séptica; FA = filtro aerado; DEC = decantador.	74
Figura 28: Valores médios \pm d.p. para Nitrogênio amoniacal durante os meses de operação nas vazões de 200 e 52 L/h e no 199º dia de monitoramento (17 de outubro de 2009). BR = bruto (afluente); GOR = caixa de gordura; FS = fossa séptica; FA = filtro aerado; DEC = decantador.....	75

Figura 29: Valores médios de amônia e nitrato no 199º dia de monitoramento do sistema. BR = bruto (afluente); GOR = caixa de gordura; FS = fossa séptica; FA = filtro aerado; DEC = decantador.	75
Figura 30: Valores médios \pm d.p. para fósforo total durante os meses de operação nas vazões de 200 e 52 L/h e no 199º dia de monitoramento (17 de outubro de 2009).	77
Figura 31: Comparação das taxas de fósforo total (eixo principal), DBO ₅ e Nitrogênio (eixo secundário), no 199º dia de monitoramento. Neste caso, o valor de nitrogênio total foi o somatório das taxas de nitrito, nitrato e nitrogênio amoniacal.	77
Figura 32: Valores médios \pm d.p. para DBO ₅ durante os meses de operação nas vazões de 200 e 52 L/h e no 199º dia de monitoramento (17 de outubro de 2009).	78
Figura 33: Comparação das taxas de OD e DBO ₅ durante os meses de operação nas vazões de 200 e 52 L/h.	79
Figura 34: Eficiência de remoção acumulada de DBO ₅ durante os meses de operação nas vazões de 200 e 52 L/h e o resultado do último monitoramento no dia 17 de outubro de 2009. FS = fossa séptica; FA = filtro aerado; DEC = decantador..	79
Figura 35: Monitoramento da DQO \pm d.p. durante os meses de operação nas vazões de 200 e 52 L/h e o resultado do 199º dia de monitoramento. BR = bruto (afluente); FS = fossa séptica; FA = filtro aerado; DEC = decantador.	81
Figura 36: Comparação das taxas de OD e DQO durante os meses de operação nas vazões de 200 e 52 L/h. BR = bruto (afluente); FS = fossa séptica; FA = filtro aerado; DEC = decantador.	81
Figura 37: Eficiência de remoção acumulada de DQO durante os meses de operação nas vazões de 200 e 52 L/h e no 199º dia de monitoramento. FS = fossa séptica; FA = filtro aerado; DEC = decantador.	81
Figura 38: Comparação da taxa DBO/DQO \pm d.p. nas vazões de 200 e 52 L/h e no 199º dia de operação do sistema, no efluente dos tanques do tratamento primário e secundário.	82
Figura 39: Monitoramento do OD \pm d.p. dos tanques do sistema alagado durante os meses de operação nas vazões de 200 e 52 L/h e o último monitoramento no dia 17 de outubro de 2009.	85
Figura 40: Monitoramento do pH \pm d.p. dos tanques do sistema alagado durante os meses de operação nas vazões de 200 e 52 L/h e o resultado do último monitoramento no dia 17 de outubro de 2009.	86
Figura 41: Comparação entre os dados de monitoramento de OD e pH nas vazões de 200 e 52 L/h, nos tanques do sistema alagado.	87
Figura 42: Monitoramento da C.E. \pm d.p. dos tanques do sistema alagado nos meses de operação nas vazões de 200 e 52 L/h e o resultado do 199º dia de monitoramento.	88

Figura 43: Monitoramento do nitrito \pm d.p. nos tanques do sistema alagado nos meses de operação nas vazões de 200 e 52 L/h e o resultado do último monitoramento no dia 17 de outubro de 2009.....	89
Figura 44: Monitoramento do nitrato \pm d.p. nos tanques do sistema alagado durante os meses de operação nas vazões de 200 e 52 L/h e o resultado do último monitoramento no dia 17 de outubro de 2009.	91
Figura 45: Monitoramento do nitrogênio amoniacal \pm d.p. nos tanques do sistema alagado durante os meses de operação nas vazões de 200 e 52 L/h e o resultado do último monitoramento no dia 17 de outubro de 2009.	92
Figura 46: Comparação do consumo de OD (eixo secundário), no processo de nitrificação e a remoção do nitrogênio amoniacal (eixo primário), no tratamento terciário nas vazões de 200 e 52 L/h.....	93
Figura 47: Monitoramento do fósforo total (mg/L) \pm d.p. nos tanques do sistema alagado durante os meses de operação nas vazões de 200 e 52 L/h e o resultado do último monitoramento no dia 17 de outubro de 2009.	94
Figura 48: Monitoramento da DBO ₅ \pm d.p. nos tanques do sistema alagado durante os meses de operação nas vazões de 200 e 52 L/h e o resultado do último monitoramento no dia 17 de outubro de 2009.	95
Figura 49: Comparação das taxas de OD e DBO ₅ durante os meses de operação nas vazões de 200 e 52 L/h.	96
Figura 50: Monitoramento da DQO \pm d.p. nos tanques do sistema alagado durante os meses de operação nas vazões de 200 e 52 L/h e o resultado do último monitoramento no dia 17 de outubro de 2009.	97
Figura 51: Comparação das taxas de OD e DQO durante os meses de operação nas vazões de 200 e 52 L/h.	98
Figura 52: Comparação da relação de DBO/DQO \pm d.p. nas vazões de 200 e 52 L/h e no 199º dia de operação do sistema, no efluente dos tanques vegetados.....	99
Figura 53: Monitoramento dos dados de OD \pm d.p ao longo dos 200 dias de operação do Ecossistema Engenheirado, nas vazões de 200 e 52 L/h.	101
Figura 54: Monitoramento dos valores de pH \pm d.p. ao longo dos 200 dias de operação do Ecossistema Engenheirado, nas vazões de 200 e 52 L/h.	102
Figura 55: Monitoramento dos dados de CE \pm d.p. ao longo dos 200 dias de operação do Ecossistema Engenheirado, nas vazões de 200 e 52 L/h.	103
Figura 56: Monitoramento do nitrito \pm d.p. ao longo dos 200 dias de operação do Ecossistema Engenheirado, nas vazões de 200 e 52 L/h.	105
Figura 57: Monitoramento do nitrato \pm d.p. ao longo dos 200 dias de operação do Ecossistema Engenheirado, nas vazões de 200 e 52 L/h.	106

Figura 58: Monitoramento do N amoniacal \pm d.p. ao longo dos 200 dias de operação do Ecosistema Engenheirado, nas vazões de 200 e 52 L/h.	107
Figura 59: Monitoramento do fósforo total \pm d.p. ao longo dos 200 dias de operação do Ecosistema Engenheirado, nas vazões de 200 e 52 L/h.	108
Figura 60: Monitoramento da DBO ₅ \pm d.p. ao longo dos 200 dias de operação do Ecosistema Engenheirado, nas vazões de 200 e 52 L/h.	110
Figura 61: Monitoramento da DQO \pm d.p. ao longo dos 200 dias de operação do Ecosistema Engenheirado, nas vazões de 200 e 52 L/h.	111
Figura 62: Comparação da relação de DBO/DQO \pm d.p. nas vazões de 200 e 52 L/h e no 199º dia de operação do sistema.	113
Figura 63: Valores percentuais dos sólidos dissolvido, suspenso, voláteis e fixos no valor do sólido total do afluente e efluente do Ecosistema Engenheirado.	114
Figura 64: Monitoramento dos valores de sólido dissolvido total \pm d.p. ao longo dos 200 dias de operação do Ecosistema Engenheirado, nas vazões de 200 e 52 L/h e no 199º dia de operação do sistema.	114
Figura 65: Valores de OG referentes ao último dia de monitoramento do Ecosistema Engenheirado.	116
Figura 66: Valores de cloreto referentes ao último dia de monitoramento do Ecosistema Engenheirado.	116
Figura 67: Valores de dureza referentes ao último dia de monitoramento do Ecosistema Engenheirado.	117
Figura 68: Valores de alcalinidade referentes ao último dia de monitoramento do Ecosistema Engenheirado.	117
Figura 69: Vista da parte de trás do Ecosistema Engenheirado.	141
Figura 70: Vista lateral direita do Ecosistema Engenheirado.	141
Figura 71: Vista lateral esquerda do Ecosistema Engenheirado.	142
Figura 72: Tanques do sistema alagado, vegetados por macrófitas (<i>Eichhornia crassipes</i> , <i>Schoenoplectus sp.</i> , <i>Panicum cf. racemosum</i>) e algas.	142

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Número de Municípios atendidos por redes de coleta e tratamento de esgoto.....	7
Tabela 2: Números totais da população atendida nos Municípios por redes de coleta e tratamento de esgotos em cada Região brasileira.	7
Tabela 3: Comparação da população atendida por redes de coleta e tratamento de esgotos ao longo dos anos de 2006 e 2007, nos Municípios brasileiros.....	8
Tabela 4: Quadro comparativo da extensão da rede coletora de esgoto nas Regiões brasileiras.	8
Tabela 5: Porcentagem dos esgotos tratados no meio urbano e o total dos Municípios. Total do esgoto coletado nas Regiões brasileiras e a porcentagem do total desse esgoto coletado, onde apenas parte é tratada.....	8
Tabela 6: Dimensões dos tanques componentes do Ecossistema Engenheirado, fornecidos pela empresa Biofibra Saneamento.....	39
Tabela 7: Perfil do efluente gerado pelo CEADS, medido antes da passagem pela caixa controladora de vazão.	53
Tabela 8: Comparação dos valores de caracterização do afluentes do Ecossistema Engenheirado com valores obtidos na literatura.	54
Tabela 9: Classificação do afluentes do Ecossistema Engenheirado segundo diferentes parâmetro conforme descrito por Jordão e Pessoa (2005).	55
Tabela 10a: Valores médios para vazão de 200 L/h (mín. - máx.) (% remoção).....	62
Tabela 10b: Valores médios para vazão de 52 L/h (mín. - máx.) (% remoção).....	63
Tabela 11: Comparação da remoção de alguns parâmetros, taxas de oxigênio dissolvido e tempo de retenção hidráulico no filtro aerado submerso.	65
Tabela 12: Comparação dos valores do afluentes e da eficiência de cada tanque, nas vazões de 200 e 52 L/h e no último evento de monitoramento.	67
Tabela 13: Comparação dos valores da eficiência de cada tanque, nas vazões de 200 e 52 L/h.	84
Tabela 14: Comparação dos valores da eficiência de cada tanque, no último evento de monitoramento.	84
Tabela 15: Comparação dos dados de lançamento de efluente tratado em um corpo receptor pelo Ecossistema Engenheirado, com os padrões de lançamentos da Legislação CONAMA 357, NBR 13969 da ABNT e Legislação dos Estados do Rio de Janeiro, Minas Gerais, Goiás e São Paulo.(os valores em negrito e sublinhados	

são os que ficaram fora dos limites estabelecidos por pelo menos uma das normas referenciadas)	100
Tabela 16: Comparação dos dados de OD encontrados neste trabalho com os dados encontrados por outros autores em sistemas semelhantes.	101
Tabela 17: Comparação dos valores de pH encontrados neste trabalho com os dados encontrados por outros autores em sistemas semelhantes.	102
Tabela 18: Comparação dos dados de CE encontrados neste trabalho com os dados encontrados por outros autores em sistemas semelhantes.	103
Tabela 19: Comparação das temperaturas encontradas neste trabalho com os encontrados por outros autores em sistemas semelhantes.....	104
Tabela 20: Comparação dos dados de nitrito deste trabalho com os encontrados por outros autores em sistemas semelhantes.	105
Tabela 21: Comparação dos dados de nitrato deste trabalho com os encontrados por outros autores em sistemas semelhantes.	106
Tabela 22: Comparação dos dados de N amoniacal deste trabalho com os encontrados por outros autores em sistemas semelhantes.	107
Tabela 23: Comparação dos dados de fósforo deste trabalho com os encontrados por outros autores em sistemas semelhantes.	109
Tabela 24: Possíveis padrões de lançamento de DBO ₅ , segundo Von Sperling (2006).....	110
Tabela 25: Comparação dos dados da DBO ₅ deste trabalho com os encontrados por outros autores em sistemas semelhantes.	110
Tabela 26: Possíveis padrões de lançamento de DQO, segundo Von Sperling (2006).....	112
Tabela 27: Comparação dos dados da DQO deste trabalho com os encontrados por outros autores em sistemas semelhantes.	112
Tabela 28: Comparação dos dados do SST deste trabalho com os encontrados por outros autores em sistemas semelhantes.	115
Tabela 29: Possíveis padrões de lançamento de sólido suspenso total, segundo Von Sperling (2006).	115
Tabela 30: Comparação dos dados da dureza do efluente deste trabalho com os encontrados por outros autores em sistemas semelhantes.	117
Tabela 31: Comparação dos dados de alcalinidade deste trabalho com os encontrados por outros autores em sistemas semelhantes..	118

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO	1
1.	OBJETIVOS	3
1.1.	Objetivo geral	3
1.2.	Objetivos específicos	3
2.	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
2.1.	Histórico do tratamento de esgoto no Rio de Janeiro	4
2.2.	Tratamento de esgoto doméstico no Brasil	6
2.3.	Caracterização das águas residuárias doméstica	9
2.4.	Etapas do tratamento de esgoto nas ETEs	11
2.5.	Processos físicos, químicos e biológicos	14
2.6.	Parâmetros de monitoramento	16
2.7.	Wetlands <i>construídos</i> ou sistemas alagados	16
2.8.	Função das plantas nos Ecossistemas Engenheirados, <i>wetlands</i> <i>construídos</i> e sistemas alagados	19
2.9.	Tipos de plantas mais usadas em Ecossistemas Engenheirados, <i>Wetlands</i> <i>construídos</i> e Sistemas alagados	24
	Sistemas de <i>wetlands</i> com plantas flutuantes	24
	Sistemas de <i>wetlands</i> com plantas emergentes	25
	Sistemas de <i>wetlands</i> com macrófitas fixas submersas	26
	Sistemas de <i>wetlands</i> com solos filtrantes	27
2.10.	Condições essenciais para um bom funcionamento das estações ou sistemas de tratamento de esgotos	28
2.11.	Operação e manutenção dos ecossistemas engenheirados	30
2.12.	Algumas ETEs compactas para o tratamento descentralizado	32

3.	MATERIAIS E MÉTODOS	34
3.1.	Local de Instalação	34
3.2.	Perfil do CEADS	35
3.3.	Amostragem e análise	35
3.4.	Sistema de tratamento de esgoto - ecossistema engenheirado	36
3.5.	Macrófitas do ecossistema engenheirado	42
3.6.	Inspeção e manutenção	44
3.7.	Análise dos dados	46
3.8.	Memória de cálculo do sistema de tratamento	46
3.8.1.	<u>Parâmetros de projeto</u>	46
3.8.2.	<u>Vazões</u>	46
3.8.3.	<u>Vertedor Thompson</u>	47
3.8.4.	<u>Parâmetros de Dimensionamento (PROSAB 2)</u>	47
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	51
4.1.	Caracterização do Ecossistema Engenheirado instalado no CEADS	51
4.2.	Caracterização do efluente CEADS	52
4.3.	Comparação com as taxas usualmente encontradas na literatura	53
4.4.	Adaptação das plantas	55
4.4.1.	<u><i>Eichhornia crassipes</i></u>	56
4.4.2.	<u>Algas</u>	57
4.4.3.	<u>Cyperaceae - <i>Schoenoplectus sp.</i></u>	58
4.4.4.	<u>Poaceae - <i>Panicum cf. racemosum</i></u>	58
4.5.	Ocorrência de insetos e moluscos	58
4.6.	Correção na vazão	60
4.7.	Mudança no comportamento do sistema	61

4.8.	Correção no fluxo do afluente e efluente do sistema	64
4.9.	Tempo de aeração	65
4.10.	Mudança na dinâmica do tanque de equalização	66
4.11.	Desempenho do Ecossistema Engenheirado (EE)	67
4.11.1.	<u>Tratamento primário e secundário</u>	67
4.11.1.1.	Oxigênio dissolvido (OD)	68
4.11.1.2.	pH	69
4.11.1.3.	Condutividade elétrica - CE	70
4.11.1.4.	Nitrito	71
4.11.1.5.	Nitrato	73
4.11.1.6.	Nitrogênio amoniacal	74
4.11.1.7.	Fósforo total.....	76
4.11.1.8.	Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO ₅	77
4.11.1.9.	Demanda Química de Oxigênio - DQO	80
4.11.1.10.	DBO ₅ /DQO.....	82
4.11.2.	<u>Sistema alagado ou wetlands</u>	83
4.11.2.1.	Oxigênio dissolvido – OD	84
4.11.2.2.	pH	86
4.11.2.3.	Condutividade elétrica - CE	87
4.11.2.4.	Temperatura.....	88
4.11.2.5.	Nitrito	89
4.11.2.6.	Nitrato	90
4.11.2.7.	Nitrogênio amoniacal	91
4.11.2.8.	Fósforo total (P _{tot}).....	93
4.11.2.9.	Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO ₅	94

4.11.2.10.	Demanda Química de Oxigênio – DQO.....	97
4.11.2.11.	DBO ₅ /DQO.....	98
4.11.3.	<u>Desempenho geral do Ecossistema Engenheirado</u>	99
4.11.3.1.	Oxigênio dissolvido – OD	100
4.11.3.2.	pH	102
4.11.3.3.	Condutividade elétrica – CE.....	103
4.11.3.4.	Temperatura.....	104
4.11.3.5.	Nitrito	104
4.11.3.6.	Nitrato.....	105
4.11.3.7.	Nitrogênio amoniacal	107
4.11.3.8.	Fósforo total.....	108
4.11.3.9.	Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO ₅	109
4.11.3.10.	Demanda Química de Oxigênio – DQO.....	111
4.11.3.11.	DBO ₅ /DQO.....	112
4.11.3.12.	Sólidos	113
4.11.3.13.	Óleos e graxas – OG.....	115
4.11.3.14.	Cloreto e dureza (Ca e Mg)	116
4.11.3.15.	Alcalinidade.....	117
5.	CONCLUSÃO	119
	REFERÊNCIA	122
	APÊNDICE A - Definição dos principais parâmetros de qualidade de água.	135
	APÊNDICE B – Fotos do Ecossistema Engenheirado	141
	APÊNDICE C-Cortes da Planta do Ecossistema Engenheirado.	143

INTRODUÇÃO

Com o avanço das tecnologias e o aumento populacional, houve um maior consumo de água e com isso, um maior volume de águas residuárias produzidas, aumentando o risco de contaminação e a quantidade de doenças geradas. Sendo assim, houve um aumento da necessidade do desenvolvimento de tecnologias avançadas e economicamente viáveis para o tratamento deste crescente volume gerado de águas residuárias (Sousa *et al.*, 2004).

Atualmente, em muitas partes do mundo, existem algumas comunidades, povoados e vilarejos, que ainda não têm acesso a um sistema de tratamento de esgoto centralizado. Isto ocorre tanto em países em desenvolvimento como nos países desenvolvidos (Mbuligwe, 2005).

Nas regiões tropicais, onde se localiza a maioria dos países em desenvolvimento, a fossa séptica convencional é a instalação mais frequente utilizada no tratamento primário de esgoto doméstico (Brasil *et al.*, 2005; Mbuligwe, 2005). Na Tanzânia e em outras partes do mundo, os *wetlands*, ou sistemas alagados, têm sido muito utilizados, em substituição as fossas convencionais e sumidouros (Mbuligwe, 2005). Estes sistemas, não só promovem um tratamento muito superior como também tem um apelo ecológico, que agrega valor ao meio ambiente (Mbuligwe, 2005; Zanella *et al.*, 2009). Além disso, estes sistemas podem ser usados no tratamento secundário ou terciário (Solano *et al.*, 2004).

Os sistemas de tratamentos de esgotos, denominados Ecossistemas Engenheirados, utilizam tecnologias do tratamento convencional como fossa séptica e filtros aerados submersos com suporte, combinados com tanques vegetados e sistemas alagados ou *wetlands* (Kavanagh & Keller, 2007), promovendo um tratamento mais completo e eficaz, unindo os três tipos de tratamento (primário, secundário e terciário) em um só sistema.

O Ecossistema Engenheirado tem o intuito de mimetizar os processos ocorridos nos sistemas alagados naturais, como a nitrificação e desnitrificação, oxidação da matéria orgânica e a eutrofização, porém, de uma forma controlada. Para isso são usadas bactérias, flora e fauna nos tanques para promover o tratamento dos efluentes (Bento *et al.*, 2003).

No Brasil, diversos estudos têm sido realizados para examinar o papel das plantas aquáticas, ou macrófitas, na melhoria da qualidade da água, desde 1989, quando os primeiros estudos foram desenvolvidos para verificar a eficiência da *Eichhornia crassipes* na descontaminação das águas dos rios e a eficiência na redução de coliformes e de nutrientes durante um ciclo hidrológico (Diniz *et al.*, 2005).

A grande versatilidade dos Ecossistemas Engenheirados, permite que estes sejam construídos conforme as necessidades locais, permitindo a escolha do tipo de substrato, do tipo de vegetação (flutuante, submersa, emergente ou alagada), tamanho dos tanques, controle do tempo de retenção hidráulico, etc (Costa *et al.*, 2000). O mecanismo é relativamente simples e os poluentes podem ser removidos pela combinação de processos físicos, químicos e biológicos, incluindo sedimentação, precipitação, filtração das partículas pelo substrato e raízes das plantas, assimilação pelas plantas e transformações biológicas (Costa *et al.*, 2000; Bento *et al.*, 2003; Sooknah & Wilkie, 2004; Diniz *et al.*, 2005) e pelo complexo formado pelo “substrato-microbiota-plantas” que assegura a descontaminação dos esgotos (Dias *et al.*, 2002).

Algumas vantagens como baixo custo de implantação, tecnologia simples, sistema compacto de tratamento, pouca necessidade de manutenção e operação, pouca energia requerida, grande capacidade de remoção de nutrientes, e a possibilidade de ser instalado próximo a fonte geradora de efluente (Sooknah & Wilkie, 2004; Solano *et al.*, 2004, Kavanagh & Keller, 2007; Brasil *et al.*, 2005; Caselles-Osorio & García, 2006), tornou o Ecossistema Engenheirado uma excelente alternativa para o tratamento descentralizado do esgoto gerado por pequenas comunidades que não tem acesso a uma rede centralizada de coleta e tratamento de efluentes.

Outra vantagem dos Ecossistemas Engenheirados é que estes sistemas podem agregar valor estético, através de projetos paisagísticos e o uso de plantas ornamentais para tratar o esgoto de forma descentralizada, de casas, hotéis e pequenas comunidades (Zanella *et al.*, 2009), mantendo um ambiente esteticamente agradável (Brix, 1994) e desvinculando a poluição visual do tratamento de esgoto.

Segundo Colmenarejo *et al.* (2006), num futuro próximo, o número de estações de tratamento em pequena escala, irá aumentar, inclusive no tratamento de efluentes industriais (Calheiros *et al.*, 2007), e uma grande demanda de informação e procedimentos serão necessários para o desenvolvimento da tecnologia.

1. OBJETIVOS

1.1. Objetivo geral

O objetivo geral deste trabalho foi desenvolver, testar e demonstrar a aplicabilidade de um sistema de tratamento descentralizado de esgotos, que fosse ao mesmo tempo de baixo custo de implantação, tecnologia simples, compacto, com pouca necessidade de manutenção e operação, pouca energia requerida, grande capacidade de remoção de nutrientes, com base nos processos biológicos e seguindo os princípios da Engenharia Ecológica, através da implantação de um Ecossistema Engenheirado para tratar o efluente gerado pelo Centro de Estudos Ambientais e Desenvolvimento Sustentável-Ceads da UERJ, na Vila Dois Rios, Ilha Grande, RJ.

1.2. Objetivos específicos

- Identificar as espécies de plantas aquáticas locais com as características desejadas para ocupar cada um dos três tanques vegetados do sistema alagado;
- Monitoramento dos principais parâmetros físico-químicos no afluente e no efluente de cada tanque para verificar a eficiência de cada uma das unidades de tratamento do sistema;
- Promover o monitoramento da qualidade do efluente do sistema, enquadrando-o nos Padrões de Lançamento do CONAMA 357 e da norma NBR 13969 da ABNT;
- Propor modificações para o aperfeiçoamento do sistema, possibilitando que este seja amplamente aplicado para o que foi proposto inicialmente.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Histórico do tratamento de esgoto no Rio de Janeiro

Em meados do século XVI, por volta de 1565, há registro que, a população do Rio de Janeiro já costumava lançar todo esgoto de suas residências na rua, numa vala comunitária (CEDAE, 2008). Este comportamento e situação, até hoje, é visto em algumas partes da cidade, causando um insuportável mau cheiro, proliferação de mosquitos e transmissão de doenças.

A limpeza e a manutenção destas valas foram de responsabilidade da Câmara até 1828, onde após esta data foi transferida para a Inspetoria de Obras Públicas, criada em 1840 (CEDAE, 2008).

Neste período colonial, a maior parte das ações de saneamento era realizada de forma individual, devido às poucas aglomerações humanas, abundância de recursos hídricos, baixo potencial poluidor, e as boas condições de autodepuração dos cursos d'água. Com o início das obras, estas, entretanto, atendiam apenas a uma parte da população, caracterizando um quadro precário das condições sanitárias da época e determinando várias epidemias (Ministério da Saúde, 2004).

Com o agravamento das condições sanitárias e de saúde da população, houve a necessidade da intervenção do poder público e investimentos no setor de saneamento. Logo foi construída a rede de esgotamento sanitário da Cidade do Rio de Janeiro.

Assim, deu-se início às grandes campanhas sanitárias de controle e erradicação de doenças infecciosas e parasitárias, cujo ciclo epidemiológico é relacionado com o ambiente, a partir das quais os órgãos responsáveis pela saúde pública no Brasil desenvolveram ações de saneamento (Ministério da Saúde, 2004).

Em 25 de abril de 1857, com base na Lei nº 719, de 28.09.1853, foi assinado pelo Imperador D. Pedro II o contrato básico aprovado pelo Decreto nº 1929 de 26.04.1857, com João Frederico Russel e Joaquim Francisco de Lima Junior. Este teve validade de 90 anos, para a construção e administração da rede pública de esgotos sanitários, e a instalação da rede de esgotos dos prédios, dentro dos limites da área central da Cidade, de cerca de 4 km² (CEDAE, 2008).

O sistema de esgotamento adotado, inicialmente, foi o misto ou separador parcial inglês que compreendia duas redes distintas: uma para águas pluviais e outra para os esgotos sanitários e contribuições das águas pluviais dos pátios internos e telhados dos prédios (CEDAE, 2008). Posteriormente devido aos problemas apontados na época pelo sistema misto o Governo deixou de adotá-lo em algumas áreas, como Leme, Copacabana, Ipanema, Ilha de Paquetá e Cais do Porto, substituindo-o pelo Sistema Separador Absoluto (CEDAE, 2008). Todavia, nas regiões tropicais e equatoriais, com índice pluvial cinco a seis vezes maiores que a média européia, a utilização desse sistema misto, remanescente em algumas áreas, tornou-se inviável devido ao grande volume de coletado e o elevado custo de tratamento (Fernandes, 1997).

Em 1913, o Sistema Separador Absoluto foi aplicado gradativamente às outras áreas, anteriormente esgotadas pelo sistema misto. Assim sendo, as casas novas, a partir de 1º de janeiro de 1913, tiveram de adotar o Sistema Separador Absoluto (Fernandes, 1997; CEDAE, 2008).

Segundo a CEDAE (2008), até 1934, as estações de tratamento eram compostas por grandes tanques metálicos abertos que recebiam os esgotos através de um gradeamento de limpeza manual. O efluente desses tanques recebia um tratamento químico de cal e sulfato de alumínio que agiam como redutores de odores e aceleravam a decantação do material em suspensão. Após esse tratamento primário, o efluente final da estação era lançado no mar.

A partir de 1934, o serviço de limpeza do gradeamento se tornou mecanizado, instalando-se bombas para recalcar o lodo para os locais de lançamento (CEDAE, 2008).

Até 1915, o lodo decantado nas estações de tratamento era transportado em carroças abertas através da cidade, só mais tarde substituídas por veículos fechados (CEDAE, 2008).

Em 1933, a Companhia adquiriu três embarcações Inglesas, o Navio Lameiro Carioca e duas Chatas (Ipanema e Urca), para transportar e lançar o lodo recalcado das estações, em alto mar, a cerca de 10 km da costa (CEDAE, 2008).

No início da década de 1950, o Serviço Especial de Saúde Pública – SESP (transformado posteriormente em Fundação de Serviços de Saúde Pública – FSESP, vinculada ao Ministério da Saúde), começou a assinar convênios com os municípios para financiamento, construção e operação de Sistemas de Abastecimento de Água (SAA) e Sistemas de Esgotamento Sanitário (SES), em municípios e localidades urbanas e rurais (Ministério da Saúde, 2004).

Em meados da década de 1960, uma nova engenharia começou a ser delineada para o setor de saneamento, a partir das ações do Departamento Nacional de Obras de Saneamento – DNOS (Ministério da Saúde, 2004).

Em 1968, foi criado o Sistema Financeiro de Saneamento - SFS, gerido pelo Banco Nacional de Habitação – BNH (Ministério da Saúde, 2004).

Em 1967, formulou-se o Plano Nacional de Saneamento – PLANASA (Ministério da Saúde, 2004).

Com a fusão dos Estados Guanabara e do Rio de Janeiro, foi criada em 1º de agosto de 1975 a Companhia Estadual de Águas e Esgotos – CEDAE – que absorveu a Companhia Estadual de Águas da Guanabara – CEDAG, a Empresa de Saneamento da Guanabara – ESAG e a Companhia de Saneamento do Rio de Janeiro – SANERJ (CEDAE, 2008).

Na década de 1980 constituiu-se a Política Federal de saneamento do País. O PLANASA privilegiou as ações de abastecimento de água e esgotamento sanitário, principalmente de áreas urbanas, para fazer frente à ampla industrialização do país e a consequente urbanização, que se deu a partir da década de 1970 (Ministério da Saúde, 2004).

Atualmente o Estado do Rio de Janeiro conta com algumas estações de tratamento de esgotos (ETE) geridas pela CEDAE como: Penha, Ilha do Governador, Alegria, Paquetá, Pavuna, São Gonçalo e Sarapuí; e os emissários submarinos de Ipanema e Barra da Tijuca. Além destas, algumas outras empresas construíram parcerias público-privadas, como o grupo Águas do Brasil, que mantém e opera: Águas Niterói (Camboinhas, Itaipú, Icarí, Toque-toque, Mocanguê, Jurujuba); Águas do Imperador, em Petrópolis; Águas de Juturnaíba (nos municípios de Araruama, Silva Jardim e Saquarema); Águas do Paraíba, no município de Campos; Resende Águas e Águas de Nova Friburgo.

2.2. Tratamento de esgoto doméstico no Brasil

O Brasil, até 2000, possuía 5.507 municípios dos quais 73,1% tinham uma população de até 20.000 habitantes (IBGE, 2000). Deste total de municípios, 52,2% não apresentavam qualquer tipo de coleta de esgoto, e 84% tem como seus principais receptores, os rios e mares. Dos 47,8% dos municípios restantes que coletam os seus esgotos, apenas 20,2 % deles têm algum tipo de tratamento antes de serem descartados (Ogera & Philippi, 2002).

Atualmente, dados do IBGE de 2007, mostram que o número de municípios aumentou para 5.564 municípios, com uma população urbana de 152,9 milhões de habitantes, entretanto apesar de ter havido investimentos em saneamento por todo Brasil, ainda é insuficiente e não atende nem aos grandes centros urbanos. As tabelas a seguir (Tabelas 1, 2, 3, 4 e 5), mostram um resumo da situação brasileira em relação a coleta e o tratamento de esgoto nas Regiões brasileiras e principalmente no Rio de Janeiro. Nesta pesquisa só foram computadas as Companhias de tratamento de esgotos Públicas de cada Região brasileira (IBGE, 2007; SNIS, 2007).

Tabela 1: Número de Municípios atendidos por redes de coleta e tratamento de esgoto.

Número de Municípios atendidos por redes de coleta e tratamento de esgoto	
Região Norte	19
Região Nordeste	194
Região Sudeste (Rio de Janeiro)	504 (8)
Região Sul	201
Região Centro-Oeste	86
Total de Municípios Atendidos	1.013

Fonte: SNIS, 2007

Tabela 2: Números totais da população atendida nos Municípios por redes de coleta e tratamento de esgotos em cada Região brasileira.

	População dos municípios atendidos		População atendida dos Municípios	
	População total	Urbana	População total	Urbana
Região Norte	3.094.808	2.938.469	299.720	299.720
Região Nordeste	23.459.198	21.303.068	8.042.224	8.012.081
Região Sudeste (Rio de Janeiro)	45.066.033 (9.993.384)	42.649.837 (9.975.812)	30.000.047 (4.80.349)	30.000.047 (4.280.349)
Região Sul	12.756.779	11.492.313	5.366.581	5.366.581
Região Centro-Oeste	7.281.670	6.799.892	4.193.352	4.193.352
Total de Municípios	91.658.488	85.183.579	47.901.924	47.871.781

Fonte: SNIS, 2007

Tabela 3: Comparação da população atendida por redes de coleta e tratamento de esgotos ao longo dos anos de 2006 e 2007, nos Municípios brasileiros.

	População atendida dos Municípios no ano de 2006	População atendida dos Municípios no ano de 2007
Região Norte	280.441	299.720
Região Nordeste	8.028.138	8.042.224
Região Sudeste (Rio de Janeiro)	29.762.860 (4.893.660)	30.000.047 (4.280.349)
Região Sul	4.985.670	5.366.581
Região Centro-Oeste	4.049.976	4.193.352
Total de Municípios	47.107.085	47.901.924

Fonte SNIS, 2007

Tabela 4: Quadro comparativo da extensão da rede coletora de esgoto nas Regiões brasileiras.

	Extensão da rede de esgoto por Região (Km)	
	2006	2007
Região Norte	1.496,40	1.540,00
Região Nordeste	15.703,00	16.450,00
Região Sudeste (Rio de Janeiro)	58.177,30 (5.161,00)	60.836,00 (5.237,00)
Região Sul	21.368,60	23.192,00
Região Centro-Oeste	11.267,20	11.678,00
Total de Municípios	108.013,30	113.695,00

Fonte: SNIS, 2007

Tabela 5: Porcentagem dos esgotos tratados no meio urbano e o total dos Municípios. Total do esgoto coletado nas Regiões brasileiras e a porcentagem do total desse esgoto coletado, onde apenas parte é tratada.

	Total de Esgoto Tratado (%)	Esgoto Urbano Tratado (%)	Esgoto Coletado (%)	Total do Esgoto Tratado após coletado (%)
Região Norte	3,7	4,9	10,4	65,3
Região Nordeste	18	24,2	35,7	91,3
Região Sudeste (Rio de Janeiro)	55,9 (33,9)	61,3 (35,3)	53,5 (44,7)	64,9 (84,4)
Região Sul	26,7	32,4	34,7	95,9
Região Centro-Oeste	45,7	51	50,7	90,3
Total de Municípios	35,3	42,4	45,3	74,5

Fonte: SNIS, 2007

Em função da realidade sócio-econômica de Regiões como o Norte e o Nordeste, é essencial o uso de tecnologias adequadas e de baixo custo, ou seja, sistemas de tratamento que tenham uma concepção simples, com equipamentos e instalações simples, de baixo consumo de energia e alto grau de eficiência (Foresti *et al.*, 1999; Chernicharo, 1997).

Com isso, há uma grande necessidade de um maior aprimoramento nas pesquisas, pois num futuro próximo, o número de estações de tratamento descentralizado de pequena escala, aumentarão consideravelmente e uma grande demanda de informação de artigos publicados e tecnologia serão necessárias (Colmenarejo, 2006).

2.3. Caracterização das águas residuárias domésticas

As águas residuárias domésticas podem ser definidas como uma combinação de resíduos diluídos em água, recolhidos de residência (casas, prédios e condomínios), estabelecimentos comerciais, instituições ou quaisquer edificações que dispõem de instalações de banheiros, lavanderias e cozinhas, junto às águas superficiais e pluviais que possam estar presentes (Metcalf & Eddy, 2003; FUNASA, 2006).

Compõem-se essencialmente da água de banho, excretas, papel higiênico, restos de comida, sabão, detergentes e águas de lavagem (FUNASA, 2006). A esta água será adicionada durante o seu uso, produtos de limpeza, restos de alimento, terra, cosméticos, dentre outros dejetos. A turbulência dos esgotos tende a desagregar papéis e fezes de tal modo que ao chegar à ETE, o resultado é uma suspensão pardo-acinzentada (Costa *et al.*, 2000).

Os esgotos sanitários são constituídos por 99,9% de água. Todavia, as impurezas que completam sua constituição são: proteínas, carboidratos, lipídeos, amônia, nitrato, ortofosfatos, bactérias, algas, protozoários, vírus e helmintos (Von Sperling, 2006; Metcalf & Eddy, 2003; Philippi Jr., 2005), sendo a matéria orgânica em decomposição a principal responsável por suas características indesejáveis (Dacach, 1991; Von Sperling, 2006; Fernandes, 1997), impedindo o seu consumo e qualquer atividade relacionada ao contato primário, sem um tratamento avançado adequado (McGhee & Steel, 1991; Almeida & Almeida, 2005).

Os principais organismos encontrados nos esgotos são bactérias, fungos, protozoários, vírus e algas (Jordão & Pessôa, 2005). As bactérias coliformes (*Escherichia coli*, *Aerobacter aerogenes* e o *Aerobacter cloacae*) são típicas do intestino do homem e de outros animais de

sangue quente (mamíferos em geral), podendo atingir um bilhão por grama de fezes (Manual FUNASA, 2006) e, justamente por estarem sempre presentes no excremento humano (100 a 400 bilhões de coliformes por habitante ao dia) e serem de simples determinação, são adotadas como referência para indicar e medir a grandeza da poluição (Almeida & Almeida, 2005).

Hoje em dia é sabido que no Brasil 70% das internações hospitalares são relacionadas a algum tipo de doença vinculada a água e o destino inadequado dos dejetos humanos, dentre elas estão: ancilostomíase, ascaridíase, amebíase, cólera, diarreia infecciosa, disenteria bacilar, esquistossomose, estromboloidíase, febre tifóide, febre paratifóide, salmonelose, teníase e cisticercose (FUNASA, 2006).

As principais características químicas dos esgotos domésticos são: matéria orgânica e matéria inorgânica, sendo que cerca de 70% dos sólidos no esgoto são de origem orgânica, geralmente esses compostos orgânicos são uma combinação de carbono, hidrogênio e oxigênio, e algumas vezes com nitrogênio (FUNASA, 2006). Entre estes estão: proteínas (40% a 60%), carboidratos (25% a 50%), gorduras e óleos (8 a 12%) e a uréia (Metcalf & Eddy, 2003; Von Sperling, 2006; Jordão & Pessôa, 2005; FUNASA, 2006). As proteínas são o principal constituinte dos organismos animal e vegetal e o gás sulfídrico produzido durante o processo de tratamento do esgoto é proveniente do enxofre fornecido por elas. Já os Carboidratos são as principais substâncias a serem destruídas pelas bactérias, com a produção de ácidos orgânicos (FUNASA, 2006). A matéria inorgânica é formada principalmente pela presença de areia e de substâncias minerais dissolvidas.

As fezes humanas compõem-se de restos alimentares ou dos próprios alimentos não transformados pela digestão, integrando-se as albuminas, as gorduras, os hidratos de carbono e as proteínas. Os sais e uma infinidade de microorganismos também estão presentes (FUNASA, 2006). Na urina são eliminadas algumas substâncias, como a uréia, resultantes das transformações químicas (metabolismo) de compostos nitrogenados (proteínas). Nas fezes está cerca de 20% de matéria orgânica, enquanto na urina 2,5% (FUNASA, 2006).

Os sistemas de tratamento de águas residuárias são compostos por um conjunto de obras, equipamento e serviços que têm por função o tratamento e a disposição final das águas residuárias de modo a proteger a saúde pública, atender os padrões Legais existentes e proteger o meio ambiente, evitando a degradação e os processos de eutrofização causados pelo lançamento de esgoto *in natura* (Philippi Jr., 2005).

Os parâmetros mais usados para caracterizar águas residuárias em pesquisas de estações de tratamento descentralizados são: Temperatura (°C), pH, sólidos em suspensão

(SST), turbidez, demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), oxigênio dissolvido (OD), Amônia (NH₄), nitrito (NO₂), nitrato (NO₃), nitrogênio kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal, fósforo total, condutividade elétrica (CE) e coliformes totais e termotolerantes.

2.4. Etapas do tratamento de esgoto nas ETEs

-Tratamento preliminar

São tratamentos de ordem física que visam além da retirada de materiais grosseiros, minerais, óleos e graxas (com o gradeamento, desarenadores e caixas de gordura), como também uma unidade de medição de vazão do afluente (calhas Parshall; vertedores retangulares ou triangulares Thompson; e medidores em tubulação fechada) (Jordão & Pessoa, 2005; Braga *et al.*, 2007; Von Sperling, 2006).

As principais funções da retirada dos sólidos grosseiros são de proteger bombas, tubulações e unidades subsequentes de tratamento. Essa retirada geralmente é feita pelo uso de grades (grossas, médias e finas; manual ou mecanizada) ou por peneiras (rotativas, estáticas ou trituradores).

A retirada da areia (ou da parte mineral existente) evita abrasão nos equipamentos e tubulações; obstruções em tubulações, orifícios e sifões; facilita o transporte do líquido e a transferência do lodo. Essa retirada é realizada em unidades específicas chamadas de desarenadores, de mecanismo relativamente simples, onde os grãos de areia e outros minerais são removidos por sedimentação. Isto ocorre, por serem mais densos e pesados que a matéria orgânica, e sedimentam primeiro. Já essa matéria orgânica será sedimentada nas unidades subsequentes (Von Sperling, 2006).

Remoção de óleos e graxa (popularmente conhecido por gordura) é feita por flotação e diferença de densidade, onde a gordura é acumulada na parte superior e após um anteparo ou barreira o esgoto é recolhido, também na superfície, livre dos óleos e graxas.

As unidades de medição de vazão podem ser precedidas (ou não) de tanques de equalização, onde além de manterem uma maior homogeneidade do afluente, garantem uma vazão mais regular, evitando variações ao longo do dia. Todavia, os tanques de equalização devem ser constantemente misturados, revolvidos ou agitados, para evitar sedimentação de

matéria orgânica e uma provável digestão anaeróbica causando maus odores na estação (Von Sperling, 2006).

-Tratamento primário:

Destina-se à remoção física ou físico-química de sólidos em suspensão sedimentáveis e sólidos flutuantes (Von Sperling, 2006; Jordão & Pessôa, 2005; Braga *et al.*, 2007).

Após passarem pelo tratamento preliminar e a retirada dos sólidos grosseiros, ainda estão presentes os sólidos em suspensão não grosseiros, que em grande parte são compostos por matéria orgânica em suspensão e podem ser removidos por sedimentação, reduzindo assim a carga orgânica e conseqüentemente a DBO (Von Sperling, 2006; Jordão & Pessôa, 2005; Braga *et al.*, 2007). A eficiência de remoção de sólidos em suspensão situa-se em torno de 60 a 70 % e a de DBO em torno de 25 a 35 % (Von Sperling, 2006). Essa eficiência pode ser elevada se durante o processo de sedimentação ou flotação, for adicionado um agente coagulante auxiliado ou não por um polímero, propiciando um tratamento primário avançado (Von Sperling, 2006).

Os tanques de decantação podem ser circulares ou retangulares, a passagem do esgoto é feita de forma lenta para que possam ser retirados os sólidos ainda em suspensão (Von Sperling, 2006; Jordão & Pessôa, 2005; Braga *et al.*, 2007). Esses sólidos quando sedimentados, formam o lodo primário bruto, onde a retirada é feita de acordo com o formato e as dimensões de cada tanque. No caso dos tanques menores, é recolhido por uma tubulação única, já em tanque ou unidades maiores, é recolhido por raspadores mecânicos e bombas (Von Sperling, 2006). Os materiais de menor densidade, que a água, como óleos e graxas ainda remanescentes, são acumulados na parte superior do tanque, onde serão coletados e removidos para posterior tratamento (Von Sperling, 2006; Jordão & Pessôa, 2005; Braga *et al.*, 2007). Atualmente, os decantadores primários têm sido substituídos por tanques ou unidades com maiores eficiência, como os reatores UASB (Upflow anaerobic sludge blanket) (Von Sperling, 2006), em estações de grande porte, e novos projetos de fossas sépticas de fluxo ascendentes e tanques de Imhoff, em estações unitárias e de pequenas populações. Estes reatores anaeróbios conseguem atingir maiores eficiências, pois além de retirarem os sólidos em suspensão, promovem a digestão, redução da produção e retirada do lodo do sistema.

-Tratamento secundário:

O principal objetivo do tratamento secundário é a remoção de matéria orgânica (Von Sperling, 2006). Onde é removida tanto a matéria orgânica dissolvida (DBO solúvel ou

filtrada), a qual não pode ser removida fisicamente em processos de sedimentação, no tratamento primário; quanto a matéria orgânica em suspensão (DBO suspensa o particulada), a qual pode ser removida em parte por um tratamento primário, porém algumas partículas possuem um grau de sedimentação mais lento (Von Sperling, 2006). Entretanto, pode ocorrer a remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) em menores escalas (Jordão & Pessôa, 2005; Braga *et al.*, 2007).

A principal característica deste tipo de tratamento é o biológico, onde são realizados por microorganismos através de reações bioquímicas, enquanto as etapas ou processos anteriores (preliminar e primário) são meramente processos físicos. Este processo pode atuar sobre o efluente primário, preliminar ou mesmo sobre o esgoto bruto, quando livre de material grosseiro (Jordão & Pessôa, 2005; Von Sperling, 2006).

A função deste tratamento é fornecer condições para que sejam acelerados os processos, que ocorrem naturalmente nos corpos hídricos receptores (Von Sperling, 2006). Estes são realizados graças à ação de uma grande variedade de microorganismos, como bactérias, protozoários, fungos, entre outros (Von Sperling, 2006), e consiste em um contato direto entre os microorganismos e a matéria orgânica, na presença de oxigênio, que irá acelerar os processos oxidativos da matéria e acelerar o processo de nutrição dos mesmos. Neste processo a matéria orgânica é convertida em gás carbônico, água e material celular (crescimento e reprodução dos microorganismos) (Von Sperling, 2006).

Algumas condições são essenciais para o funcionamento e a manutenção deste processo como: a temperatura do líquido, o pH, o tempo de retenção para garantir o contato com os microorganismos e o oxigênio (Jordão & Pessôa, 2005; Von Sperling, 2006).

Atualmente existe uma grande variedade de tipos de tratamento secundário, dentre os quais os mais usados são: Lagoas de estabilização e variantes, lodos ativados, tanques de aeração prolongada, biodiscos, valos de oxidação, reatores aeróbios com biofilmes, filtros biológicos percoladores, e filtros aeróbios submersos de fluxo ascendentes (Jordão & Pessôa, 2005; Von Sperling, 2006; Braga *et al.*, 2007). Os decantadores secundários fazem parte também do tratamento secundário e estão presentes e localizados depois dos processos já mencionados (Braga *et al.*, 2007).

Alguns autores como Von Sperling (2006), consideram alguns sistemas anaeróbios, como os tanques sépticos seguidos por filtros anaeróbios (sistemas fossa-filtro) e reatores anaeróbios como os UASB (Upflow anaerobic sludge blanket) ou RAFA (Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e de Manta de Lodo), como sendo tratamento secundário. Entretanto alguns autores como Jordão & Pessôa (2005) e Braga *et al.* (2007), consideram estes sistemas

como sendo parte do tratamento primário. No presente trabalho, assim como Jordão & Pessôa (2005) e Braga *et al.* (2007) estes sistemas, serão considerados como sendo parte integrante do tratamento primário.

-Tratamento terciário;

Este tipo de tratamento, atualmente, ainda é raro em ETEs no Brasil por serem tecnologias ainda muito caras e de tratamento muito específico. Este é utilizado quando se deseja obter um tratamento de qualidade superior para os esgotos, e tem como objetivo principal a remoção de poluentes específicos (tóxicos, compostos não biodegradáveis ou complexos orgânicos), a remoção complementar de poluentes específicos (nutrientes e micronutrientes e patogênicos), além da remoção quase que completa da matéria orgânica, não suficientemente removida no tratamento primário e secundário (Jordão & Pessôa, 2005; Braga *et al.*, 2007).

Os processos mais utilizados são: lagoas de estabilização, maturação e de polimento, disposição final dos efluentes em solos, sistemas alagados, *wetlands*, ecossistemas engenheirados, filtração por vários tipos de membrana (micro e nano filtração), osmose reversa, filtros de areia e carvão ativados, além dos processos de desinfecção como a ozonização, cloração (condenada por muitos, por produzir compostos de organoclorados carcinogênicos como subproduto) e a radiação ultravioleta (UV).

2.5. Processos físicos, químicos e biológicos

Os processos físicos, químicos e biológicos, no tratamento de esgoto, têm como principal objetivo corrigir as características indesejáveis, de tal forma que sua disposição final esteja de acordo com os critérios definidos pela Legislação ambiental (CONAMA e FEEMA, no caso do Rio de Janeiro) (Costa *et al.*, 2000). Para que sejam alcançados melhores resultados é necessário que haja a participação de todos os processos durante o tratamento nas estações e não de apenas um ou dois isoladamente, pois as transformações provocadas por um determinado tratamento irão influenciar indiretamente nos processos subsequentes (Jordão & Pessôa, 2005).

As operações físicas unitárias são métodos de tratamento nos quais predominam a aplicação de processos físicos, como gradeamento, mistura, sedimentação, flotação e filtração (rápida, por membrana, nano filtração, osmose reversa) (Metcalf & Eddy, 2003; Jordão &

Pessôa, 2005), que são responsáveis pela redução de algumas taxas como turbidez, coloração, odor, matéria sólida, sólidos grosseiros, sólidos sedimentáveis, areia, sólidos flutuantes e temperatura. Este processo ainda irá influenciar e atuar na retirada do lodo sedimentado, remoção da umidade do lodo por evaporação, centrifugação ou prensa, no balanço hídrico da estação, bem como na parte hidráulica do funcionamento da estação.

Os processos químicos são métodos de tratamento que visam remoção ou conversão de poluentes, e para isto, são utilizados, quase sempre, produtos químicos, visando aumentar a eficiência dos processos, seja por falta de espaço físico, por aumento da carga poluidora ou por excesso de substâncias tóxicas indesejadas. A adição de produtos químicos resulta num maior controle de descarte do lodo assim como a garantia da eliminação dos produtos e subprodutos destes pelos processos subsequentes, por essas razões, vem sendo cada vez menos usados, salvo nos casos já mencionados. Os processos químicos mais comuns no tratamento de esgotos são: coagulação e floculação, precipitação química, elutriação, oxidação química, oxidações em geral, gás *stripping*, desinfecção (cloração), neutralização e correção de pH e eventualmente adsorção por leito de carvão ativado (Metcalf & Eddy, 2003; Jordão & Pessôa, 2005).

Os processos biológicos dependem das condições em que se realiza a atividade biológica para remoção de poluentes, como o processo de estabilização da matéria orgânica, no qual os microorganismos se alimentam, convertendo a matéria orgânica em gases, água e outros compostos inertes, além de tecido celular biológico que precipita como lodo (Von Sperling, 2006; Metcalf & Eddy, 2003). Este processo vem sendo muito usado em estações de tratamento de esgoto municipal de pequenas comunidades (Colmenarejo, 2006). Além disso, esses processos podem ser também utilizados para remover nutrientes, principalmente dos compostos que contêm nitrogênio e fósforo, presentes nas águas residuárias (Philippi Jr., 2005).

Os principais processos de tratamento biológicos são: oxidação biológica (aeróbia: como lodos ativados, filtros biológicos aeróbios, valos de oxidação, e lagoas de estabilização; e anaeróbia: como reatores anaeróbios de fluxo ascendente, ou manta de lodo, lagoas anaeróbias, e tanques sépticos); digestão do lodo (aeróbia e anaeróbia, fossas sépticas) (Jordão & Pessôa, 2005).

Após o processo biológico, utiliza-se um decantador secundário, que tem como objetivo remover os flocos biológicos formados no processo, removendo principalmente carga orgânica e outros componentes, em menor quantidade, como compostos contendo fósforo e nitrogênio (Philippi Jr., 2005).

No caso de efluentes industriais tóxicos ou de baixa biodegradabilidade (DBO/DQO < 0,5), os processos físico-químicos mostram-se mais adequados e viáveis para o tratamento (Philippi Jr., 2005).

2.6. Parâmetros de monitoramento

Os parâmetros físico-químicos e biológicos são usados para a caracterização do esgoto e o monitoramento das ETE, assim como a qualidade final dos efluentes lançados nos corpos hídricos. Estes parâmetros são também os mesmos que estão contemplados na Legislação Federal e/ou Estadual e que impõem limites e padrões de lançamento de acordo com a classe do corpo hídrico receptor. Entre eles estão: Cor e Turbidez, pH, Condutividade elétrica, Temperatura, Oxigênio dissolvido, Acidez e Alcalinidade, Cloretos, Dureza (Cálcio e Magnésio), Demanda bioquímica de oxigênio (DBO), Demanda química de oxigênio (DQO), Sólidos Sedimentáveis (S_{SD}), Sólidos Totais (ST), Sólidos Suspensos Totais (SST) e Sólidos Dissolvidos Totais (SDT), Sólidos Fixos Totais (SFT) e Sólidos Suspensos Fixos (SSF), Sólidos Voláteis Totais (SVT) e sólidos Suspensos Voláteis (SSV), Nitrogênio, Fósforo, Sulfatos, Óleos e Graxas, Coliforme total e fecal (para definições, vide APÊNDICE A, pág. 135-140).

2.7. *Wetlands* construídos ou sistemas alagados

Os *wetlands* naturais se destacam entre os processos de autodepuração por serem áreas inundadas constante ou sazonalmente, que desenvolvem uma vegetação adaptada à vida em solos alagados, com valor ecológico inestimável quanto à melhoria da qualidade da água. Várzeas de rios, pântanos, brejos, estuários, manguezais e lagos rasos estão entre os ecossistemas mais férteis e produtivos do mundo, apresentando enorme diversidade biológica (Sousa *et al.*, 2004; Costa *et al.*, 2003).

Os *wetlands* construídos são sistemas artificialmente projetados, com o intuito de mimetizar os processos de autodepuração que ocorrem na natureza, porém de uma forma controlada. Para isso são utilizadas plantas aquáticas (macrófitas) em substratos como areia,

cascalhos ou outro material inerte, onde ocorre a proliferação de biofilmes que agregam populações variadas de microrganismos, os quais, por meio de processos biológicos, químicos e físicos, tratam as águas residuárias, além de promoverem a reciclagem dos nutrientes, formando um ecossistema equilibrado (Sousa *et al.*, 2003; Sousa *et al.*, 2004; Costa *et al.*, 2003).

No Brasil, este termo é também conhecido como trincheiras filtrantes, lagoas ou leitos de macrófitas, alagados construídos, fito-lagunagem, fito-ETARs (estações de tratamento de águas residuais através de plantas), sistemas alagados, sistema de zona de raízes e Ecossistemas Engenheirados (Dias *et al.*, 2002; Kaczala *et al.*, 2005; Almeida *et al.*, 2007b; Costa *et al.*, 2003).

Estes sistemas são usados para o tratamento de águas residuárias com diferentes características, visto que tem sido muito usado em muitos países, porém tem sido mais empregado no tratamento de esgotos domésticos e municipais (Kadlec, 2003; Caselles-Osorio & García, 2006). Esse tipo de tratamento tem como objetivo principal a remoção de sólidos, matéria orgânica, nutrientes e microrganismos, patogênicos ou não (Caselles-Osorio & García, 2006; Almeida *et al.*, 2007b; Kavanagh & Keller, 2007). A remoção destes é realizada por processos que envolvem a sedimentação, degradação, precipitação de algumas substâncias ou nutrientes, e consumo por parte dos microrganismos e plantas (Lorion, 2001). Isto só é possível devido aos fatores: ação combinada do substrato e raízes das plantas; e a relação de simbiose de alguns microrganismos com as raízes e rizomas das plantas (Almeida *et al.*, 2007).

Os Ecossistemas Engenheirados, sistemas alagados e *wetlands* construídos têm sido empregados no tratamento primário, secundário e terciário para o tratamento de esgotos municipais, domésticos, águas de chuva e em águas residuárias da agricultura e industrial, estes com um pré-tratamento adequado (Kadlec *et al.*, 2000; Calheiros *et al.*, 2007). Todavia, estes sistemas, normalmente, são mais utilizados no tratamento terciário (Costa *et al.*, 2003), sendo considerado como uma etapa de “polimento final do efluente” (Lorion, 2001; Kavanagh & Keller, 2007). Entretanto, em muitos trabalhos, estes sistemas vêm sendo utilizado no tratamento secundário (Tchobanoglous, 1991, Sievers, 1993, Dias *et al.*, 2002); e no tratamento primário (Solano *et al.*, 2004), desde que o esgoto bruto passe por um tratamento preliminar e esteja livre de materiais grosseiros e oleosos (Almeida *et al.*, 2007b).

Para tais tipos de tratamentos, estes sistemas são utilizados com os seguintes objetivos:

- a) Sistemas de tratamento terciário – Para remoção de nutrientes nos quais, especialmente o fósforo e o nitrogênio que são incorporados à biomassa das plantas, e os microorganismos patogênicos ou não (Salatti, 2003; Costa *et al.*, 2003);
- b) Sistemas integrando o tratamento secundário e terciário – Neste caso, além da remoção dos nutrientes existe também redução da DBO e da DQO e conseqüentemente a redução dos sólidos presentes (Salatti, 2003; Dias *et al.*, 2002; Sievers, 1993).
- c) Sistemas de tratamento primário – Neste caso, como sofreram apenas o tratamento preliminar, e não das etapas anteriores, estes são projetados para um maior tempo de retenção, visando, assim como nos outros casos, atingirem os limites estabelecidos na legislação vigente, para os seguintes parâmetros DBO, DQO, sólidos e nutrientes (Solano *et al.*, 2004).

Essa versatilidade de aplicação dos sistemas alagados em diversas localidades e em diferentes etapas e tipos de tratamento é, em grande parte, resultado da vasta combinação de uma série de estratégias aplicadas no projeto, design e na construção destes sistemas (Lorion, 2001). Onde pode ser aplicado apenas um tipo de estratégia ou até a combinação de várias delas (Kavanagh & Keller, 2007). Estas estratégias estão ligadas ao tipo de fluxo que pode ser superficial ou sub-superficial (Lorion, 2001); o tipo de substrato usado como britas (pedras) de vários tamanhos, cascalhos, areia, suportes plásticos ou outros materiais inertes (Sousa *et al.*, 2004; Costa *et al.*, 2003); o tipo de plantas, emergentes, alagadas, flutuantes (Sousa *et al.*, 2004); a carga orgânica aplicada (Lorion, 2001); e o tempo de retenção hidráulico estimado (Lorion, 2001).

Por outro lado, em se tratando de organismos vivos, estes estão muito suscetíveis a mudanças climáticas e as estações do ano, conseqüentemente as variações de temperatura e fotoperíodos (Campbell & Ogden, 1999), afetando diretamente as taxas de decomposição e assimilação da matéria orgânica e nutrientes (Zimmels *et al.*, 2006).

A diminuição do número de bactérias (do grupo dos coliformes ou patogênicas) durante o processo de tratamento dos esgotos, segundo Branco (1986), ocorre, entre outros processos, pela presença de bacteriófagos (vírus que parasitam bactérias), que arrastam as bactérias para o fundo onde são predadas. A competição e a predação entre microorganismos patogênicos e os outros microorganismos contribuem para a purificação dos esgotos (Costa *et al.*, 2003).

Outro papel importante realizado pelos microorganismos nos sistemas alagados é o de realizar a quebra de compostos orgânicos, de cadeias longas ou não, facilitando a digestão e liberando energia necessária para seus processos metabólicos (Lorion, 2001). Em relação aos nutrientes, os microorganismos e mais especificamente as bactérias nitrificantes e

desnitrificantes, assumem um papel de suma importância já que estes são responsáveis pela ciclagem do nitrogênio, sendo as primeiras, na presença de oxigênio, responsáveis pela conversão da amônia em nitrito e nitrato, forma mais facilmente assimilada pelas plantas aquáticas e algas; e as segundas, fechando o ciclo do nitrogênio, são responsáveis pela conversão do nitrito e nitrato, na ausência de oxigênio, em nitrogênio gasoso (N₂) (Lorion, 2001).

Contudo, como já mencionado os *wetlands* construídos, visam o tratamento de efluentes, com base em sistemas que reproduzem o natural, porém de forma controlada. Sendo assim, é possível antecipar os efeitos que iriam ocorrer se fossem lançados em corpos hídricos, ou seja, um processo de eutrofização, só que de forma controlada, retirando a biomassa em excesso produzida, tendo como resultante um efluente pobre em nutrientes e matéria orgânica, garantindo que este, ao ser lançado, não irá alterar as características do corpo receptor.

A eutrofização pode ser definida como sendo um processo acelerado de enriquecimento dos corpos aquáticos com nutrientes, principalmente compostos de nitrogênio e fósforo. Estes promovem o crescimento de algas e macrófitas, sendo característica as superfícies extremamente verdes e/ou recobertas de plantas enraizadas e flutuantes. Essa grande quantidade de algas e o excesso de plantas rapidamente alteram a qualidade da água, seja através de sua degradação, ou através de produtos que causam sabor, odor, toxinas e turbidez elevada (Esteves, 1988; Branco, 1986; Costa *et al.*, 2003).

2.8. Função das plantas nos ecossistemas engenheirados, *wetlands* construídos e sistemas alagados

As plantas aquáticas têm um papel ecológico importante. Muitas comunidades de plantas aquáticas são extremamente produtivas, principalmente em locais com elevado grau de eutrofização. No Brasil, devido ao clima apropriado, diversas espécies apresentam altos índices de reprodução. O exemplo mais clássico é o aguapé, *Eichhornia crassipes*, que apresenta valores de produtividade de até 1000kg/há.dia (Costa *et al.*, 2000). Estas plantas são conhecidas por sua habilidade de acumulação de poluentes, que pode ocorrer por interações físico-químicas ou por mecanismos dependentes do metabolismo (Costa *et al.*, 2000) estes processos também são conhecidos como fitorremediação.

A fitorremediação é definida como sendo o uso de sistemas vegetais e sua microbiota com a finalidade de remover, capturar e degradar substâncias tóxicas ou não, e que podem causar danos ao meio ambiente (Costa *et al.*, 2003). A fitorremediação auxilia no tratamento de esgoto com a absorção e acumulação de substâncias nos tecidos vegetais (Fitoextração); com absorção dos contaminantes no sistema radicular, imobilizando-os (fitoadsorção); liberação de oxigênio para o meio, formando zonas aeróbicas, aumentando a eficiência na degradação dos constituintes orgânicos (Costa *et al.*, 2003) (Fitoestabilização); estimula a biorremediação por fungos e outros microorganismos situados no sistema radicular (Rizorremediação) (Costa *et al.*, 2000).

Atualmente muitos trabalhos científicos têm usado uma ou a combinação de várias espécies de plantas no tratamento de esgotos domésticos (Lorion, 2001; Kavanagh & Keller, 2007; Sievers, 1993; Costa *et al.*, 2003; Almeida *et al.*, 2007; Zimmels *et al.*, 2006) e até industriais (Hadad *et al.*, 2006; Chen *et al.*, 2006; Behrends *et al.*, 2001), esses tipos de tratamento como zonas de raízes, wetlands, vêm obtendo resultados expressivos com altas taxas de redução de alguns parâmetros como: DBO, DQO, sólidos em suspensão, compostos nitrogenados, fósforo total e microorganismos patogênicos ou não (bactérias, algas, protozoários e helmintos) (Costa *et al.*, 2003; Lorion, 2001; Kavanagh & Keller, 2007; Sievers, 1993; Almeida *et al.*, 2007b). A redução de DBO em zonas de raízes ocorre sob condições aeróbicas (Gersberg *et al.*, 1986), sendo razoável assumir que as maiores remoções se devem à maior translocação de oxigênio para a rizosfera, o que estimula a quebra dos compostos carbonáceos (Almeida *et al.*, 2007).

A vegetação desempenha um papel fundamental no tratamento de esgotos, pela transferência de oxigênio, através das raízes e rizomas, ao fundo das bacias de tratamento, propiciando um ambiente favorável ao desenvolvimento de microorganismos que atuam no tratamento biológico (Tchobanoglous, 1991; Brix, 1993; Brix, 1994; Brix, 1997; Costa *et al.*, 2003, Stottmeister *et al.*, 2003; Zimmels *et al.*, 2006). Uma alternativa para incrementar as concentrações de oxigênio dissolvido (3 - 6 mg O₂/L) é a utilização de sistemas de tratamento com espécies de macrófitas aquáticas submersas e algas (*Chlorella vulgares*, *Scenedesmus quadricauda*, *Microcystis aeruginosa* e *Euglena viridis*) (Henry-Silva & Camargo, 2008). Todavia, a remoção dos contaminantes das águas residuárias ocorre em resultado de complexas interações de fenômenos de natureza química, física e biológica (Gersberg *et al.*, 1986). É o complexo “substrato-microbiota-plantas” que assegura a descontaminação dos esgotos, e não, somente as plantas ou qualquer outro componente isoladamente (Dias *et al.*, 2002) (Figura 1).

O mecanismo predominante da remoção de nitrogênio nas zonas de raízes é a nitrificação da amônia pré-existente no esgoto ou formada pela amonificação do nitrogênio orgânico, em zonas aeróbias. A rizosfera oferece um micro-ambiente oxigenado num substrato anaeróbio, que estimula tanto a decomposição da matéria orgânica, quanto o desenvolvimento de bactérias nitrificadoras que convertem amônia (NH_3) a nitrato (NO_3) (Gersberg *et al.*, 1986; Brix, 1994; Costa *et al.*, 2003). A oxidação bacteriana do nitrogênio amoniacal ocorre posteriormente às reações de desoxigenação carbonácea, uma vez que as bactérias nitrificantes têm uma taxa de crescimento menor do que as heterotróficas. Assim, a nitrificação também ocorre mais lentamente (Von Sperling 2006; Fernandes 1997; Almeida *et al.*, 2007). Em seguida, ocorre a desnitrificação do nitrato (NO_3), em zonas anóxicas ou zonas pobres em oxigênio, para a forma de nitrogênio gasoso (N_2), que é volatilizado para atmosfera (Brix, 1993; Sikora *et al.*, 1995; Hamersley *et al.*, 2001; Dias *et al.*, 2002; Van Kaick, 2002; Almeida *et al.*, 2007b).

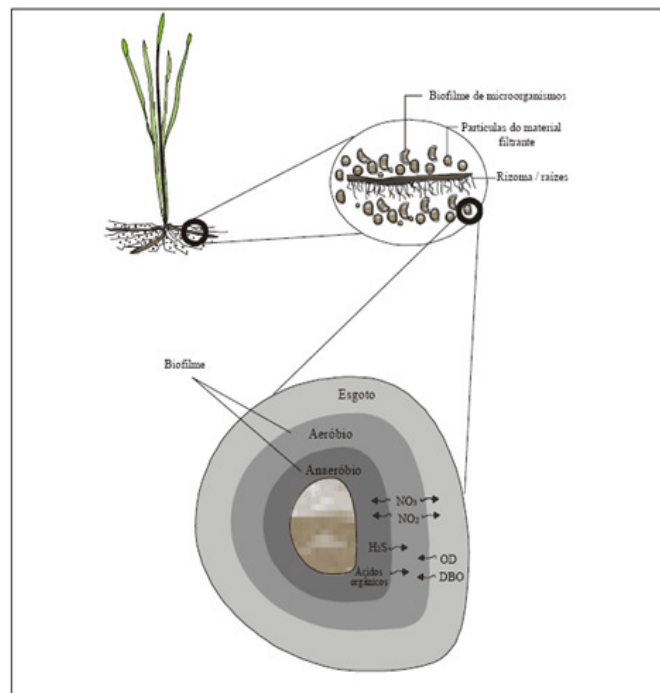


Figura 1: Representação do biofilme associado ao sistema radicular.

Com o pH do esgoto estando próximo do neutro ($\text{pH} \pm 7,0$), a volatilização de amônia é bastante reduzida (Gersberg *et al.*, 1986), restando os mecanismos de redução dos níveis de nitrogênio pela absorção e consumo por parte das plantas aquáticas, algas e perifiton

(Almeida *et al.*, 2007; Henry-Silva & Camargo, 2008), e também pela sedimentação, devido a combinação de mecanismos físicos, biológicos e químicos (Henry-Silva & Camargo, 2008). O aumento da eficiência na remoção do nitrogênio amoniacal também pode ser conseguido mediante aumento do tempo de detenção (Tchobanoglous, 1991, Brix, 1993, Sikora *et al.*, 1995, Dias *et al.*, 2002, Solano *et al.*, 2004), o que implica no aumento da área e, ou, do volume do leito de tratamento. Outra opção seria a utilização de plantas mais eficientes (Gersberg *et al.*, 1986) ou a utilização de sistemas múltiplos com reciclagem do efluente para desnitrificação (Sikora *et al.*, 1995, Dias *et al.*, 2002; Almeida *et al.*, 2007b).

Com relação à remoção dos fosfatos, estes podem ficar em pequenas quantidades, sorvidos em plantas, e em maior quantidade no sedimento precipitado. Fosfato inorgânico, solúvel em água, é absorvido pelas plantas, fazendo parte de seu ciclo de vida e crescimento. No entanto, a maior parte do fosfato é removida das águas residuais através da retenção de sedimentos, quando em pH alcalinos, ocorre a precipitação do fosfato assim como de alguns metais (Lorion, 2001).

Ainda com relação ao complexo “substrato-microbiota-plantas”, o biofilme microbiano é considerado como peça chave para que ocorram as reações de biodegradabilidade e descontaminação do esgoto. Esse filme biológico é composto por colônias de bactérias, protozoários, micrometazoários e outros microrganismos que degradam a matéria orgânica para sais inorgânicos tornando os nutrientes disponíveis para as macrófitas (Marques, 1999; Costa *et al.*, 2003).

De acordo com Mulgrew & Williams (2000), estudos comprovam que espécies vegetais vêm sendo utilizadas como bioindicadores e bioacumuladores de vários poluentes, retirando do ar, solo e água, diminuindo assim, seus índices no meio ambiente. Um exemplo claro disto é o aguapé (*Eichhornia crassipes*), que está sempre associado a áreas com altos níveis de poluição e tendo como principal indicador a grande produção de biomassa e a completa ocupação do espelho d'água. Esta taxa de diminuição dependerá de alguns fatores como clima, natureza dos poluentes e características de cada espécie (Costa *et al.*, 2000).

As macrófitas aquáticas, utilizadas nos sistemas wetland construídos, podem ser de dois tipos: emergente (*Schoenoplectus sp.*, *Juncus spp.*, *Typha sp.*, *Thypha angustifolia*, *Pennisetum graucum*, *Pennisetum purpureum*, *Hydrocotyle umbellata*, entre outras) (Sousa *et al.*, 2004; Brasil *et al.*, 2007; Diniz *et al.*, 2005; Almeida *et al.*, 2007; Zimmels *et al.*, 2006) e flutuantes (lentilha-d'água - *Lemna sp.*, lírios de água, *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes*, entre outras) (Kavanagh & Keller, 2007; Sousa *et al.*, 2004; Henry-Silva & Camargo, 2008; Diniz *et al.*, 2005; Zimmels *et al.*, 2006). Um terceiro tipo foi considerado por Kavanagh &

Keller (2007) e Almeida *et al.* (2007), como sendo plantas com alagamento periódico (*Juncus ssp.*, *Brachiaria decumbens*, *Urochloa mutica*).

Macrófitas aquáticas é a denominação genérica dada a um conjunto de plantas que crescem no meio aquático, em solos saturados ou alagados, independente do aspecto taxonômico (Brasil *et al.*, 2007). Contudo, as maiores representantes das macrófitas são as plantas aquáticas vasculares florescentes (Valentim, 2003; Brasil *et al.*, 2007).

As macrófitas aquáticas devem desempenhar os seguintes papéis na remoção de poluentes: facilitar a transferência de gases (O_2 , CH_4 , CO_2 , N_2O e H_2S) do sistema; estabilizar a superfície do leito, pela formação de denso sistema radicular, protegendo o sistema do processo erosivo e impedindo a formação de canais de escoamento preferencial na superfície; absorver macronutrientes (1000 a 2500 $Kg\ N\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ e $50 - 150$ $Kg\ P\ ha^{-1}\ ano^{-1}$) (Brix, 1994) e micronutrientes (incluindo metais); suprir, com subprodutos da decomposição de plantas e exsudados das raízes, carbono biodegradável para possibilitar a ocorrência do processo de desnitrificação; atuar como isolante térmico nas regiões de clima temperado; proporcionar habitat para vida selvagem; e agradável aspecto estético de unidades de tratamento domiciliares (Brix, 1994).

Para melhor seleção das espécies de macrófitas, devem-se observar os seguintes critérios: fácil propagação e crescimento rápido; grande produção de biomassa; alta capacidade de absorção de poluentes; profundidade das raízes; tolerância a ambientes eutrofizados; fácil colheita e manejo; e tolerância a pragas, ervas daninha e doenças (Sousa *et al.*, 2004; Kavanagh & Keller, 2007; Calheiros *et al.*, 2007; Gersberg *et al.*, 1986; Tchobanoglous, 1991; Brix, 1993; Sievers, 1993; Lorion, 2001; Almeida *et al.*, 2005; Sooknah & Wilkie, 2004).

Alguns trabalhos apresentam o tratamento com plantas hidropônicas, como de alta redução das taxas, devido ao grande desenvolvimento dos sistemas de radiculares, propiciando uma maior área de superfície para absorção dos poluentes (Costa *et al.*, 2000).

A utilização dos sistemas alagados ou *wetlands* no tratamento de esgoto representa uma tecnologia emergente que - sob condições adequadas, para pequenos grupos populacionais e com disponibilidade de área - está se revelando como boa alternativa para locais sem acesso à rede de coleta característica dos sistemas convencionais de tratamento centralizado. Suas principais vantagens são: eficiência de remoção de poluentes; baixo custo de implantação e manutenção; harmonia paisagística, com maior aceitação do público; redução do impacto ambiental; necessidade de pouca energia elétrica; e por dispensarem a

necessidade do uso de reagentes e produtos químicos (Gersberg *et al.*, 1986; Vicznevski & Marchesini, 2002, Almeida *et al.*, 2005, Almeida *et al.*, 2007b).

2.9. Tipos de plantas mais usadas em ecossistemas engenheirados, *wetlands* construídos e sistemas alagados

Segundo Salatti (2003), as espécies de plantas utilizadas nos *wetland* e sistemas alagados, assim como, outros que façam uso das plantas no tratamento do esgoto ou águas residuárias em geral, podem ser classificadas em:

- Sistemas de *wetlands* com plantas flutuantes

São plantas herbáceas que flutuam na superfície da água ou a meia água, não estando enraizadas no sedimento (Figura 2). Geralmente seu desenvolvimento máximo ocorre em locais protegidos do vento. A absorção de nutrientes se dá totalmente a partir da água. Geralmente estão restritas aos habitats abrigados e dos cursos de água de corrente fraca (Wikipédia).

As macrófitas flutuantes formam um grande grupo de plantas abrangendo diversas espécies, entre elas as mais utilizadas em trabalhos científicos são: lentilha-d'água - *Lemna sp*, lírios de água, *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes*, *Salvinia molesta*, entre outras (Kavanagh & Keller, 2007; Sousa *et al.*, 2004; Henry-Silva & Camargo, 2008; Diniz *et al.*, 2005; Zimmels *et al.*, 2006).

Esse tipo de macrófita, normalmente é utilizada em projetos com canais relativamente rasos. Esses canais podem conter apenas uma espécie de planta ou uma combinação de espécies. A espécie mais estudada é a *Eichhornia crassipes* da família das pontederiáceas, pelas suas características de grande capacidade de crescimento vegetativo, associada à grande produção de biomassa e remoção de nitrogênio, fósforo e turbidez (Henry-Silva & Camargo, 2008). Esta planta recebe diferentes nomes populares no Brasil, sendo conhecida como: aguapé, baronesa, mururé, pavoá, rainha do lago, uapé e uapê (Salatti, 2003).

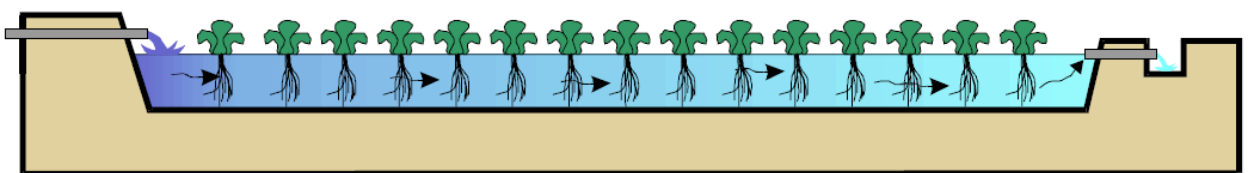


Figura 2: Desenho esquemático de um sistema de *wetlands* com plantas flutuantes.

Fonte: Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável.

- Sistemas de *wetlands* com plantas emergentes

Estes sistemas de tratamento de águas residuárias utilizam plantas que se desenvolvem tendo o sistema radicular preso ao sedimento (Figuras 3, 4 e 5), o caule, as folhas e os órgãos reprodutivos aéreos e suas paredes celulares espessas, para conferir rigidez (Wikipédia). A profunda penetração do sistema radicular (0,5-1,5m) permite a exploração de grande volume de sedimentos, dependendo da espécie considerada. Por difusão, através de aerênquima, o oxigênio é levado para as raízes e rizomas. Estas plantas podem tolerar baixas concentrações de oxigênio (OD) por um período de até 1 mês. As espécies típicas de macrófitas aquáticas emergentes mais utilizadas em trabalhos científicos são, principalmente, dos gêneros *Typha*, *Juncos*, *Scirpus*, *Carex* e *Phragmites* (Costa *et al.*, 2003). As espécies mais utilizadas são: *Juncus spp.*, *Juncus effusus*, *Phragmites sp.*, *Phragmites australis*, *Typha sp.*, *Thypha angustifolia*, *Typha latifolia*, *Thypha domingensis*, *Scirpus lacustris*, *Scirpus sp.*, *Scirpus maritimus*, *Scirpus californicus* (C.A. Mey), *Scirpus olneyi*, *Eleocharis calva*, *Spartina alterniflora*, *Spartina densiflora*, *Luziola sp.*, *Ludwigia peploides*, *Schoenoplectus sp.*, *Pennisetum graucum*, *Pennisetum purpureum*, *Hydrocotyle umbellata*, entre outras (Salatti, 2003; Reed, 1993; Brasil *et al.*, 2007; Sousa *et al.*, 2004; Diniz *et al.*, 2005; Almeida *et al.*, 2007 e 2007b; Zimmels *et al.*, 2006).

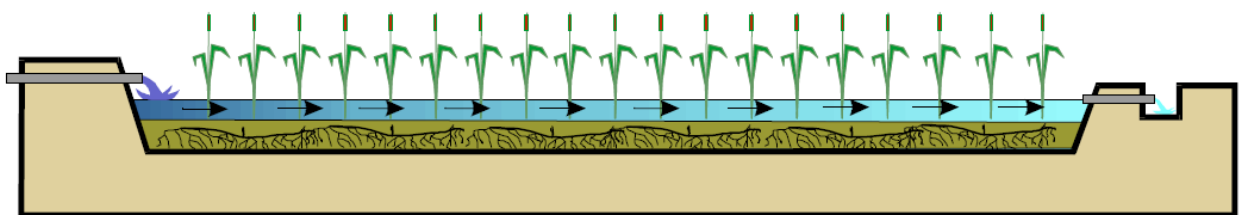


Figura 3: Desenho esquemático de um sistema de wetlands com plantas emergentes de fluxo superficial. **Fonte:** Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável.

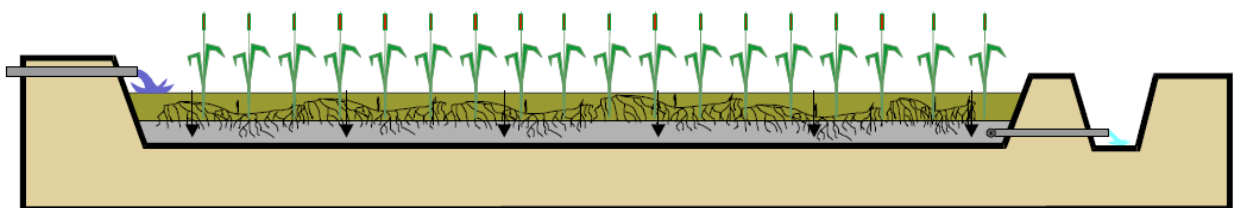


Figura 4: Desenho esquemático de um sistema de wetlands com plantas emergentes de fluxo sub-superficial vertical. **Fonte:** Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável.

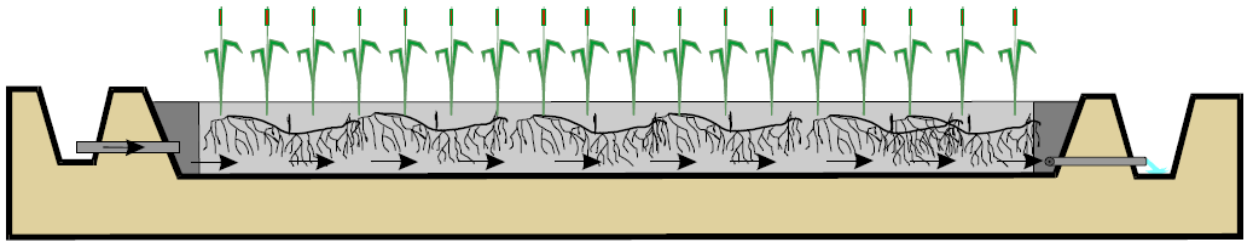


Figura 5: Desenho esquemático de um sistema de wetlands com plantas emergentes de fluxo sub-superficial horizontal. **Fonte:** Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável.

- Sistemas de *wetlands* com macrófitas fixas submersas

São plantas herbáceas, que podem ser encontradas em todas as profundidades desde que esteja dentro da zona fótica (Wikipédia). Este tipo de macrófita fica totalmente submersa e quando exposta ao sol, geralmente seus tecidos fotossinteticamente ativos são destruídos (Salatti, 2003) (Figura 6). É um grupo bastante heterogêneo, que abrange: algas filamentosas (Ex.: *Cladophora*); Macroalgas (Ex.: *Charales*); Briófitas; e Plantas não-vasculares (Ex.: *Isoetes*) (Wikipédia). A forma e anatomia destas plantas variam em função da idade, profundidade, velocidade da corrente, nutrientes disponíveis, intensidade luminosa, temperatura e fotoperíodo, entre outros (Wikipédia). Órgãos reprodutivos podem ser aéreos, flutuantes ou submersos. Na coluna d'água, a turbidez diminui a disponibilidade de luz e por isso, para aumentar a superfície de contato, as folhas são bem divididas, alongadas (em forma de fita, de filamentos) e flexíveis (Wikipédia).

As espécies mais produtivas crescem, especialmente ou quase que exclusivamente, em água oligotróficas, ou seja, não poluídas, no entanto algumas espécies como a *Elodea Canadensis* proliferam em águas eutróficas, ou seja, com um excesso de nutriente (Salatti, 2003).

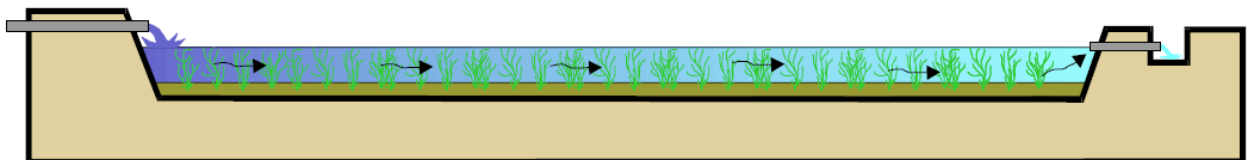


Figura 6: Desenho esquemático de um sistema de wetlands com macrófitas submersas. **Fonte:** Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável.

- Sistemas de *wetlands* com solos filtrantes

As *wetlands* com solos filtrantes são sistemas constituídos por camadas superpostas de brita, pedrisco e solo cultivado, como por exemplo, o arroz (Figuras 7 e 8), ou outro cultivo alagado, encharcado ou de plantas com alagamento periódico (*Juncus ssp*, *Brachiaria decumbens*, *Urochloa mutica*) (Kavanagh & Keller, 2007; Almeida *et al.*, 2007b). As dimensões dos módulos de solos filtrantes, bem como a espessura da camada do solo e a composição do solo, variam de acordo com o efluente a ser tratado e da eficiência que se deseja atingir (Salatti, 2003).

Algumas estações pilotos de tratamento de esgoto e água, projetadas e construídas no Brasil, demonstraram alta eficiência com a utilização de alguns destes sistemas combinados (Salatti, 2003).

Alguns fatores devem ser levados em consideração durante a escolha do tipo de tanque a ser usado, nos sistemas acima descritos, são eles: os tipos de fluxos em cada um deles; o tipo de suporte, a manutenção requerida e a eficiência desejada. Os fluxos são caracterizados de acordo com a posição de entrada e saída do efluente em cada tanque, podendo ser: superficial ou sub-superficial; ascendente ou descendente; e horizontal ou vertical (Figuras 7 e 8). O tipo de fluxo irá resultar num desenho (design) específico de cada tanque; na necessidade ou não de um tipo de suporte; em um determinado tipo de planta, como descrito anteriormente; num tipo e numa frequência de manutenção específica; e por fim, na eficiência de remoção desejada de cada tanque.

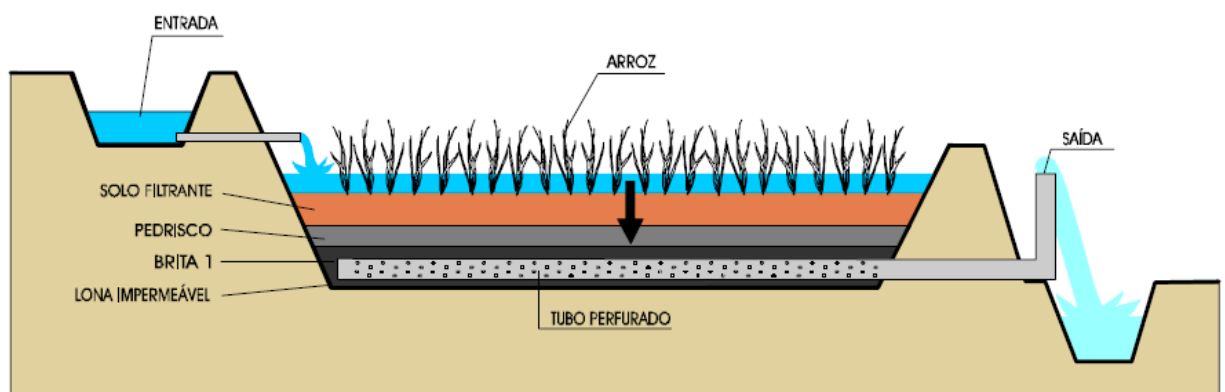


Figura 7: Desenho esquemático de um sistema de *wetlands* com solos filtrantes e fluxo descendente. **Fonte:** Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável.

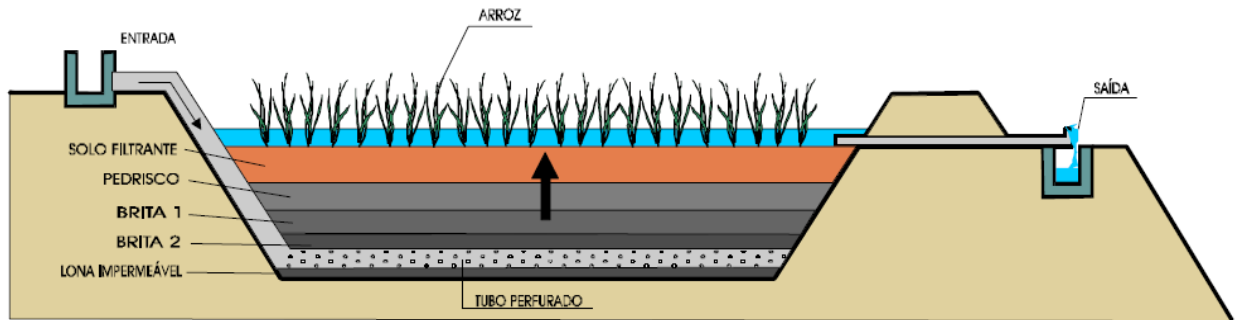


Figura 8: Desenho esquemático de um sistema de wetlands com solos filtrantes e fluxo ascendente. **Fonte:** Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável.

2.10. Condições essenciais para um bom funcionamento das estações ou sistemas de tratamento de esgotos

Alguns fatores adversos contribuem para o bom funcionamento das estações ou sistemas de tratamento de esgotos e na estabilização dos processos e taxas de remoção. A seguir serão apresentados alguns pontos principais e suas implicações.

- Tempo de operação do sistema – O tempo de operação do sistema é determinante para a estabilidade do processo, pois com o tempo, o sistema tende a atingir um estágio maior de maturidade, não sendo afetado tão facilmente por eventos isolados ou outros tipos de perturbações, mantendo certa coerência nos resultados e taxas de remoções;
- Correto dimensionamento dos tanques e unidades (ABNT – NBR 7229, 13969 e PROSAB 2) – O dimensionamento correto da estação ou do sistema é uma das principais garantias de um bom funcionamento, evitando problemas futuros. É importante ressaltar que devem ser levados em consideração o crescimento populacional no caso de grandes estações; a taxa de ocupação temporária e a flutuação ao longo do ano para pequenas estações ou sistemas domiciliares.
- Cinética do processo e hidráulica do sistema – Na etapa de dimensionamento da estação ou sistema, é de suma importância, que seja levado em consideração a cinética das reações ocorridas em cada tanque ou processo de tratamento. Os dados de cinética são normalmente de experiência, literatura ou estudos pilotos (Von Sperling, 2006; ABNT – NBR 7229 e 13969). No caso dos ecossistemas engenheirados, *wetlands* construídos ou sistemas alagados, alguns fatores hidrológicos influenciam na eficiência e no desempenho como: taxa de precipitação, infiltração, evapotranspiração, taxa de carreamento hidráulico e profundidade (Sousa *et al.*, 2004);

- Uso de equipamentos adequados e confiáveis – Assim como o dimensionamento, estes devem ser muito bem escolhidos, pois garantirão o bom funcionamento da estação e evitarão problemas de mau funcionamento ou redução da eficiência de tratamento de algumas unidades ou tanques;
- Monitoramento constante dos parâmetros físico, químico e biológico – Com o monitoramento constante dos parâmetros de qualidades alguns problemas podem ser evitados e ou resolvidos rapidamente, sem que sejam comprometidos os resultados finais;
- Manutenção adequada e com a devida frequência – A manutenção na frequência adequada do sistema pode evitar muitos problemas operacionais. Esta deve ser protocolada para que não sejam esquecidas algumas etapas ou procedimentos, que possam acarretar problemas futuros. A manutenção deve incluir, entre outros itens: checagem constante dos equipamentos como bombas e aeradores, sopradores ou compressores, checagem de possíveis vazamentos de tanques e registros, checagem do estoque dos produtos químicos, se a estação possuir algum tipo de tratamento químico, funcionamento dos tanques, limpezas de grades, caixas de gorduras e desarenadores;
- Equipamentos sobressalentes – Alguns equipamentos, essenciais para o funcionamento da estação, devem apresentar unidades sobressalentes como no caso de bombas d'águas, aeradores, sopradores ou compressores, pois em caso de mau funcionamento ou não funcionamento, devem ser substituídos até que possam voltar a desempenhar suas funções na forma esperada;
- Pessoas não autorizadas – As estações ou sistema só devem ser operados por pessoas autorizadas e capacitadas para tal função. Algumas medidas preventivas devem ser tomadas para evitar que pessoas não autorizadas possam operar ou alterar o funcionamento normal da estação ou o sistema;
- Vazão de tratamento – A maior eficiência é normalmente obtida com vazão constante, embora alguma variação possa ser alterada (Von Sperling, 2006). Caso a variação da vazão seja muito grande, pode ser necessário que seja implantada uma unidade ou tanque equalizador da vazão;
- Homogeneidade do afluente – As variações, diárias ou mensais, das características do afluente a ser tratado, podem afetar os tipos de processos usados (biológicos ou químicos), tendo como consequência à perda da eficiência do processo. Para se evitar essas mudanças nas características do afluente pode ser construída uma unidade ou tanque de equalização, que amenizará possíveis variações. Em ecossistemas

engenheirados, *wetlands* construídos ou sistemas alagados, o pH é um fator de grande influência, já que o processo de tratamento é baseado em tratamento por plantas, algas, bactérias, protozoários e outros microorganismos (Calheiros *et al.*, 2007), e a variação deste, influenciará diretamente na adaptação e seleção das espécies mais aptas as condições do meio. Isto poderá afetar a eficiência do sistema de tratamento, aumentando ou diminuindo as taxas de remoção e absorção;

- Interpretação dos sinais da estação ou do sistema - Atenção aos sinais de mau funcionamento ou as anormalidades apresentadas pela estação como: odor, coloração e turbidez excessiva. A correta interpretação dos sinais pode agilizar o processo de reparo, manutenção ou de solução dos problemas.
- Aspectos climáticos – Ao dimensionar uma estação ou sistema devem ser considerados alguns fatores ambientais: épocas de maiores índices pluviométricos e de escassez, e intensidade dos ventos, assim como a direção. No caso de comunidades isoladas devem ainda ser considerados, a falta de luz provocada por ventos e chuvas e a alta ou seca dos rios ou corpos d'águas onde irão ser lançados os efluentes. No caso de sistemas alagados, além dos já citados, devem ser levadas em consideração as temperaturas locais, as taxas de evapotranspiração, e a variação do fotoperíodo ao longo das estações do ano.

2.11. Operação, manutenção dos ecossistemas engenheirados

Os sistemas vegetados podem apresentar oscilações nas eficiências de remoção de alguns parâmetros, se não forem corretamente manejados, pois o ciclo vegetativo das plantas tende a se estabilizar num determinado período, ocorrendo a fase de envelhecimento ou senescência, onde a planta atinge um estágio maduro e estável, e seus processos metabólicos diminuem de intensidade. Nesta fase as plantas só absorverão nutrientes suficientes para manter suas atividades e necessidades metabólicas, reduzindo assim, algumas taxas de remoção de poluentes (Sousa *et al.*, 2004). Isto pode ser visto comparando os dados de remoção de nutrientes nas diferentes fases de crescimento. Esses dados são essenciais para manter a qualidade final do efluente. Para que as plantas não cheguem à fase de senescência e se mantenham em crescimento constante, mantendo suas taxas de absorção alta, uma manutenção deve ser feita com podas periódicas (Mbuligwe, 2005). Além das podas, outro procedimento é necessário durante a manutenção: a remoção das plantas mortas ou

comprometidas por manchas amareladas. Isto garantirá a qualidade paisagística e evitará que as plantas em decomposição contribuam com nutrientes e matéria orgânica para o sistema (Mbuligwe, 2005).

Outros fatores que podem influenciar em algumas taxas de remoção, são: o tempo de retenção em cada tanque, a flutuação da vazão, a alta carga de orgânica e poluidora, aspectos da fisiologia da(s) espécie(s) e diferentes taxas de liberação de O₂ por biomassa radicular, fotoperíodos curtos, o mau funcionamento das bombas e a falta de manutenção adequada.

Segundo Henry-Silva & Camargo (2008), o tempo de retenção do efluente nos sistemas alagados é determinante para garantir a eficiência, uma vez que a alta vazão geralmente dificulta os processos de absorção de nutrientes e de sedimentação de material particulado.

A flutuação da vazão ao longo do dia cria uma condição onde o tempo de retenção dos tanques irá variar e isso irá afetar na eficiência do sistema, gerando inconsistência do tratamento em determinados períodos do dia (Lorion, 2001). Uma solução é a implantação de um tanque de equalização de vazão, para distribuí-la ao longo do dia e se necessário à noite.

A capacidade de tratamento da carga orgânica, deve ser calculada para cada sistema, pois o excesso prejudicará as taxas de remoção, causando a morte de alguns organismos e macrófitas (Lorion, 2001).

Outro problema causado pelo excesso de carga orgânica é o acúmulo nos tanques.

Quando o aporte de carga orgânica (kg DBO/dia) é superior à capacidade de depuração do sistema, ocorre uma depleção do OD, diminuição do pH e conseqüentemente, acidificação do meio.

As estações do ano são marcadas pela variação da temperatura e do fotoperíodo, com épocas mais quentes (verão) e de maior insolação (maior fotoperíodo), e épocas mais frias (inverno) com fotoperíodo menor (dias mais curtos). Essa variação do fotoperíodo é mais sentida em algumas partes que em outras. Isto interferirá diretamente nos sistemas vegetados, pois alguns processos metabólicos das plantas só ocorrem na presença de luz. Sendo assim, em épocas de maior fotoperíodo, os sistemas tendem a maior produção de biomassa e eficiência de remoção de nutrientes.

Nos sistemas vegetados, em que a vazão é controlada por bombas, muito cuidado deve ser tomado, pois em caso de problema pode ocorrer secura ou até transbordamento dos tanques (Mbuligwe, 2005).

Estes sistemas, por vezes, em comunidades isoladas ou carentes, não possuem mão-de-obra especializada e há necessidade da capacitação de alguns para operarem estes sistemas

domiciliares, para que não ocorram problemas (Mbuligwe, 2005), como no caso dos mosquitos, caracóis e outros vetores de doenças hidrofílicas.

E por fim, o mau funcionamento de um ou de algumas partes do sistema podem ocasionar o mau cheiro, atraindo moscas, e incomodando a vizinhança (Mbuligwe, 2005).

2.12. Algumas ETEs compactas para o tratamento descentralizado

Várias dificuldades e limitações são enfrentadas na hora de projetar um sistema sustentável descentralizado de tratamento *on-site* de esgotos. Para serem viáveis, tais sistemas devem: minimizar a necessidade de produtos químicos e de energia, demandar baixa frequência de remoção de lodo, ser de fácil operação, possibilitar o despejo do efluente final em corpos hídricos locais e ser aceito pela comunidade local.

Kavanagh e Keller (2007) descrevem um sistema para tratamento de uma carga de 0,38 Kg/dia de DBO e uma vazão de 1350 L/dia, composto de tanque séptico, reator aeróbio em batelada e 6 tanques vegetados, sendo dois deles de algas intercalados com os demais. Tal sistema promoveu as seguintes remoções: 91% DQO, 98 % dos sólidos suspensos total e 75% do N amoniacal. Nesse sistema foi relatada a dificuldade de remoção de fósforo, inclusive pelos tanques de algas, incluídos originalmente para esse fim.

Almeida *et al.* (2007) descrevem um sistema para tratamento para uma carga de 0,289 kg/d de DBO em uma vazão de 1965,6 L/dia com um TRH de 4,09 dias, composto de tanque séptico e um sistema de zona de raízes. Este sistema obteve as seguintes taxas no efluente: DBO 18,35 mg/L (92 % de remoção), DQO 77 mg/L (89 % de remoção), N amoniacal 44,6 mg/L (53% de remoção), Nitrato 2,03mg/L (85,7% de remoção) e Fosfatos 3,18 (72% de remoção). Nesse sistema foram testados diferentes tipos de substratos e espécies vegetais.

Sousa *et al.* (2004) descrevem um sistema para tratamento de 6,0 m³/dia com uma carga orgânica de 2,2 a 2,8 Kg/m².dia, composto de um reator anaeróbio UASB, seguido por 3 sistemas de *wetlands*. Este sistema promoveu as seguintes remoções: 86% de DQO e 90% do fósforo. Neste sistema foi relatada a dificuldade de remoção de fósforo com o aumento do tempo de operação do sistema, sendo verificada taxas baixíssimas de remoção no terceiro ano de operação do sistema.

Mbuligwe (2005) descreve um sistema para tratamento do efluente gerado por 45 pessoas de um abrigo, numa vazão de 2000 L/dia, com uma taxa de aplicação superficial de

62 g/m².dia de DBO e uma carga orgânica de 38,7 g/m³.dia de DBO. Este sistema obteve as seguintes taxas no efluente final: DQO 27,1 mg/L (91,1 % de remoção), amônia 18,64 mg/L (60 % de remoção), Nitrato 0,91 mg/L (70,5 % de remoção) e Fosfatos 3,18 (72% de remoção).

Solano *et al.* (2004) descrevem um sistema composto por dois tanques de *wetland* para o tratamento de efluentes com uma taxa de carregamento de 225 a 450 Kg/ha.dia de DBO, uma taxa de aplicação hidráulica de 75 a 150 mm/dia e um tempo de retenção hidráulico de 1,5 a 3 dias. Esse sistema promoveu as seguintes remoções: 90% DBO, 78 % de DQO, 93 % dos sólidos suspensos total e 99% dos coliformes totais. Nesse sistema foram testados duas vazões e duas espécies vegetais (*Typha latifolia* e *Phragmites australis*).

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. Local de instalação

O sistema foi instalado junto ao Centro de Estudos Ambientais e Desenvolvimento Sustentável (CEADS), que é campus de pesquisa da UERJ, localizado na Vila de Dois Rios, no lado oceânico da Ilha Grande (22°50' - 23°20' S, 44°00' - 44°45' W), no município de Angra dos Reis, Litoral Sul do Estado do Rio de Janeiro (Figura 9).

O CEADS situa-se em área considerada santuário ecológico, e faz parte da Reserva da Biosfera da UNESCO desde 1992. O centro está integralmente incluído na Área de Proteção Ambiental dos Tamoios e do Parque Estadual da Ilha Grande (CEADS).

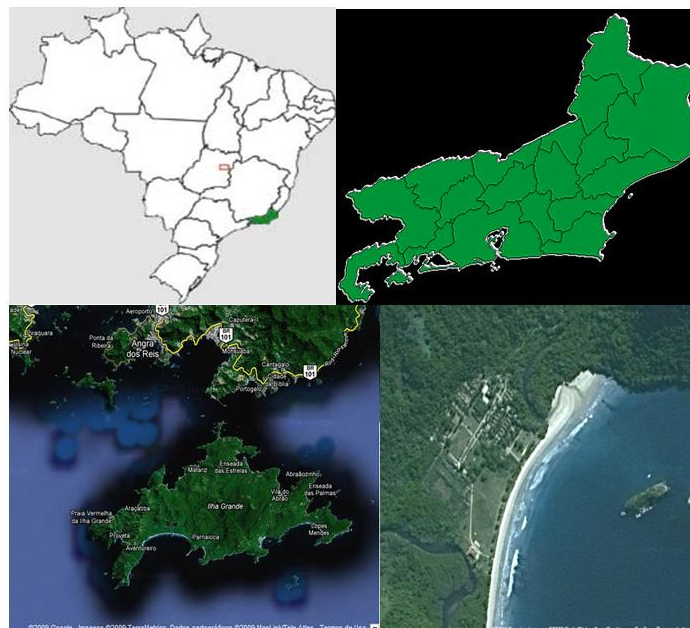


Figura 9: Mapa do Brasil e do Rio de Janeiro, foto aérea da Ilha Grande, Município de Angra dos Reis, RJ e da Vila de Dois Rios. **Fonte:** Google.

3.2. Perfil do CEADS

Por ser um campus de pesquisa da UERJ, o CEADS recebe alunos, professores e pesquisadores de vários departamentos de diferentes áreas de conhecimento e atuação, onde são realizadas atividades relacionadas a disciplinas dos respectivos cursos e pesquisas em áreas como: Antropologia, Botânica, Ecologia, Educação Ambiental, Educação em Saúde, Engenharia Ambiental, Engenharia de Pesca, Geociências, Nutrição, Oceanografia, Sociologia, Zoologia, entre outras.

Devido à ampla gama de projetos e disciplinas, o CEADS possui uma intensa ocupação ao longo do ano, porém com uma grande flutuação, alternando períodos de grandes fluxos e períodos de baixa taxa de ocupação, fato também influenciado pelo calendário do ano letivo da UERJ.

Além dos frequentadores temporários (pesquisadores e alunos), o CEADS possui 20 funcionários em cada turnos de 24 horas de trabalho que ocupam diferentes funções, tais como: seguranças, cozinheiras, arrumadeiras, pessoal de limpeza, lavanderia (roupas de cama), manutenção predial e manutenção das edificações da Vila Dois Rios e da estrada que liga a Vila a Abraão. Destes funcionários, somente uma parte frequenta a instalação interna do CEADS, gerador do esgoto tratado neste estudo, e somente alguns realizam suas refeições no refeitório, contribuindo, portanto com efluentes para o sistema.

3.3. Amostragem e análise

O monitoramento do sistema foi realizado no período de Abril a Outubro de 2009, com coletas quinzenais, sendo avaliados os seguintes parâmetros físico-químicos: pH (método potenciométrico - 4500 H+B, equipamento multiparâmetro 5Star Orion), Oxigênio Dissolvido (OD; 4500-O G. Membrane Electrode Method, equipamento multiparâmetro 5Star Orion), Demanda Química de Oxigênio (DQO; Refluxo Fechado, método colorimétrico 5220 – COD D com espectrofotômetro Mod DR2800, Dr Lange, com bloco digestor DBR200), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅; método dos 5 dias 5210 B DBO₅, equipamento multiparâmetro da 3Star Orion), Condutividade Elétrica (método 2510 B, equipamento multiparâmetro 5Star Orion), Carbono Orgânico Total (COT; método 5310, Shimatzu,

modelo tocvesn), Alcalinidade (método 2320), Óleos e graxa (método 5520 com soxhlet), Cloreto (método 4500 B Chloride), Dureza (método 2340 hardness) Temperatura (método 2550, equipamento multiparâmetro 5Star Orion), Nitrito (método 4500-NO₂- D, espectrofotômetro DR2800 Dr Lange), Nitrato (método do eletrodo 4500-NO₃ equipamento multiparâmetro 5Star Orion), Nitrogênio Amoniacal (método do eletrodo 4500-NH₃ D equipamento multiparâmetro 5Star Orion), Fósforo total (kit de análise Phosphorus TNT 843 plus aprovado pela USEPA) e a série de Sólidos, incluindo Sólidos Suspensos Totais - SST, Sólidos Suspensos Voláteis - SSV, Sólidos Suspensos Fixos - SSF, Sólidos Totais - ST, Sólidos Totais Dissolvidos - STD e sólidos sedimentáveis – SD (Método 2540 Solids). Todos estes parâmetros (com exceção do fósforo) foram analisados conforme metodologias determinadas pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005) para análises de águas residuárias.

O sistema de tratamento de esgoto foi idealizado com 10 pontos de coletas, a partir dos quais foram coletadas amostras da entrada e saída de cada unidade de tratamento ou tanque (afluente e efluente respectivamente), tornando possível avaliar a eficiência de cada etapa do processo. As amostras pontuais eram sempre coletadas na parte da manhã e as análises, realizadas imediatamente após as coletas. Todas as análises foram realizadas na Unidade de Qualidade de Água e Esgoto montada especialmente para o presente projeto no Laboratório do CEADS com recursos FAPERJ (Prioridade Rio Processo E-26/110.446/2007).

3.4. Sistema de tratamento de esgoto - ecossistema engenheirado

O Ecossistema Engenheirado, foi desenhado com base no modelo apresentado por Kavanagh & Keller (2007) dimensionado originalmente para tratar o esgoto doméstico equivalente a 5 pessoas.

A empresa BioFibra Saneamento Ltda Foi contactada, tendo se mostrado muito receptiva ao projeto. Foi firmada uma parceria, onde os tanques foram fabricados e doados ao grupo de pesquisa BioProcess para que fosse realizado o teste dos mesmos, através do presente estudo.

Com base nos tanques doados pela Biofibra Saneamento e, principalmente com base na fossa séptica de tamanho pré-definido pelo fabricante, o sistema que foi inicialmente operado com vazão superior à capacidade da fossa séptica em termos de tempo de retenção

hidráulica TRH, teve sua vazão posteriormente corrigida para 1248 L/dia, equivalente a 14,3 pessoas/dia e consumo médio de 87 L/hab.dia. Esse valor médio foi obtido após caracterização de diferentes grupos de freqüentadores do CEADS e respectivas práticas geradoras de esgotos, inclindo pesquisadores e alunos, funcionários sem pernoite, e equipe de campo (manutenção, capina, etc). A cada grupo foi atribuído um valor médio de geração de esgotos em litros/dia, com base na ABNT-NBR 13969 (1997).

A vazão tratada pelo novo sistema equivale a aproximadamente 38% da vazão média de todo o CEADS, de acordo com dados de ocupação média de 38 pessoas/dia que geram aproximadamente 3318 L/dia.

A decisão de tratar apenas parte (38%) do esgoto deveu-se ao fato dos tanques fornecidos apresentarem dimensões pré-estabelecidas pela empresa doadora (a começar pela fossa séptica, cujo TRH de projeto foi utilizado como ponto inicial de dimensionamento), e o fato de já existir um sistema de tratamento de esgotos em operação no CEADS que, no entanto, há muitos anos não recebia manutenção. Com o novo sistema construído pretendeu-se também ao invés de substituir completamente o antigo, ampliar a capacidade atual, o que permitiria ações de manutenção alternada em ambos no futuro, sem comprometimento do nível de tratamento.

Os tanques do sistema foram construídos em fibra de vidro e nas dimensões pré-determinadas pela indústria conforme Tabela 6, o que facilitou o transporte e a instalação na ilha, garantindo a leveza e a praticidade descrita.

O sistema é composto por elementos estruturais e tanques de fibra de vidro dispostos da seguinte maneira (Figuras 10, 11 e 12) e com as dimensões apresentadas na Tabela 6: caixa de manobra; caixa controladora de vazão; caixa de gordura; fossa séptica; filtro aerado; biodecantador ou decantador secundário; tanque vegetado por aguapé (*Eichhornia crassipes*); tanque de alga; tanque vegetado por Cyperaceae (*Schoenoplectus sp.*); tanque vegetado por Poaceae (*Panicum cf. racemosum*). Para fotos e detalhes de planta, vide APÊNDICE B (pág. 141-142) e APÊNDICE C (pág. 143-145).

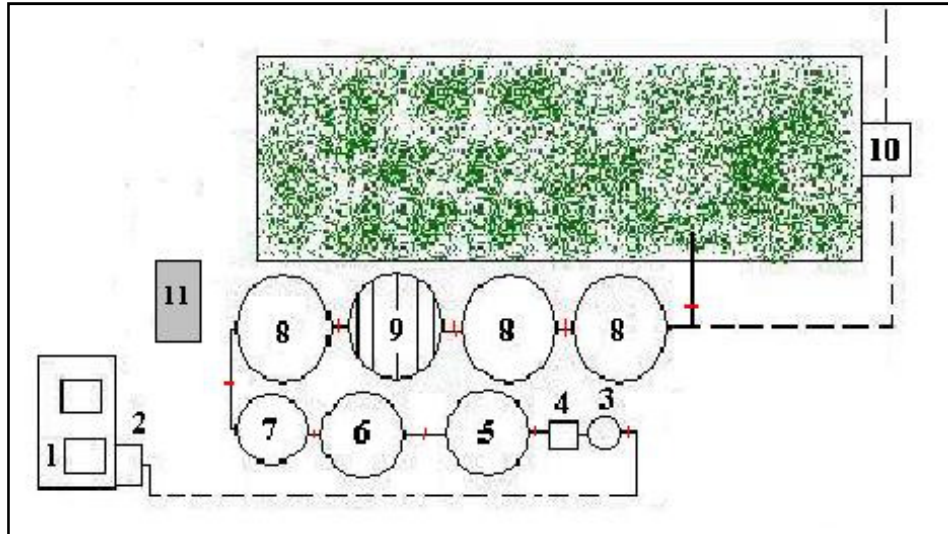


Figura 10: Diagrama esquemático do sistema descentralizado de tratamento de esgoto do CEADS. 1 – Tanque de equalização; 2 – Caixa de manobra; 3 – Caixa controladora de vazão; 4 – Caixa de gordura; 5 – Fossa séptica; 6 – Filtro aerado; 7 – Biodecantador; 8 – Tanques vegetados com aguapé, Cyperaceae e Poaceae respectivamente; 9 – Tanque de alga; 10 – Efluente; 11 – Casa de bomba.



Figura 11: Desenho gráfico da vista lateral do lado direito do Ecosistema Engenheirado.



Figura 12: Desenho gráfico da vista lateral do lado esquerdo do Ecosistema Engenheirado.

Tabela 6: Dimensões dos tanques componentes do Ecossistema Engenheirado, fornecidos pela empresa Biofibra Saneamento.

Tanques	Altura (m)	Altura líquido (m)	Largura (m)	Comprimento (m)	Diâmetro (m)	Volume (L)	Volume útil (L)
Cx de gordura	0,4	0,23	0,4	0,26	-	64	23,92
Fossa séptica	1,48	1,27	-	-	1,15	1591,2	1319
Filtro aerado	1,45	1,25	-	-	1,17	1559	1344
Decantador	1,3	1,15	-	-	1,15	1250	961
Aguapé	0,45	0,33	-	-	1,62	927,5	680
Algas	0,45	0,27	-	-	1,62	927,5	556,5
Cyperaceae	0,45	0,27	-	-	1,62	927,5	556,5
Poaceae	0,45	0,1	-	-	1,62	927,5	206

As Figuras 13, 14, 15 e 16, a seguir, apresentarão modelos gráficos 3D do Ecossistema Engenheirado em diferentes ângulos e perspectivas de visão.

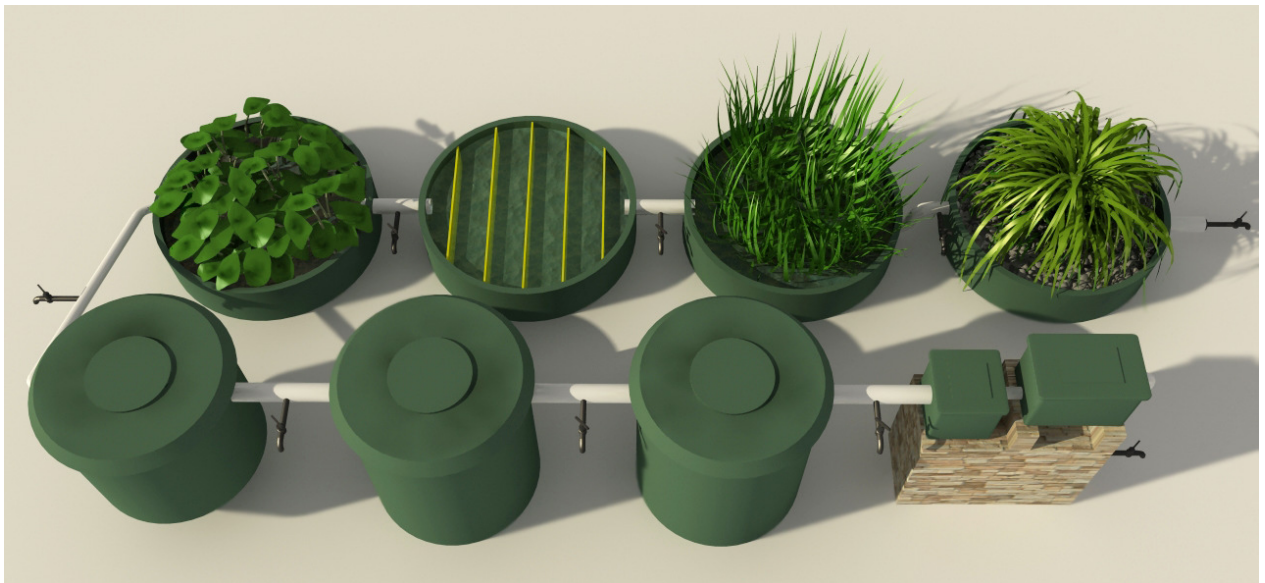


Figura 13: Desenho gráfico da vista superior do Ecossistema Engenheirado.



Figura 14: Desenho gráfico da vista frontal do Ecosistema Engenheirado.

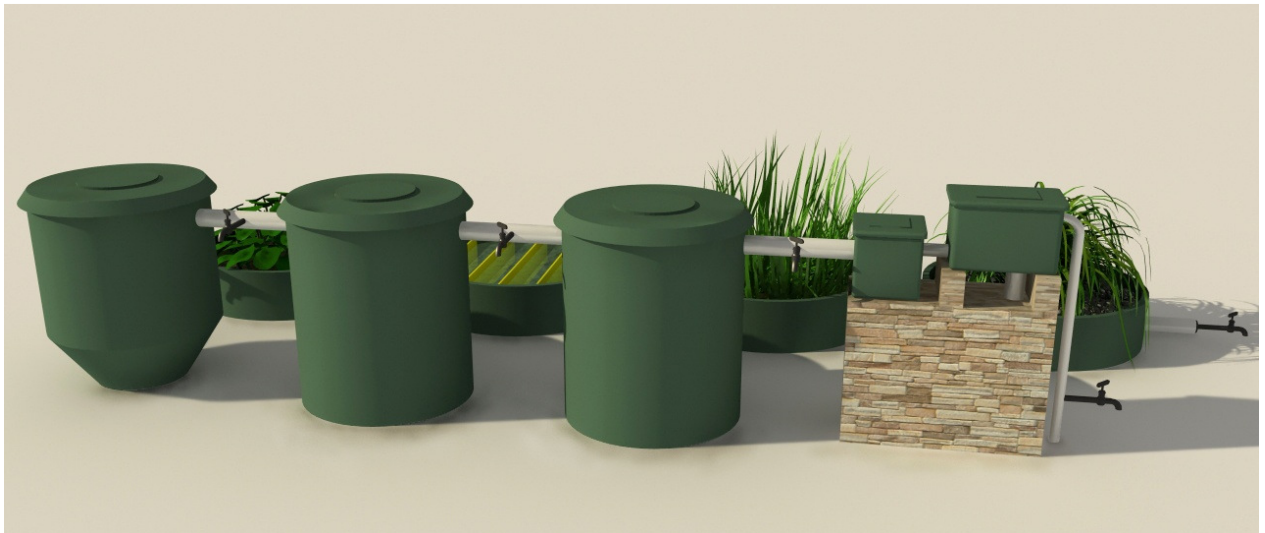


Figura 15: Desenho gráfico da vista lateral e superior do lado direito do Ecosistema Engenheirado.

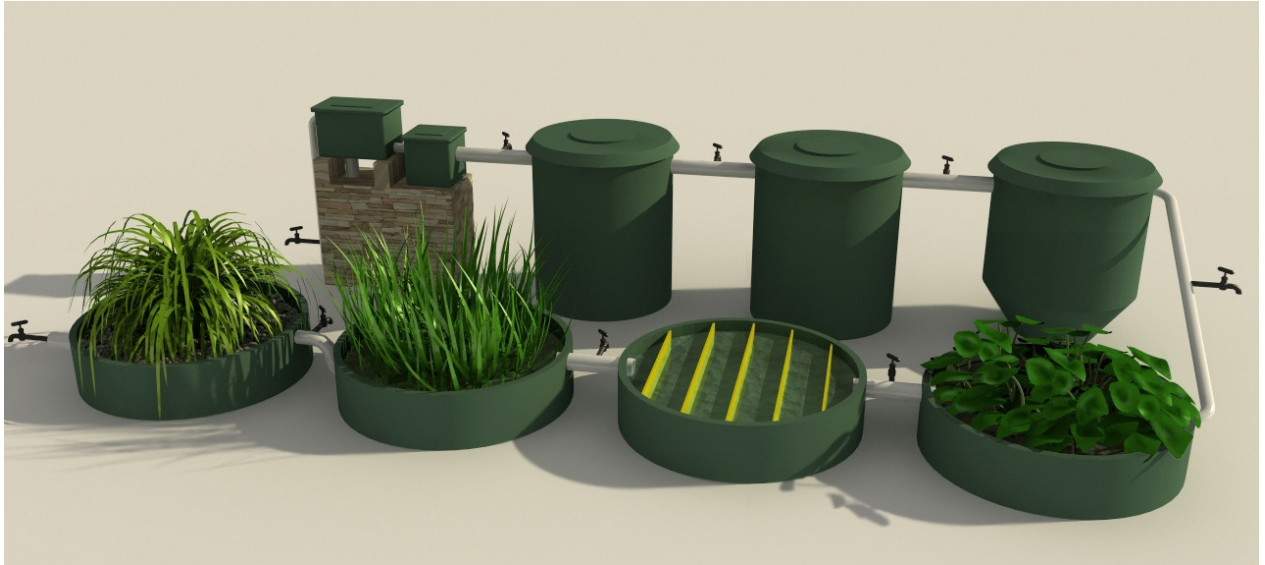


Figura 16: Desenho gráfico da vista lateral e superior do lado esquerdo do Ecossistema Engenheirado.

No primeiro tanque vegetado, foi utilizada uma macrófita flutuante, o aguapé (*Echornia crassipes*), sem suporte e com o fluxo superficial.

No segundo tanque, povoado com algas foi construído um sistema de placas (chincanas verticais) de modo que o tempo de retenção aumentasse. Neste tanque, inicialmente não foi utilizado nenhum suporte, porém como foi verificada a necessidade de aumentar a superfície de contato para a fixação das algas, foi introduzido suportes (bobs de plástico de cabelo).

Nos tanques de Cyperaceae e Poaceae, foi introduzida uma cama de brita 1 (granulometria média de 9,5 a 19 mm), como meio suporte para: (a) fixação das plantas; (b) fixação do biofilme aderido; e (c) maior filtração de eventuais sólidos e algas provenientes do tanque anterior. Nestes tanques o fluxo foi subsuperficial.

Inicialmente o sistema foi testado com água potável, para verificar o funcionamento hidráulico e o escoamento do sistema, possíveis vazamento das conexões e para início de aclimação das plantas e colonização por algas. A aplicação do esgoto no sistema foi realizada de forma gradativa e iniciou-se somente após aclimação inicial das plantas, em todos os módulos de tratamento, conforme recomendam Sievers (1993) e Solano *et al.* (2004). O período de aclimação inicial das plantas durou 3 semanas, conforme recomendado por Calheiros *et al.* (2007).

O funcionamento do sistema foi iniciado efetivamente em 2 de abril de 2009 com uma vazão inicial de 200 L/h. Durante os primeiros 5 meses de operação foi mantida esta vazão e foram monitorados os parâmetros físico-químicos já mencionados. Após este tempo de

operação, foi constatada a necessidade de uma correção da vazão do sistema para 52 L/h. Isto foi necessário para que ocorresse uma aceleração do tempo de aclimação dos tanques em geral e aumento da eficiência. Com isso, o tempo de retenção hidráulico TRH passou de 1,55 dias (37,3 h) para 4,56 dias (109,4 h).

O bombeamento do sistema foi realizado por duas bombas submersas da marca Ferrari XKS de ½ cv e em regime de revezamento quinzenal. A aeração do tanque foi realizada por um compressor da marca Pressuri de ½ de cv (88,8 m³/d).

Foi instalado, com o auxílio de um técnico da Biofibra Saneamento, o quadro de luz, duas bombas submersas na elevatória e um compressor de ar.

3.5. Macrófitas do Ecossistema Engenheirado

Os tipos de plantas aquáticas foram escolhidos de acordo com as funções que elas podem exercer em cada tanque do sistema. O aguapé (*Eichhornia crassipes*) foi escolhido para o primeiro tanque, de fluxo superficial, devido a sua comprovada tolerância a ambientes eutrofizados e com altas cargas poluidoras (Sooknah & Wilkie, 2004; Reddy & Smith, 1987; Zimmels *et al.*, 2006), além disso, possuíam características como raízes longas, que promoviam uma maior filtração dos sólidos e uma fixação de microorganismos (perifítons) em suas raízes (Zimmels *et al.*, 2006). Apesar dessa espécie ser considerada exótica na Ilha Grande, foi introduzida, há muito tempo, por moradores e donos de pousadas de Abraão para uso paisagístico; e por estar sempre associada a ambientes com altas cargas poluidoras, foi utilizada por alguns moradores na tentativa de diminuir a poluição de alguns rios, o que promoveu uma disseminação da espécie na Ilha Grande. A entrada e a saída do esgoto em tratamento ocorrem na parte superior do tanque, com um fluxo superficial e uma coluna líquida de 33 cm.

As algas foram escolhidas para ocuparem o segundo tanque, pois são descritas na literatura como grandes consumidoras de fósforo e nitrogênio (Hussar *et al.*, 2004), têm rápido crescimento, com grande produção de biomassa, e por ficarem antes de dois tanques com meio filtrante, permanecem retidas nos tanques subsequentes, o que reduz a quantidade de algas liberada pelo sistema. O objetivo de montar um tanque específico para as algas se desenvolverem é antecipar o *bloom* algal, ou seja, o rápido crescimento de algas em um curto espaço de tempo, presente em fenômenos de eutrofização dos corpos d'água com

características lóxicas, radiação solar e nutrientes abundantes. Com isso, o sistema antecipa o possível fenômeno, reduzindo os impactos em potencial através do lançamento de efluente com carga de nutrientes reduzida no corpo receptor. A entrada e a saída do esgoto em tratamento foram feitas na parte superior do tanque com um fluxo superficial e uma coluna líquida de 27 cm.

Para o terceiro tanque, foi escolhida a Cyperaceae (*Schoenoplectus sp.*), que por ser uma macrófita emergente, suporta melhor o constante alagamento e o alto nível da lâmina de água vinda do tanque de alga. A Cyperaceae foi escolhida também pelo seu rápido crescimento e produção de biomassa. A coleta das mudas foi realizada nas proximidades do CEADS, as margens do rio onde é lançado o efluente já tratado. A entrada do afluente era na parte superior do tanque e a saída se dava na parte inferior do tanque com um fluxo subsuperficial, usando o suporte como meio filtrante numa filtração vertical, e com coluna líquida de 27 cm, devido a uma manobra na saída do tanque.

No quarto tanque, o nível da água foi menor, permanecendo com altura de 10 cm da superfície do suporte, e foi necessária a escolha de uma planta que tivesse uma raiz capilar e um crescimento por estolão sendo que o mais adequado foi a gramínea *Panicum cf. racemosum*, da família Poaceae. Este gramínea além das qualidades já mencionadas, também apresenta grande produção de biomassa com rápido crescimento e foi coletado no exato local onde é lançado o efluente tratado do CEADS. A entrada do afluente ocorre na parte superior do tanque e a saída, na parte inferior com um fluxo subsuperficial, usando o suporte como meio filtrante numa filtração horizontal, altura da coluna líquida de 10 cm.

Após os períodos de transporte, instalação e testes, foi feito o plantio das mudas de macrófitas em cada taque. As macrófitas foram plantadas de acordo com o tipo de tanque e as funções que desempenhariam no tratamento. Os propágulos das macrófitas foram plantados no substrato de pedra, de forma aleatória num único evento, quando o sistema ainda estava preenchido com água.

Devido às possíveis intolerâncias das macrófitas as altas taxas de poluentes, a aplicação do esgoto foi realizada de forma gradativa, conforme recomendam Sievers (1993) e Solano *et al.* (2004). Esse processo de plantio e aplicação gradativa de esgoto durou 3 semanas, conforme recomendado por Calheiros *et al.* (2007).

Antes de serem plantadas no substrato de pedra, de cada macrófita, foi cortada sua área foliar e retirou-se cuidadosamente o material aderido à raiz, através de lavagens com água do próprio córrego.

A primeira poda ou retirada de biomassa de cada tanque só foi realizada após a completa adaptação, salvo quando elas apresentavam sintomas de intolerância às altas concentrações dos constituintes do esgoto, com o ressecamento de algumas partes ou ponta das folhas, ou com o aparecimento de manchas amareladas. Este mesmo comportamento foi verificado por Hussar (2001) e Brasil *et al.*, (2007) no tratamento de efluentes de suinocultura em sistemas alagados. Apesar de algumas macrófitas terem sido afetadas inicialmente, tal fato não comprometeu o desenvolvimento das outras nem o desempenho do sistema. Essa resistência às altas cargas poluidoras, um dos critérios de escolha apresentados por Brix (1994), e a introdução gradativa do efluente foram essenciais para a permanência e adaptação iniciais das macrófitas em cada tanque.

A partir da primeira poda ou retirada de biomassa, estas foram feitas geralmente 2 vezes por mês, promovendo uma constante renovação, estimulando o crescimento de brotos laterais e mantendo numa certa altura.

3.6. Inspeção e manutenção

O sistema foi inspecionado e realizada a manutenção, duas vezes por mês, rotina esta que ocorre sempre no dia seguinte ao da coleta e análise das amostras, obtidas nos 10 pontos de amostragem.

A inspeção consistia em: verificar o perfeito funcionamento das bombas submersas; das bóias de nível do tanque de equalização; do compressor, assim como sua correia; os comandos do quadro de luz; a vedação dos registros de coleta de amostra; a vazão e o retorno do excesso da caixa controladora de vazão; o fluxo de água em todo o sistema e o funcionamento do sistema em geral.

A manutenção seguiu um protocolo montado especialmente para o projeto com os seguintes procedimentos: revezamento quinzenal das bombas submersas (mudança no quadro de luz e no registro); manutenção da caixa coletora de gordura (mensal); troca da correia do compressor (quando observado o desgaste); poda ou retirada das macrófitas e controle de larvas de mosquito e caramujo africano (*Achatina fulica*), invasor e característico da região.

A poda era realizada nas macrófitas do tanque de Cyperaceae e Poaceae, sendo feita quando elas ultrapassavam a altura de 1 m da superfície dos tanques. A retirada de macrófitas ocorreu no tanque dos aguapés era realizada quando a mesma ocupava toda a superfície do

tanque, retirando aproximadamente 25% da área ocupada pela biomassa. Estes procedimentos foram adotados para que o fluxo de biomassa se mantivesse alto, não deixando que a planta atingisse o estágio de maturidade completa (o que reduz as taxas de absorção de nutrientes e remoção de matéria orgânica do esgoto em tratamento) e para manter uma taxa alta de crescimento e brotamento de novos indivíduos com o aumento de espaço e penetração de luz. As partes que apresentavam manchas amareladas (“ferrugem”, característica de intolerância, não adaptação, excesso de nutrientes ou acúmulo de poluentes em geral) e as partes secas ou em estágio de putrefação eram totalmente retiradas para que não houvesse adição de substâncias e nutrientes pela biomassa morta ao esgoto em tratamento, e para a seleção contínua de indivíduos com as melhores adaptações, crescimento e produção de biomassa mantidos no ecossistema engenheirado. As flores também eram retiradas, garantindo-se assim, que não houvesse fluxo de sementes para os tanques subsequentes ou para o efluente final. No caso do aguapé, espécie exótica na Ilha, a produção de sementes e consequente propagação no corpo receptor, desta forma, foi evitada. Assim como sugerido por Sooknah & Wilkie (2004), toda biomassa retirada dos tanques foi estocada para ser compostada.

O controle das larvas de mosquito era realizado nos tanques de algas e aguapé, a retirada dos mesmos era feita com o auxílio de uma peneira ou rede de piscina. O controle da fase adulta era feito com armadilhas e iscas. A retirada dos caramujos foi feita manualmente e com a devida proteção (uso de luvas).

Com o intuito de preservar a integridade do experimento, evitar interferências externas (antrópicas e por animais) e evitar possíveis fugas de sementes foi construído um telado simples. Devido à ação dos ventos fortes, em um evento em particular, algo relativamente comum de ocorrer na região, foi necessário a construção de um novo telado bem mais resistente e reforçado. Uma maior atenção foi dada a dois tanques: a caixa controladora de vazão e o filtro aerado. Na caixa controladora de vazão foi dada maior atenção na limpeza do retorno do afluente (extravasor ou “ladrão”) e no controle da vazão de entrada do afluente no sistema, que era medida num vertedor triangular de Thompson. O filtro aerado recebeu atenção especial, devido às baixas taxas de oxigenação observadas em seu efluente, sendo necessários alguns ajustes e constante monitoramento, até que fossem atingidas as taxas esperadas (3 mg O₂/L).

3.7. Análise dos dados

Assim como Almeida & Almeida (2005), determinou-se o índice de eficiência no tratamento de esgoto nas diferentes etapas utilizando-se para tanto, a Equação 1.

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

Onde:

Eficiência = índice de eficiência do tratamento para determinado atributo;

Entrada = teor médio de um determinado atributo do esgoto bruto;

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

3.8. Memória de cálculo do sistema de tratamento

3.8.1. Parâmetros de projeto

- Número de funcionários do CEADS: 20 funcionários por dia;
- Contribuição *per capita* de esgoto: 87 L/hab.dia (valor médio foi obtido após caracterização de diferentes grupos de frequentadores do CEADS e funcionários) (ABNT NBR 13969).
- Área total ocupada pelo sistema = 25,2 m²;
- Total da área recoberta por vegetação plantada = 8,28 m² (somatório das áreas dos 4 tanques vegetados, sendo um de algas)

3.8.2. Vazão

Nos cinco primeiros meses de operação (Abril a Agosto 2009), foi aplicada uma vazão inadequada ao dimensionamento do sistema, em função de uma falha de ajuste na caixa

controladora de vazão e em dados fornecidos pela empresa que recomendava um tempo de retenção de 12 h na fossa séptica (valor este, muito inferior às 24h recomendadas pela NBR7229 da ABNT). Nessa fase as vazões aplicadas foram:

$$Q_{1\text{min}} = 800 \text{ L/dia}$$

$$Q_{1\text{méd}} = 2586 \text{ L/dia}$$

$$Q_{1\text{máx}} = 4000 \text{ L/dia}$$

Nos dois meses subsequentes, após a correção da vazão (Set e Out 2009), com base nos cálculos de tempo de retenção de 24h segundo a NBR7229 da ABNT e as dimensões da fossa séptica fornecida, operou-se o sistema com as seguintes vazões:

$$Q_{2\text{min}} = 312 \text{ L/dia}$$

$$Q_{2\text{méd}} = 1100 \text{ L/dia}$$

$$Q_{2\text{máx}} = 1248 \text{ L/dia}$$

A vazão aplicada, portanto, foi adequada à fossa séptica fornecida e pré-dimensionada e não o contrário.

3.8.3. Vertedor Thompson

$$Q_{1\text{máx}} = 4,0 \text{ m}^3/\text{dia};$$

$$Q_{2\text{máx}} = 1,248 \text{ m}^3/\text{dia};$$

O bombeamento do sistema foi realizado por duas bombas submersas da marca Ferrari XKS de ½ cv e em regime de revezamento quinzenal.

3.8.4. Parâmetros de Dimensionamento (PROSAB 2);

- DBO₅ do afluente em média: 300 mg/L;
- OD mínima no filtro aerado submerso 3 mg/L;
- SST do afluente em média: 200 mg/L;
- Relação DBO₅/DQO: 0,5.

- **Caixa coletora de Gordura**

- Tempo de detenção hidráulico no período com vazão de 52 L/h: TDH = 0,46 h

- **Fossa séptica**

A fossa séptica foi dimensionada seguindo as normas da ABNT (NBR 7229 e NBR 13969).

- Tempo de detenção hidráulica na vazão de 52 L/h (1248 L/d): TDH = 25,4 h;

- **Filtro aerado submerso com suporte móvel**

- Área superficial específica do meio de enchimento adotado: 200 m²/m³ ;

- Carga orgânica superficial adotada 0,014 kg DBO/m².d;

- Tempo de detenção hidráulica na vazão de 52 L/h (1248 L/d): TDH = 23,1 h.

A aeração do tanque foi realizada por um compressor da marca Pressuri de ½ de cv.

- Volume de ar fornecido: 106,5 m³/d

- Taxa de aeração: 53,25 m³/d.kg DBO.

- **Decantador secundário**

- Taxa de escoamento superficial aplicada: 1,2 m³/m².d;

- Tempo de detenção hidráulica na vazão de 52 L/h: TDH = 18,5 h.

- **Tanque vegetado com aguapé (fluxo superficial)**

- Taxa máxima de carregamento (TMC): 300 kg DBO/ha.d;

- Taxa de escoamento superficial: 0,58 m/d;

- Área requerida: 0,00017 ha/m³.d;

- Altura da lâmina d'água: 33 cm;

- Tempo de detenção hidráulica na vazão de 52 L/h: TDH = 13,1 h;

- **Tanque de alga**

- Taxa de escoamento superficial: 0,58 m³/m².d;

- Taxa máxima de carregamento (TMC): 157,5 kg DBO/ha.d;

- Altura da lâmina d'água: 27 cm;

- Tempo de detenção hidráulica na vazão corrigida de 52 L/h: TDH = 10,7 h.

- **Tanque vegetado com Cyperaceae (fluxo subsuperficial vertical)**

- Taxa máxima de carregamento (TMC): dados não encontrados para o gênero
- Taxa de escoamento superficial: $0,58 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$
- Profundidade de Substrato: 0,25 m;
- Taxa de aplicação de DBO: $0,012 \text{ Kg DBO}/\text{m}^2.\text{dia}$;
- Tempo de detenção hidráulica na vazão de 52 L/h: TDH = 4,3 h.

- **Tanque vegetado com Poaceae (fluxo subsuperficial horizontal)**

- Taxa máxima de carregamento (TMC): $99,3 \text{ kg DBO}/\text{ha.d}$;
- Taxa de escoamento superficial: $0,58 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$
- Área requerida: $0,00017 \text{ ha}/\text{m}^3.\text{d}$;
- Profundidade de Substrato: 0,35 m;
- Tempo de detenção hidráulica na vazão de 52 L/h: TDH = 2,4 h;

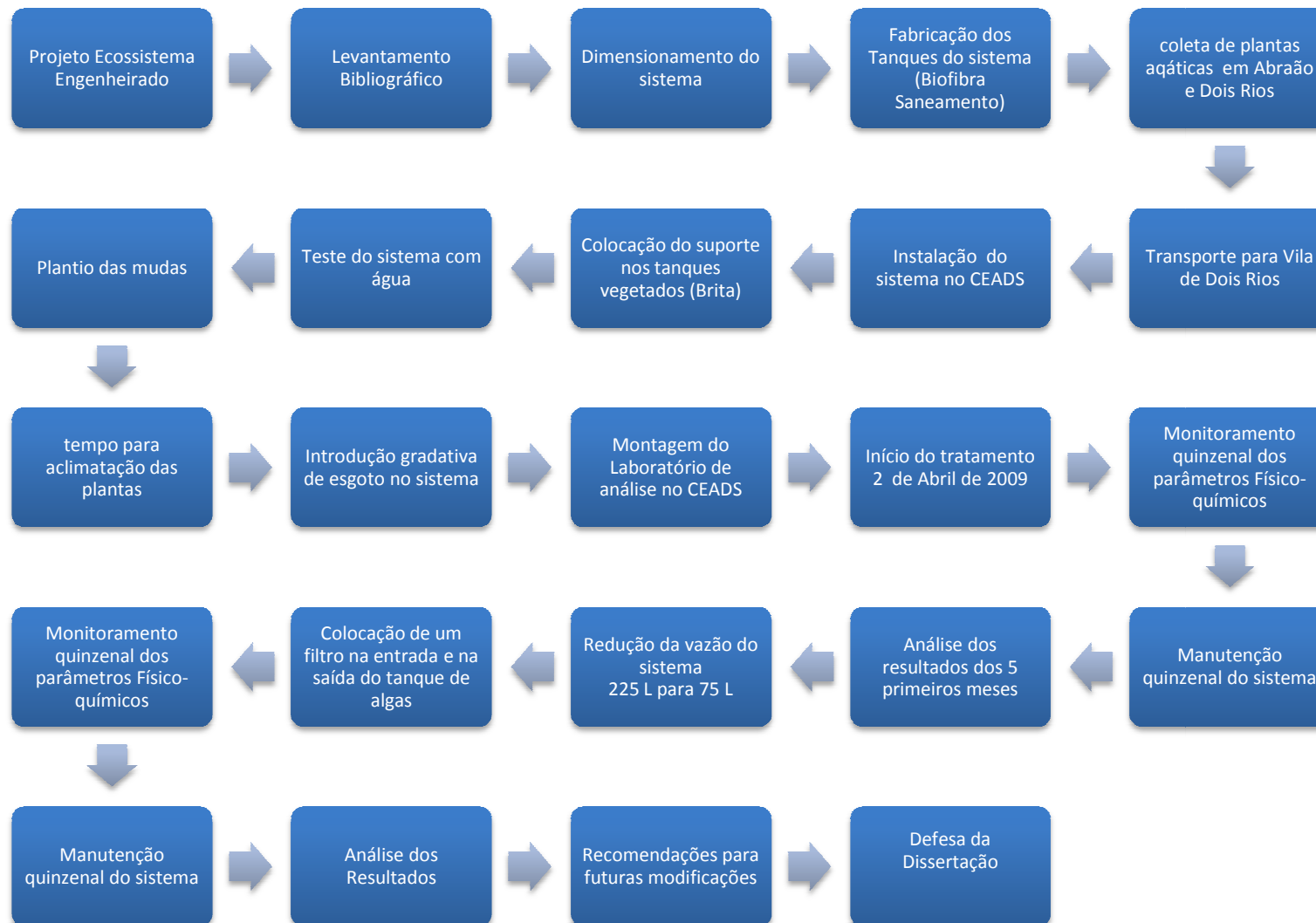


Figura 17: Fluxograma das atividades realizadas durante o desenvolvimento do projeto de mestrado.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Caracterização do Ecossistema Engenheirado instalado no CEADS

O Ecossistema Engenheirado iniciou seu processo de tratamento do efluente no dia 2 de Abril de 2009, após 2 meses de instalação e 1 mês de teste e aclimatação dos tanques vegetados. O sistema foi operado e monitorado ao todo por 200 dias, com coletas quinzenais, quando o presente projeto foi encerrado. Entretanto, o monitoramento continua desde então, como parte da fase de aperfeiçoamento e redimensionamento de algumas unidades a ser realizado ao longo de 2010.

A planta desse sistema descentralizado ocupou no total, uma área de 25,2 m². A vazão inicial foi de 200 L/h (por motivos apresentados no ítem 3.8.2 Vazão) que correspondeu ao tratamento de 4800 L/dia, com um tempo de retenção hidráulico total (TRH) de 1,55 dias (37,3 h). Na segunda etapa de monitoramento a vazão foi reduzida para 52 L/h e passou a tratar o equivalente a 1248 L/dia, com um TRH total de 4,56 dias (109,4 h).

O CEADS possui algumas características peculiares que não permite sua classificação como hospedaria, restaurante ou residência. Trata-se de um centro de estudos em uma ilha, que tem uma flutuação constante de frequência de alunos, pesquisadores e professores e emprega um total de 53 funcionários, distribuídos pela Vila de Dois Rios em diferentes turnos, onde muitos não contribuem diretamente no esgoto gerado e tratado pelo sistema; a estimativa de contribuição *per capita* do esgoto varia de 87 L dia. Sendo assim, o ecossistema engenheirado tem capacidade de tratar o esgoto produzido por uma faixa de 14,3 pessoas, e a taxa de área ocupada pelo sistema por pessoa é de 1,7 m² pe⁻¹.

Com relação à parte estrutural geradora de efluente, o CEADS conta com: um refeitório de 40 lugares; 2 laboratórios (5 pias), que são usados para a realização de pesquisa e aulas práticas de diversas disciplinas, de diferentes cursos; 2 alojamentos (total de 40 camas), 4 suítes (total de 13 camas); e 10 banheiros, sendo 12 chuveiros e 17 vasos sanitários.

Para uma melhor compreensão dos resultados dos dados de monitoramentos, gerados durante o período de operação, cabe ainda ressaltar mais algumas características peculiares da parte estrutural e funcional do CEADS. Uma das características mais preocupantes é a frequente queda de luz ou da voltagem, podendo ocorrer queima de aparelhos elétricos/eletrônicos como bombas submersas e compressores, ou até longos períodos de falta

de luz, comprometendo a qualidade e a eficiência do tratamento. Durante esses 200 dias de operação ocorreram alguns episódios de falta de luz, e o tempo máximo foi de três dias. Além disso, por vezes, a queda de voltagem provocou o desarme do disjuntor do compressor, parando momentaneamente a oxigenação até que fosse religado. Esses eventos de falta de luz e queda de voltagem são provocados por queda de árvores nas linhas de transmissão; sobrecarga provocada por altas taxas de ocupação de algumas localidades como Abraão, principal ponto de chegada de turistas na ilha; e motivos adversos. Estes eventos não chegaram a prejudicar o tratamento, porém contribuíram para uma oscilação dos resultados maior do que o teoricamente esperado.

Outra peculiaridade que está sendo investigada é a rotina da limpeza dos dois turnos e o uso de produtos de limpeza em diferentes concentrações. Essa suspeita foi levantada devido a algumas taxas encontradas no monitoramento (ex: taxa relativamente baixa de DBO/DQO para esgoto doméstico) e que levam a crer que algumas vezes alguns produtos de limpeza podem estar sendo usado numa concentração diferente da recomendada pelo fabricante, mesmo após explicações sobre a importância da diluição correta dos produtos, junto às funcionárias dos dois turnos. Os efeitos são sentidos principalmente após disciplinas oferecidas no Centro ou em alguns eventos esporádicos, como a inauguração do Ecomuseu, que conta a história do presídio de Dois Rios, que levou 150 pessoas ao local.

4.2. Caracterização do efluente CEADS

Na Tabela 7 estão apresentados alguns parâmetros que caracterizam o efluente gerado no CEADS e o afluente do Ecossistema Engenheirado, antes da passagem pela caixa controladora de vazão.

Tabela 7: Perfil do efluente gerado pelo CEADS, medido antes da passagem pela caixa controladora de vazão.

Parâmetros	Unidades	Valores médios
Alcalinidade	mg/L CaCO ₃	400
Cloreto	mg Cl/L	55,5
Condutividade	μS/cm	491
DBO ₅	mg/L	226
DQO	mg/L	512,2
COT	mg/L	93,7
Dureza	mg/L Ca CO ₃	48
Fósforo T	mg/L	23,3
N Amoniacal	mg/L	21,06
Nitrato	mg/L	1,86
Nitrito	mg/L	0,32
OD mg/L	mg/L	0,38
OD saturação	%	4,53
OG	mg O.G./L	236,8
pH	-	6,88
SDT	mg/L	317
SSF	mg/L	20
SST	mg/L	180
SSV	mg/L	160
ST	mg/L	497
Temperatura	°C	24,4

4.3. Comparação com as taxas usualmente encontradas na literatura

A caracterização prévia quantitativa e qualitativa do afluente de um sistema de tratamento de esgoto é necessária para o seu correto dimensionamento e pode ajudar a explicar o funcionamento do sistema, assim como as taxas de remoção e a eficiência de cada unidade.

Porém, quando não é possível fazer essa caracterização prévia, são usados valores estimados, que são tipicamente encontrados em estações de pequeno e grande porte no Brasil. Esses valores (Tabela 8) são o resultado de anos de estudos, por diversos pesquisadores em diferentes regiões brasileiras, tais como: Odir Roque, Marcos Von Sperling, Eduardo Jordão, Constantino Arruda, Carlos Chernicharo, Cícero Onofre, Ricardo Franci Gonçalves, Pedro Pinho, entre outros.

Tabela 8: Comparação dos valores de caracterização do afluente do Ecossistema Engenheirado com valores obtidos na literatura.

Parâmetros	Unidades	Valores Médios	Faixa Típica	Valor Típico
Alcalinidade	mg/L CaCO ₃	317,15	100 - 250	200
Cloreto	mg Cl/L	55,5	-	-
Condutividade	μS/cm	491,3	-	-
DBO	mg/L	226	100 - 400	300
DQO	mg/L	512,2	200 - 800	400
COT	mg/L	93,7	-	-
Dureza	mg/L Ca CO ₃	48	-	-
Fósforo Tot	mg/L	23,3	4 - 15	7
N Amoniacal	mg/L	21,06	20 - 35	25
Nitrato	mg/L	1,86	0 - 1	≈ 0
Nitrito	mg/L	0,32	≈ 0	≈ 0
OD mg/L	mg/L	0,38	≈ 0	≈ 0
OD saturação	%	4,53	≈ 0	≈ 0
OG	mg O.G./L	236,8	50 - 150	-
pH	-	6,88	6,7 - 8	7
SDT	mg/L	317	500 - 900	700
S SD	mL/L	14	10 - 20	15
SSF	mg/L	20	40 - 100	80
SST	mg/L	180	200 - 450	350
SSV	mg/L	160	165 - 350	320
ST	mg/L	497	700 - 1350	1100
Temperatura	°C	24,4	20 - 25	23

Fonte: Von Sperling (2006, p 112); Jordão & Pessôa (2005).

Com os valores apresentados na Tabela 8 verificou-se que em alguns parâmetros como DBO, DQO, nitrogênio amoniacal, pH, sólido sedimentável e temperatura, os valores estão na faixa esperada. Outros como nitrato, nitrito, oxigênio dissolvido, também estão bem próximos. A série de sólidos apresentou valores abaixo das faixas esperadas. Por outro lado, alguns parâmetros foram superiores aos valores da literatura, tais como a alcalinidade, que variou em concentração, nos valores da faixa típica (até 250 mg/L CaCO₃) até o dobro do valor típico normalmente encontrado (400 mg/L CaCO₃); fósforo total e óleos e graxas. Esses dois últimos podem ser consequência da quantidade de refeições servidas no refeitório, para os funcionários e frequentadores do CEADS. Valores altos de alcalinidade e fósforo sugerem o uso de produtos de limpeza em quantidades excessivas, como já mencionado.

Segundo Jordão & Pessôa (2005), alguns parâmetros são típicos de esgotos fortes, médios e fracos dependendo dos valores encontrados. Usando os valores da Tabela 8 foi feita a classificação de alguns parâmetros (Jordão & Pessôa, 2005) (Tabela 9).

Tabela 9: Classificação do afluente do Ecossistema Engenheirado segundo diferentes parâmetros conforme descrito por Jordão & Pessoa (2005).

Parâmetros	Classificação do esgoto
DQO	Médio para Forte
DBO	Fraco
Fósforo Total	Forte
Nitrito	Forte
Nitrato	Forte
Sólidos Totais	Fraco
Sólidos Suspensos Totais	Fraco para Médio
Sólidos Suspensos Voláteis	Médio
Sólidos Suspensos Fixos	Fraco
Sólidos Dissolvidos Totais	Médio para Fraco
Sólidos Sedimentáveis	Médio para Forte

A grande para DQO (médio a forte) e para DBO (fraco) (Tabela 9) resulta em uma baixa taxa DBO/DQO contradição dos valores de esgotos. Essa baixa relação, conforme mencionado anteriormente, pode estar ligada ao uso de alguns produtos químicos pelo CEADS. Para verificar possíveis interferentes foram testados o cloreto e a dureza, que apresentaram valores normais e a condutividade, que apresentou grandes variações e em determinadas épocas, valores altos (994 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Um estudo mais detalhado deve ser feito com análises mais específicas para determinar o que está promovendo a elevação da DQO.

Os teores de nitrito e o nitrato, segundo Jordão & Pessoa (2005), foram classificados tipicamente de esgotos fortes, provavelmente devido à fase inicial de nitrificação ainda no tanque de equalização, devido ao retorno do excesso de esgoto da caixa controladora de vazão. Isto pode ser verificado pela presença de oxigênio dissolvido, devido ao constante revolvimento do esgoto presente no tanque de equalização.

4.4. Adaptação das plantas

A seguir, é apresentado o comportamento inicial, no período da adaptação e aclimação de cada tipo de macrófita usada no tratamento por sistema alagado.

4.4.1. *Eichhornia crassipes*

Como previsto, o aguapé apresentou uma rápida adaptação às condições do tanque, e um crescimento muito acelerado, tendo em vista que foram introduzidos apenas 5 espécimes e num período inferior a 3 semanas, biomassa já ocupava toda a superfície do tanque, ou seja, 2 m². Outros autores verificaram tempos superiores de adaptação, chegando a dois meses, em alguns casos como Solano *et al.* (2004); porém deve ser levado em consideração as condições climáticas e as características de cada efluente.

Apesar dessa rápida adaptação e crescimento, alguns espécimes apresentaram, em folhas já maduras, pontos e/ou manchas amareladas ou amarronzadas com aspecto de “ferrugem”, típicas de altas cargas poluidoras que acelera o processo de senescência. Estas foram removidas, buscando uma seleção das mais adaptadas e tolerantes. Comportamento semelhante foi verificado por Sooknah & Wilkie (2004), que comparou tanques que recebiam altas cargas poluidoras e tanques com diluição do efluente.

Um aspecto que não estava sendo esperado durante o desenvolvimento da *Eichhornia crassipes*, porém também observado por Sooknah & Wilkie (2004), foi o curto comprimento das raízes. Sooknah & Wilkie (2004) atribuiu tal fato como sendo consequência da alta carga poluidora; todavia, outros fatores também podem estar afetando o desenvolvimento das raízes, como o baixo fluxo ou a velocidade superficial do líquido, o confinamento, a aglomeração e a pouca influência dos ventos.

Contudo, o aguapé mostrou-se bem adaptado às condições e o posicionamento do tanque no sistema, sendo o primeiro tanque vegetado, com uma produção de biomassa quinzenal muito superior as outras macrófitas (Calheiros *et al.*, 2007), sendo retiradas 25% do total da superfície ocupada por ela a cada 15 dias, com a vantagem da mesma ser facilmente coletada e retirada do tanque.

Segundo Diniz *et al.* (2005), o grande problema apresentado pelos aguapés é que se não for feito manejo constante através de retirada de biomassa, essas plantas podem acelerar o processo de assoreamento e elevar os teores de nutrientes devido à sua decomposição. Ainda, segundo Diniz *et al.* (2005), o manejo adequado é importante para manter o poder de filtração, absorção e biodegradação pelo biofilme associado às raízes.

4.4.2 Algas

As algas, por serem grandes consumidoras de fósforo e nitrogênio e terem rápido crescimento e grande produção de biomassa (Hussar et al., 2004), foram escolhidas para fazer parte do tratamento. Em Kavanagh & Keller (2007), a presença das algas foi questionada, pois não teve a eficiência esperada. Contudo, as condições oferecidas por aqueles autores não foram as ideais para o seu desenvolvimento. Melhores condições, como maior volume do tanque, TRH e superfície de contato superior e menor turbidez foram buscadas no presente sistema de tratamento.

Apesar das algas já estarem presentes no esgoto, em pouca quantidade, sua adaptação e desenvolvimento inicial não foram boas. Um fator que teve grande influência foi a vazão usada no início da operação (200 L/h). Com isso, uma alta carga de poluentes e turbidez, ainda remanescentes acumulou-se no tanque retardando o processo inicial de adaptação. Esse problema foi resolvido com a redução da vazão para 52 L/h, introdução de suportes móveis (*carriers*) e a colocação de um filtro de brita no primeiro compartimento, logo na entrada do tanque. Após estas mudanças, em 15 dias houve a colonização das algas nos suportes e paredes do tanque.

A introdução de um suporte, no caso bobs de cabelo de plástico (sugestão verbal do pesquisador Daniel Raices) (área superficial específica do suporte adotado: 200 m²/m³), aumentou a superfície de contato, facilitando a permanência das algas na superfície d'água evitando que a biomassa fosse levada para o fundo do tanque pelo fluxo. Suportes artificiais para biofilme (*carriers*) têm sido usados em estudos de tratamento de esgotos em lagoas (Bento *et al.*, 2005), sendo relatado o aumento na adesão e imobilização das espécies de microrganismos, e o aumento no tempo de permanência e concentração. Assim como Bento *et al.* (2005), foi observada uma presença maior das algas aderidas aos suportes do que em suspensão.

A permanência das algas nos tanques foi possível também devido ao fato de que o tanque de algas antecedia dois tanques com meio filtrante (brita 1) e fluxo sub-superficial, reduzindo, desta forma, a quantidade de algas lançadas no rio.

4.4.3 Cyperaceae - *Schoenoplectus sp.*

Para o terceiro tanque, foi escolhida uma macrófita emergente, coletada às margens do rio Barra Grande, ao lado do CEADS. Esta macrófita, inicialmente classificada como taboa - *Typha sp.* - durante o período de monitoramento foi identificada como sendo, na realidade, *Schoenoplectus sp.* da família Cyperaceae.

Esta Cyperaceae teve um período de adaptação de 2 meses, após os quais, podas quinzenais passaram a ser feitas. Esta macrófita foi escolhida por apresentar tolerância a ambientes eutróficos, e pelo seu rápido crescimento e produção de biomassa, que foi verificado ao longo do período de monitoramento. Segundo Klomjek & Nitorisavut (2005), algumas espécies de plantas emergentes, como as da família das Cyperaceae possuem grande capacidade de remoção de nitrogênio e DBO.

Apesar de já adaptada às condições do tanque, e apresentar bons dados de remoção, foi possível observar em algumas folhas, assim como no aguapé, pontos e manchas amareladas ou amarronzadas com aspecto de “ferrugem”. Estas folhas, assim como no aguapé, foram removidas, buscando uma seleção das mais adaptadas e tolerantes.

4.4.4 Poaceae - *Panicum cf. racemosum*

Para o quarto tanque, foi usada uma espécie de gramínea, *Panicum cf. racemosum*, da família Poaceae, que possui raiz capilar e rápido crescimento. O *Panicum cf. racemosum* foi coletado no exato local do rio onde era lançado o efluente tratado do CEADS. Sua adaptação as condições do tanque não foi difícil e, além disso, por ser o último tanque do tratamento, recebia um efluente já tratado e com baixa taxa de carga orgânica.

4.5 Ocorrência de insetos e moluscos

Os mosquitos e os caramujos estiveram sempre presentes durante o período de monitoramento, mesmo com a manutenção frequente praticada.

Os caramujos africanos, *Achatina fulica*, apesar de comuns na Ilha Grande, são considerados espécie invasora, além disso, são potencial transmissores de doenças (Mbuligwe, 2005) e por estarem nas proximidades de um sistema de tratamento de esgoto, o risco de contaminação aumenta, por isso, todos que foram encontrados foram coletados com a devida proteção, e foram sacrificados.

Com relação aos mosquitos, verificou-se um detalhe interessante: durante o processo de tratamento nas diferentes etapas, houve uma sucessão ou uma mudança nas espécies de mosquitos dedicados a cada tanque. Na fossa séptica e no decantador era comum a presença dos mosquitos do gênero *Telmatoscopus* (Figura 18 a), já nos tanques vegetados o esgoto apresentava características mais clarificadas, e era comum o gênero *Culex* (Figura 18 b), mas não era visto o gênero *Telmatoscopus*. Essa sucessão pode ter, eventualmente implicações de interesse ecológico associadas aos hábitos e fisiologia dessas espécies.

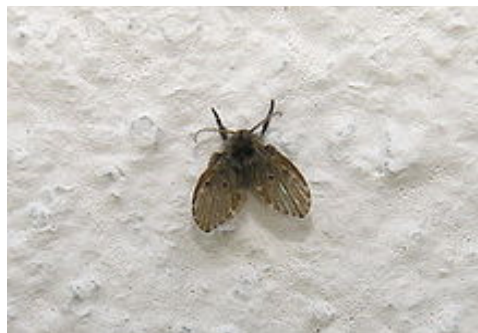


Figura 18 a: Foto do Gênero *Telmatoscopus*.
Fonte: Wikipédia (2009).



Figura 18 b: Foto de um adulto Fêmea (esquerda) e um adulto Macho (direita) do gênero *Culex*. **Fonte:** Biblioteca de pragas (site D.D.DRIN, 2009).

O controle dos mosquitos foi feito de duas formas: com a retirada das larvas dos tanques com uma peneira, e quando na fase adulta, confinada no telado, através de armadilhas e iscas. O controle das larvas nos tanques vegetados tornou-se necessário, pois as larvas presentes no tanque de algas estavam se alimentando das algas, promovendo a sua redução.

4.6 Correção na vazão

A correção na vazão para adequação às dimensões da fossa séptica ocorreu aos 148 dias de operação, quando a vazão foi reduzida de 200 L/h, para 52 L/h. Tal correção na vazão foi essencial para a evolução do tratamento e para o aumento da eficiência total do sistema (Tabela 10 a, b). Três dias após a mudança, os resultados já apresentaram uma melhoria, principalmente no filtro aerado submerso. Mbuligwe (2005) em seu trabalho, também relatou a influência do TRH e das taxas de carga orgânica na eficiência de tratamento do sistema. Porém, em seu trabalho foi usado uma variação das cargas aplicadas ao longo do dia com pico (214,7 L/h) em horários críticos (9:00 às 10:00 h) e baixa vazão em outros horários (2,5 L/h das 15:00 às 17:00 h), totalizando uma carga diária de 2043 L e uma média 85,13 L/h. No presente trabalho foi usada uma caixa controladora de vazão que distribuiu uniformemente a vazão diária, eliminando períodos críticos, sendo compensado em horários de baixa vazão, garantindo uma uniformidade de vazão de 200 L/h (inicialmente) e 52 L/h e totalizando uma carga diária média de 1050 L.

Kavanagh & Keller (2007), em seu trabalho, optaram por usar tratamento por batelada, ou seja, em ciclos de enchimento, aeração e decantação, totalizando um volume diário de 1350 L. Este sistema apesar de ter sua vazão controlada por ciclos, oscilou entre períodos de pico, quando era acionada a bomba e o tanque esvaziava, e períodos sem vazão durante o ciclo. Este processo de transferência do efluente deve ser feito de forma que não venha a provocar grandes mudanças nos tanques seguintes, pois qualquer alteração na qualidade desse efluente pode comprometer o funcionamento dos tanques seguintes. Por esta razão, e pelo uso de mais uma bomba durante o processo, optou-se pelo fluxo contínuo. A caixa controladora de vazão foi necessária, pois com uma vazão controlada reduziu-se a necessidade de tanques maiores que garantissem o tratamento em horários críticos de picos de vazão, contribuindo para redução do espaço ocupado pela estação.

Alguns trabalhos como Zimmels (2006), Solano *et al.* (2004), Brasil *et al.* (2007), Bastos *et al.* (2005), Zacarkim *et al.* (2007), Mbuligwe (2005) também testaram diferentes vazões e obtiveram diferentes respostas, mostrando que as vazões são determinadas para cada tipo de sistema, local de implantação, característica do efluente, eficiências desejadas, Legislação vigente, tipos e espécies de plantas usadas, entre outros fatores, ou seja, a vazão aproximada pode ser calculada inicialmente para o dimensionamento do sistema, porém só pode ser determinada após um período de operação e monitoramento, podendo ser reajustada para mais ou menos que o calculado, dependendo dos fatores acima citados.

4.7 Mudança no comportamento do sistema

Com a correção da vazão, foi constatada uma maior eficiência de remoção de alguns parâmetros logo após o 2º dia, por ocasião do monitoramento dos tanques (Tabela 10a, b).

Com a redução da vazão e o conseqüente aumento no TRH, foi possível obter um ganho de eficiência nas taxas de remoção para os parâmetros analisados e com isso, um aumento na eficiência do sistema. Este comportamento foi verificado também por Solano *et al.* (2004), que constatou a existência de uma diferença significativa entre as eficiências de remoção do sistema e a taxa de aplicação hidráulica, onde as maiores porcentagens de redução foram obtidas com uma vazão menor e um TRH maior.

A relação entre a vazão ou carga hidráulica, a eficiência do tratamento e o TRH, também foi citada por Mbuligwe (2005), Almeida *et al.* (2007b), e Bento *et al.* (2003), como sendo de grande importância, pois tem influência direta na redução de algumas taxas como a carga orgânica e os sólidos em suspensão.

Outro possível fator de influência nas baixas taxas de remoção, foi a sobrecarga do sistema, principalmente do filtro aerado submerso, que como consequência apresentou baixas taxas de oxigenação do efluente, ficando abaixo dos 3 mg O₂/L (88,8 m³ de aeração/dia, de acordo com o modelo de compressor usado), limitando assim, as atividades aeróbias, principalmente na nitrificação e na oxidação da matéria orgânica. Sendo assim, influenciou diretamente nas baixas médias de remoção de Nitrogênio Amoniacal. Comportamento semelhante foi verificado por Colmenarejo *et al.* (2006), nas ETEs de Encinar, Jardines e Chopera na Espanha que operavam com sobrecargas de 9 %, 10 % e 71 %, respectivamente e com isso, não estavam sendo fornecidas as taxas de O₂ suficientes para oxidação da matéria orgânica.

Tabela 10 a: Valores médios para vazão de 200 L/h (mín.- máx.) antes da correção (% remoção).

PARÂMETRO	BR	GOR	FS	FA	DEC	AGU	ALG	CYP	POA (EFL EE)
OD mg/L (N=8)	0,34 (0,22 - 0,48)	0,26 (0,17 - 0,44) (23,5%)	0,31 (0,14 - 0,57) (-19,2%)	0,23 (0,13 - 0,47) (25,8%)	0,21 (0,12 - 0,43) (8,7%)	0,28 (0,11 - 0,52) (-33,3%)	0,37 (0,13 - 0,74) (-32,1%)	0,29 (0,12 - 0,65) (21,6%)	0,28 (0,14 - 0,64) (3,4%)
pH (N=8)	6,53 (5,65 - 7,65)	6,58 (6,18 - 7,58) (-0,8%)	6,51 (6,0 - 7,0) (1,1%)	7,18 (6,82 - 7,44) (-10,3%)	7,07 (6,88 - 7,21) (1,5%)	6,98 (6,75 - 7,13) (1,3%)	7,03 (6,8 - 7,23) (-0,7%)	7,11 (6,74 - 7,9) (-1,1%)	6,99 (6,71 - 7,27) (1,7%)
Cond (µS/cm) (N=6)	698,3 (490 - 994)	662,8 (377 - 1054) (5,1%)	706,6 (541 - 929) (-6,6%)	704 (466 - 892) (0,4%)	743,4 (501 - 950) (-5,6%)	762,3 (513 - 976) (-2,5%)	788,9 (549 - 986) (-3,5%)	784,2 (541 - 984) (0,6%)	792,3 (358 - 979) (-1%)
Temp (°C) (N=6)	23,42 (20,9 - 26,4)	23,35 (20,8 - 26,2) (0,3%)	23,14 (20,6 - 25,9) (0,9%)	23,02 (20,5 - 25,5) (0,5%)	23,06 (20,4 - 26) (-0,2%)	22,75 (20,4 - 25,2) (1,3%)	22,66 (20,3 - 24,8) (0,4%)	22,56 (20,5 - 24,5) (0,4%)	22,1 (20,5 - 23,2) (2%)
TDS (mg/L) (N=6)	357 (240 - 487)	351 (185 - 516) (1,7%)	354 (265 - 455) (-0,9%)	352 (228 - 437) (0,6%)	371 (245 - 466) (-5,4%)	381 (252 - 478) (-2,7%)	393 (269 - 438) (-3,1%)	391 (265 - 482) (0,5%)	394 (267 - 480) (-0,8%)
Nitrito (mg/L) (N=8)	0,31 (0,1 - 0,68)	0,35 (0,22 - 0,64) (-12,9%)	0,29 (0,15 - 0,41) (17,1%)	0,46 (0,35 - 0,63) (-58,6%)	0,42 (0,26 - 0,60) (8,7%)	0,35 (0,18 - 0,47) (16,7%)	0,35 (0,25 - 0,41) (0%)	0,34 (0,21 - 0,43) (2,9%)	0,52 (0,3 - 2,69) (-52,9%)
Nitrato (mg/L) (N=3)	0,63 (0,4 - 0,8)	0,56 (0,5 - 0,7) (11,1%)	0,36 (0,3 - 0,4) (35,7%)	0,55 (0,4 - 0,7) (-52,8%)	0,58 (0,4 - 1,0) (-5,5%)	0,58 (0,4 - 0,8) (0%)	0,46 (0,4 - 0,6) (20,7%)	0,67 (0,5 - 1,0) (-45,7%)	0,54 (0,4 - 0,8) (19,4%)
N Amon (mg/L) (N=3)	49 (30 - 80)	49 (30 - 80) (0%)	52,9 (40 - 70) (-8%)	54,8 (50 - 60) (-3,6%)	60 (60 - 60) (-9,5%)	60 (60 - 60) (0%)	60 (60 - 60) (0%)	64,8 (60 - 70) (-8%)	64,8 (60 - 70) (0%)
DQO (mg/L O2) (N=6)	627 (424 - 1149)		522 (336 - 840) (16,7%)	403 (261 - 521) (22,8%)	467 (271 - 679) (-15,9%)	389 (244 - 476) (16,7%)	359 (259 - 431) (7,7%)	352 (219 - 546) (1,9%)	310 (204 - 373) (11,9%)
DBO (mg/L O2) (N=4)	282,9 (119 - 527)		189,9 (140 - 222) (32,9%)	149,1 (90 - 222) (21,5%)	138,1 (114 - 156) (7,4%)	102,9 (70 - 143) (25,5%)	112,7 (80 - 176) (-9,5%)	126,1 (98 - 170) (-11,9%)	88,9 (68 - 200) (29,5%)
P tot (mg/L) (N=3)	20,2 (13,6 - 30,1)		18,4 (12,3 - 25,3) (8,9%)	17,8 (10,9 - 22,6) (3,3%)		18,6 (10,7 - 23,3) (-4,5%)	18,7 (10,8 - 23,9) (-0,5%)	18,1 (10,5 - 22,6) (3,2%)	19,4 (10,6 - 25,3) (-7,2%)

N= número de amostras analisadas.

Tabela 10 b: Valores médios para vazão de 52 L/h (mín. - máx.) após a correção (% remoção).

PARÂMETRO	BR	GOR	FS	FA	DEC	AGU	ALG	CYP	POA (EFL EE)
OD mg/L (N=5)	0,57 (0,18 - 1,8)	0,43 (0,17 - 0,82) (24,6%)	0,51 (0,13 - 1,14) (-18,6%)	3,77 (3,42 - 4,05) (-639,2%)	1,79 (0,36 - 3,33) (52,5%)	1,19 (0,1 - 2,77) (33,5%)	1,25 (0,1 - 3,69) (-5%)	0,8 (0,1 - 1,29) (36%)	1,22 (0,1 - 2,88) (-52,5%)
pH (N=5)	6,8 (6,6 - 7,1)	6,9 (6,7 - 7,4) (-1,5%)	6,7 (6,6 - 7,1) (2,9%)	7,4 (7,3 - 7,6) (-10,4%)	7,2 (7 - 7,6) (2,7%)	7,1 (7 - 7,3) (1,4%)	7,2 (7 - 7,5) (-1,4%)	7,1 (7 - 7,3) (1,4%)	7,1 (6,7 - 7,4) (0%)
Cond (µS/cm) (N=5)	360 (145 - 977)	377 (155 - 1069) (-4,7%)	454 (228 - 977) (-20,4%)	528 (327 - 792) (-16,3%)	594 (384 - 771) (-12,5%)	646 (498 - 766) (-8,8%)	676 (590 - 784) (-4,6%)	678 (601 - 787) (-0,3%)	698 (630 - 805) (-2,9%)
Temp (°C) (N=5)	24,4 (23 - 26)	24,6 (23,7 - 25,8) (-0,8%)	24,2 (24 - 25) (1,6%)	24,1 (23,5 - 25) (0,4%)	24 (23 - 25) (0,4%)	23,9 (22,5 - 25) (0,4%)	23,9 (23 - 25) (0%)	23,8 (22,5 - 25) (0,4%)	23,8 (22 - 25) (0%)
TDS (mg/L) (N=5)	255 (119 - 479)	272 (121 - 524) (-6,7%)	270 (111 - 479) (0,7%)	269,6 (160 - 388) (0,1%)	299 (188 - 378) (-10,9%)	320,2 (244 - 376) (-7,1%)	333,2 (289 - 384) (-4,1%)	333,4 (294 - 385) (-0,1%)	333,2 (309 - 394) (0,1%)
Nitrito (mg/L) (N=3)	0,23 (0,13 - 0,36)	0,33 (0,26 - 0,42) (-43,5%)	0,22 (0,13 - 0,3) (33,3%)	0,77 (0,26 - 5,65) (-250%)	0,74 (0,2 - 5,92) (3,9%)	0,63 (0,13 - 5,93) (14,9%)	0,34 (0,11 - 1,08) (46%)	0,18 (0,3 - 0,11) (47,1%)	0,26 (0,22 - 0,31) (-44,4%)
Nitrato (mg/L) (N=3)	1,68 (0,86 - 2,4)	1,74 (0,87 - 2,62) (-3,6%)	1,62 (0,83 - 2,51) (6,9%)	1,78 (1,07 - 4,17) (-9,9%)	1,70 (1,09 - 2,98) (4,5%)	1,42 (1,14 - 1,85) (16,5%)	1,20 (0,97 - 1,38) (15,5%)	1,28 (1,11 - 1,43) (-6,7%)	1,28 (1,2 - 1,34) (0%)
N Amon (mg/L) (N=4)	15,4 (6 - 69,5)	18,1 (6 - 104) (-17,5%)	33,5 (12,9 - 89,6) (-85,1%)	33,1 (16 - 58) (1,2%)	40,9 (20,4 - 60,5) (-23,6%)	46,5 (24,4 - 75,8) (-13,7%)	50,1 (24,6 - 79,7) (-7,7%)	50,1 (25,5 - 84,6) (0%)	52,3 (25,8 - 88) (-4,4%)
DQO (mg/L O2) (N=5)	363 (206 - 679)		241 (133 - 448) (33,6%)	61 (13,1 - 140) (74,7%)	80 (44 - 150) (-31,1%)	59 (46,5 - 74,8) (26,3%)	54 (38,2 - 96,5) (8,5%)	37,6 (26,5 - 51,5) (30,4%)	39 (19 - 84) (-3,7%)
DBO (mg/L O2) (N=4)	178 (87 - 304)		138 (75,5 - 239) (22,5%)	45,5 (28 - 67) (67%)	44 (30 - 54) (3,3%)	20,6 (12 - 29,6) (53,2%)	21,5 (16 - 27) (-4,4%)	15 (11 - 20) (30,2%)	12 (10,9 - 13) (20%)
P tot (mg/L) (N=3)	23,3 (14,2 - 30)		24,4 (20 - 28,6) (-4,7%)	20,5 (16,7 - 22,7) (16%)		21,1 (19,7 - 23,3) (-2,9%)	21,8 (19,6 - 23,9) (-3,3%)	20,2 (17,9 - 22,6) (7,3%)	21,0 (17 - 24,4) (-4%)

N= número de amostras analisadas.

4.8 Correção no fluxo do afluente e efluente do sistema

Com a mudança na caixa controladora de vazão, corrigindo a vazão inicial de 200 L/h para 52 L/h, pode se observar nas Figuras 19 e 20, uma melhor distribuição da entrada do afluente no Ecosistema Engenheirado ao longo das horas do dia.

Na Figura 19, o gráfico apresenta picos de atividade, tendo a caixa controladora de vazão a função de limitar a entrada do afluente em 200 L/h, retornando o excesso ao tanque de equalização. Esse comportamento heterogêneo foi visto também em Mbuligwe (2005), e do ponto de vista de economia de energia é mais vantajoso, pois reduz o tempo de uso das bombas, concentrando sua atividade em determinadas horas do dia (Ayaz & Saygin, 1996). Porém do ponto de vista do sistema de tratamento, a entrada de um grande volume em um curto espaço de tempo pode acarretar: pouca eficiência nos processos de sedimentação, com a ressuspensão dos sedimentos, e da flotação, como no caso da retirada de gordura; a variação no TRH, oscilando entre períodos longos e curtos; e uma oxigenação heterogênea dentro dos tanques, prejudicando os processos em cada tanque.

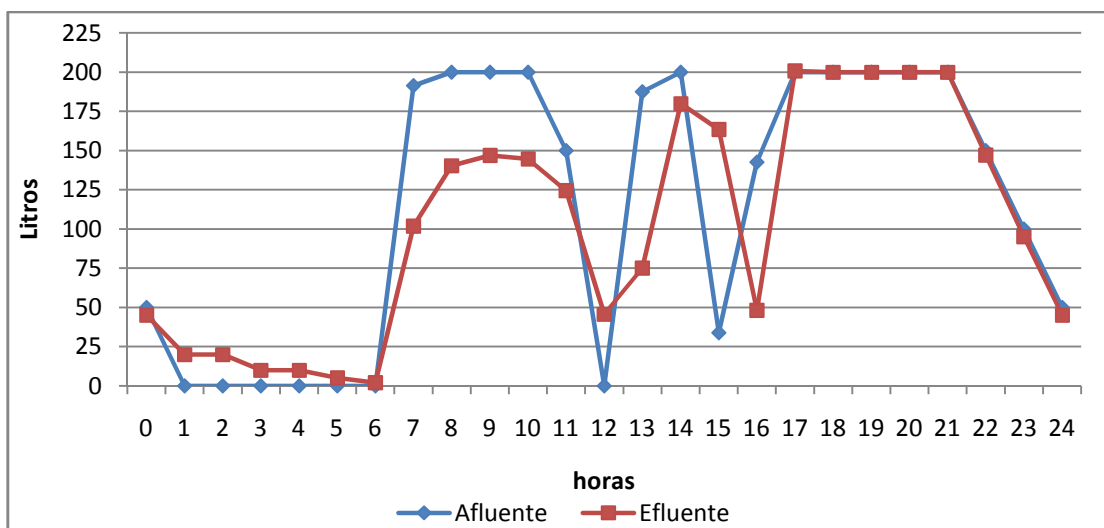


Figura 19: Gráfico da vazão (L/h) do afluente e efluente do Ecosistema Engenheirado na fase inicial de operação, onde a vazão máxima de entrada no período de uma hora foi de 200 L.

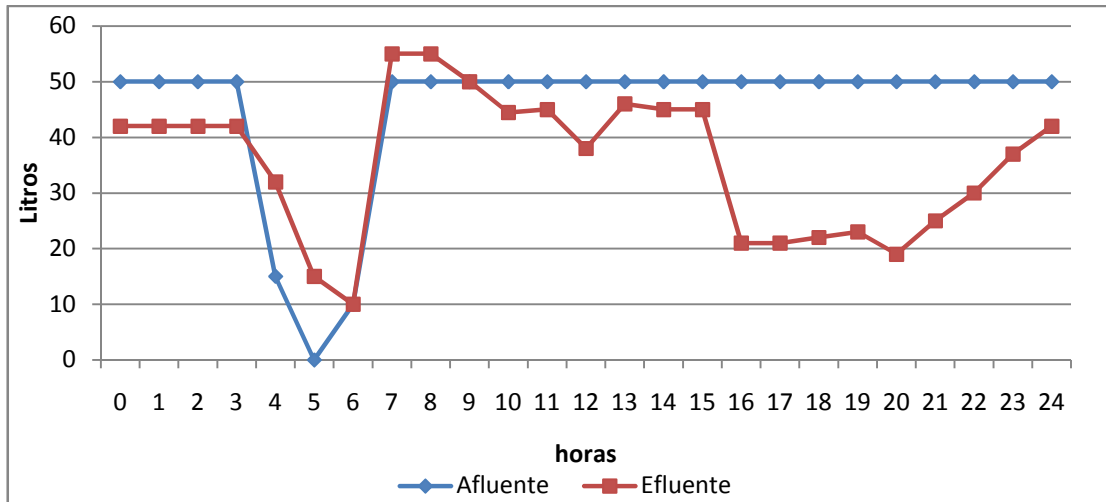


Figura 20: Gráfico da vazão (L/h) do afluente e efluente do Ecosistema Engenheirado, onde a vazão máxima de entrada no período de uma hora (após correção para adequação) foi de 52 L.

Com a redução na vazão, o consumo de energia aumentou, pois o tempo de uso das bombas para a alimentação do sistema foi maior. Porém a vazão passou a ser mais homogênea, distribuindo a vazão ao longo do dia e da noite. Essa vazão regular e constante garantiu um ganho de eficiência total do sistema.

4.9. Tempo de aeração

A redução da vazão e o aumento no tempo de aeração do esgoto melhoraram a eficiência do sistema (Tabela 11). Isto se deve principalmente ao tempo maior de contato (maior TRH) com o OD no filtro aerado submerso, garantindo a oxigenação necessária para que ocorressem os processos biológicos aeróbios. Nesta tabela ainda é possível ver que mesmo mantendo a vazão de 52 L/h, o último mês apresentou uma evolução do sistema, mostrando que este ainda não está estabilizado e pode alcançar taxas maiores de remoção.

Tabela 11: Comparação da remoção de alguns parâmetros (%), pelo sistema, e as taxas de oxigênio dissolvido e tempo de retenção hidráulico no filtro aerado submerso.

Média	OD (mg/L)	TRH (h)	Nitrito (%)	Nitrato (%)	N Amoniacal (%)	DQO (%)	DBO (%)	Fósforo T (%)
Vazão 200 L/h	0,23	6	-156,46	12,50	-43,75	52,96	59,30	-0,47
Vazão 52 L/h	3,77	23	25,81	13,37	-26,39	93,45	93,46	29,03
Último mês	3,42	23	23,74	48,06	47,34	96,69	92,75	40,21

O aumento do TRH proporcionou o aumento do tempo de contato do esgoto com o oxigênio fornecido na parte inferior do tanque. Este aumento do TRH foi necessário para que fosse atingida a taxa mínima de OD (3,0 mg/L) para que ocorressem os processos metabólicos dos microorganismos aeróbios (Hirakawa *et al.* 2002; Bento *et al.*, 2003; Colmenarejo *et al.*, 2006). Ramalho (1996), considera 2,0 mg/L como sendo a taxa mínima para que ocorram os processos aeróbios. Com o aumento nas taxas de OD os microorganismos puderam se desenvolver melhor nos suportes, eliminando a necessidade da recirculação de lodo (Rusten 1984).

Kamiyama (1993), também apresentou o filtro aeróbio submerso como processo compacto para o tratamento complementar dos efluentes de tanques sépticos. O autor cita que o desempenho do filtro para o tratamento dos esgotos foi altamente satisfatório em diversos países, removendo não somente poluentes orgânicos, mas também nutrientes (N e P), através do emprego da tecnologia de biofilme.

4.10. Mudança na dinâmica do tanque de equalização

Com a redução da vazão, a taxa de retorno do excedente da caixa controladora de vazão aumentou, e com isso, uma nova dinâmica foi estabelecida no tanque de equalização. Essa nova dinâmica consiste em uma constante agitação do esgoto presente neste tanque, já que esse retorno era realizado durante o período em que a bomba submersa promovia o bombeamento para o sistema. Esta constante agitação do esgoto manteve uma maior homogeneidade do afluente fornecido para o sistema, evitando a sedimentação de matéria orgânica, que poderia ocasionar uma digestão anaeróbica e maus odores (Von Sperling, 2006). Porém, devido a essa constante agitação, houve uma oxigenação do esgoto fazendo com que o mesmo chegassem à fossa séptica com um OD remanescente baixo (0,38 mg/L), conforme apresentado na Tabela 8.

4.11. Desempenho do Ecossistema Engenheirado (EE)

O Ecossistema Engenheirado instalado no CEADS foi baseado no modelo apresentado por Kavanagh & Keller (2007), com algumas modificações, como, por exemplo, as espécies de plantas utilizadas, adaptadas as condições climáticas da região.

Este sistema é composto de tratamento preliminar (caixa controladora de vazão e caixa de remoção de gordura), tratamento primário (fossa séptica), tratamento secundário (filtro aerado submerso e decantador secundário) e tratamento terciário (3 tipos de *wetlands* ou sistemas alagados e 1 tanque de algas).

A seguir serão apresentados os dados de monitoramento do sistema operado por 200 dias, durante os meses de Abril a Outubro de 2009.

4.11.1. Tratamento primário e secundário

O sistema de tratamento intitulado de Ecossistema Engenheirado é composto por duas fileiras de tanques. A primeira fileira é composta por tanques do tratamento primário e secundário e a segunda fileira é composta pelos tanques vegetados.

Em seguida, serão apresentados os resultados da eficiência de remoção dos parâmetros analisados, obtidos pelo sistema fossa-filtro aerado submerso e decantador secundário.

A Tabela 12 e as Tabelas 10 a, b apresentam um resumo dos resultados das eficiências de remoção de cada tanque para cada parâmetro, que será analisado de forma individual a seguir.

Tabela 12: Comparação dos valores do afluente e da eficiência de cada tanque, nas vazões de 200 e 52 L/h e no último evento de monitoramento.

Parâmetro	Vazão 200 L/h				Vazão 52 L/h				199º dia monitoramento			
	Ref.	FS (%)	FA (%)	DEC (%)	Ref.	FS (%)	FA (%)	DEC (%)	Ref.	FS (%)	FA (%)	DEC (%)
OD	0,3	8,6	23,7	9,5	0,6	10,9	-641,5	52,5	1,8	70,0	-533,3	2,6
pH	6,5	0,2	-10,3	1,6	6,9	2,3	-10,9	3,0	7,0	-1,4	-6,8	0,4
C.E.	596,1	-2,7	3,8	-4,7	360,5	-26,1	-16,2	-12,4	532,0	-83,6	18,9	2,7
Nitrito	0,3	5,9	-55,3	8,6	0,3	8,9	-788,6	-3,8	0,3	-4,7	-1791,5	-4,7
Nitrato	0,6	42,8	-51,8	-6,0	1,9	3,4	-20,9	14,2	2,3	-8,9	-66,0	28,6
N Amon.	49,0	-8,0	-3,5	-9,5	15,4	-117,8	1,2	-23,6	16,5	-444,8	35,4	1,6
DQO	915,3	34,3	21,5	-3,5	363,9	33,6	74,8	-32,3	574,0	37,3	77,4	8,2
DBO	282,9	32,8	21,5	7,4	178,3	22,4	67,1	3,8	303,6	21,2	73,7	18,5
Fósforo T	20,2	9,1	2,9		23,3	-4,6	16,2		14,2	-101,4	20,6	

C.E. – condutividade elétrica; N Amon. – nitrogênio amoniacal; Ref. – valor de referência da média do afluente do sistema; FS – fossa séptica; FA – filtro aerado; DEC – decantador.

4.11.1.1 Oxigênio Dissolvido (OD)

De acordo com a Figura 21, a correção da vazão foi determinante para que fossem atingidas as taxas mínimas de miligramas de oxigênio por litro, 3 mg/L (Hirakawa *et al.* 2002), 2 mg/L (Ramalho, 1996; Araújo *et al.*, 2009) ou 1,5 a 4,0 mg/L (Metcalf & Eddy, 1995), e para que pudessem ocorrer os processos aeróbios, no filtro aerado submerso e nos tanques seguintes, como a oxidação da matéria orgânica e os processos de nitrificação (Colmenarejo *et al.*, 2006).

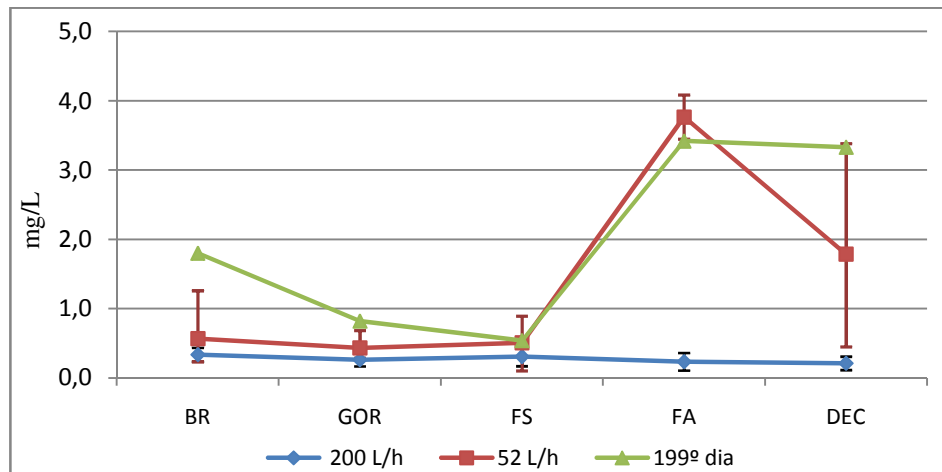


Figura 21: Valores médios \pm d.p. de OD (mg/L) durante os meses de operação nas vazões de 200 e 52 L/h e o resultado do último dia de monitoramento (17 de outubro de 2009). BR = bruto (afluente); GOR = caixa de gordura; FS = fossa séptica; FA = filtro aerado; DEC = decantador.

O monitoramento deste parâmetro foi de suma importância, haja visto que ao serem alcançadas as taxas mínimas de oxigenação no sistema, uma maior eficiência foi alcançada. Assim como Colmenarejo *et al.* (2006), foi verificado que a redução da DBO, DQO e da amônia, assim como o aumento do nitrato e do pH, estão ligadas ao aumento das taxas de OD e ao metabolismo dos microorganismos aeróbios presentes.

O filtro aerado submerso correspondeu às expectativas, quando empregado com a menor vazão e TRH de 23 h. Nesta condição operacional, a fase líquida foi considerada de mistura completa. Porém, na vazão inicial de 200 L/h e TRH de 6 h, o sistema não

apresentava resultados de mistura completa, pois os valores de OD variavam ao longo da superfície do tanque, com zonas de maior e menor oxigenação.

Cabe ressaltar que, assim como Aisse *et al.* (2001) constatou, quando o filtro aerado submerso era submetido a um período com vazão de ar nula por até 24 horas, quando regularizada as condições de alimentação, voltava rapidamente aos patamares anteriores de eficiência. Em períodos superiores a esse, a recuperação da eficiência foi satisfatória, ocorrendo após 36 h.

Outro aspecto importante sobre a operação do filtro aerado submerso foi que durante os sete meses de operação, não foram observados problemas de colmatção do leito.

4.11.1.2. pH

Durante todo o período de monitoramento e operação o pH se manteve estável, próximo à neutralidade, sem que fosse preciso a correção ou ajuste (Figura 22). Esse padrão homogêneo do afluente (bruto) foi garantido em parte pelo tanque de equalização.

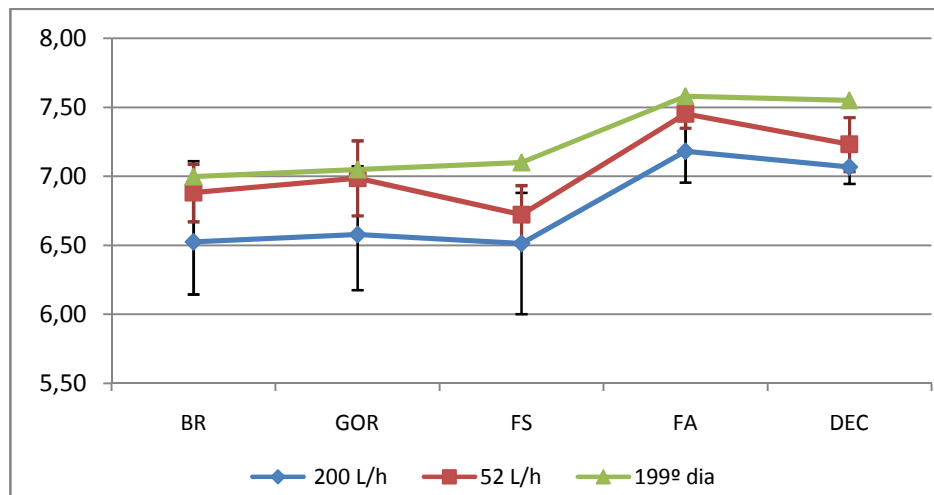


Figura 22: Valores médios \pm d.p. de pH durante os meses de operação nas vazões de 200 e 52 L/h e o resultado do último monitoramento no 199º dia (17 de outubro de 2009). BR = bruto (afluente); GOR = caixa de gordura; FS = fossa séptica; FA = filtro aerado; DEC = decantador.

Em termos de tratamento de águas residuárias a constante variação do pH, assim como valores afastados da neutralidade, tendem a afetar as taxas de crescimento dos

microorganismos (Von Sperling, 2006). Segundo Jordão & Pessoa (2005), este parâmetro é importante no controle operacional da digestão anaeróbica, nos processos oxidativos, e ainda influenciam na velocidade de nitrificação de processos aeróbios. Colmenarejo *et al.* (2006) em seu trabalho apresentou uma relação entre o pH e o OD, onde o aumento das taxas de OD em processos aeróbios provocou um aumento nos valores de pH. Esta relação foi também verificada na passagem do tanque da fossa séptica para o filtro aerado submerso no Ecossistema Engenheirado como mostra a Figura 22 e 23.

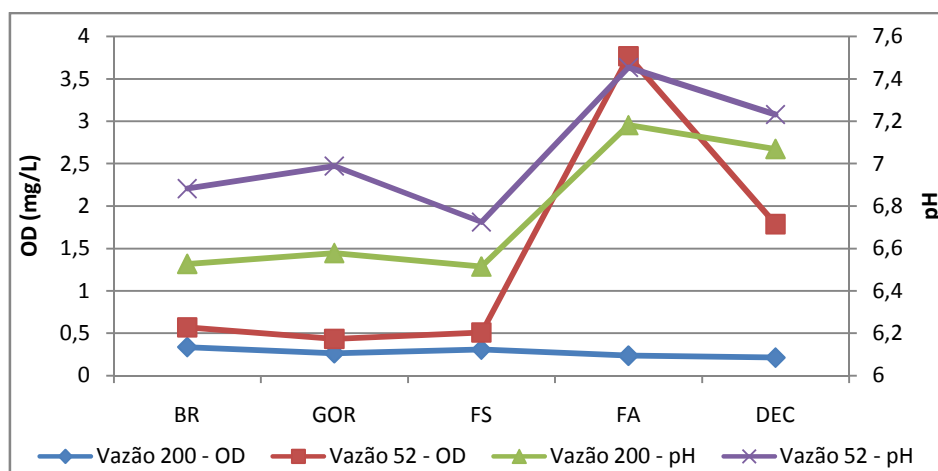


Figura 23: Valores médios de OD e pH nas vazões de 200 e 52 L/h. BR = bruto (afluente); GOR = caixa de gordura; FS = fossa séptica; FA = filtro aerado; DEC = decantador.

4.11.1.3. Condutividade elétrica - CE

Os dados de condutividade elétrica representam a expressão numérica da capacidade do líquido em conduzir a corrente elétrica. A condutividade indica a quantidade de sais existentes dependendo das concentrações iônicas e da temperatura, representando uma medida indireta da concentração de poluentes. A condutividade está associada aos sólidos dissolvidos, porém não está tão associada aos sólidos suspensos, já que estes são maiores que 1 μm , o que possivelmente dificulta a leitura pelo eletrodo (Sapmaio *et al.* 2007).

Os dados de condutividade elétrica do monitoramento no Ecossistema Engenheirado durante o período de operação estão representados no gráfico da Figura 24.

De acordo com a literatura, as altas concentrações de nitrato assim como o processo de nitrificação e desnitrificação podem estar associadas ao aumento da condutividade ao longo dos tratamentos primário e secundário.

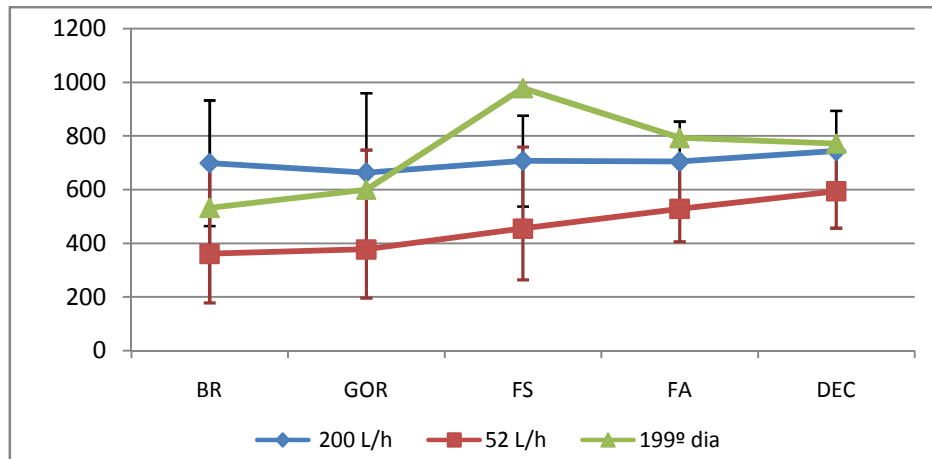


Figura 24: Valores médios \pm d.p. de Condutividade Elétrica durante os meses de operação nas vazões de 200 e 52 L/h e no 199º dia de monitoramento (17 de outubro de 2009). BR = bruto (afluente); GOR = caixa de gordura; FS = fossa séptica; FA = filtro aerado; DEC = decantador.

4.11.1.4. Nitrito

A correção na vazão foi fundamental para o aumento da atividade bacteriana e principalmente das nitrificantes. Isto pode ser claramente observado nas Figuras 25 e 26, onde com o aumento do TRH e das taxas de OD, garantiram o aumento dos níveis de nitrito, mostrando um grande ganho de eficiência no sistema. Durante o período em que a vazão era de 200 L/h, o TRH do filtro aerado submerso de 6 h e o valor médio de OD 0,23 mg O₂/L, as taxas médias de nitrito não passaram de 0,63 mg/L (Figura 26). Após a correção da vazão para 52 L/h, o TRH passou para 23 h, o OD ficou em média 3,77 mg O₂/L e as taxas de nitrito atingiram um valor máximo de 5,65 mg/L, e o valor médio foi de 2,08 mg/L (Figura 26). Esta mudança se deve principalmente ao aumento da taxa de oxigenação do sistema, provocado pelo aumento do tempo de permanência do líquido em contato com o oxigênio, possibilitando um desenvolvimento maior e um aumento da atividade dos organismos nitrificantes (Araújo *et al.*, 2009). Segundo Araújo *et al.* (2009), o TRH maior favorece o crescimento das bactérias

nitrificantes já que estas possuem baixa taxa de crescimento. De acordo com Barretto *et al.* (2007), Colmenarejo *et al.* (2006) os fatores que mais influenciam no processo de nitrificação são OD, pH e temperatura.

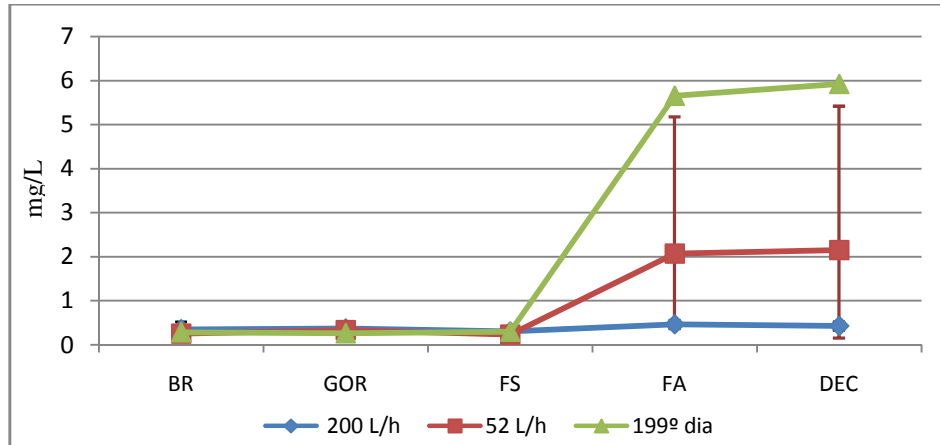


Figura 25: Valores médios \pm d.p. de Nitrito durante os meses de operação nas vazões de 200 e 52 L/h e no 199º dia, último dia de monitoramento (17 de outubro de 2009). BR = bruto (afluente); GOR = caixa de gordura; FS = fossa séptica; FA = filtro aerado; DEC = decantador.

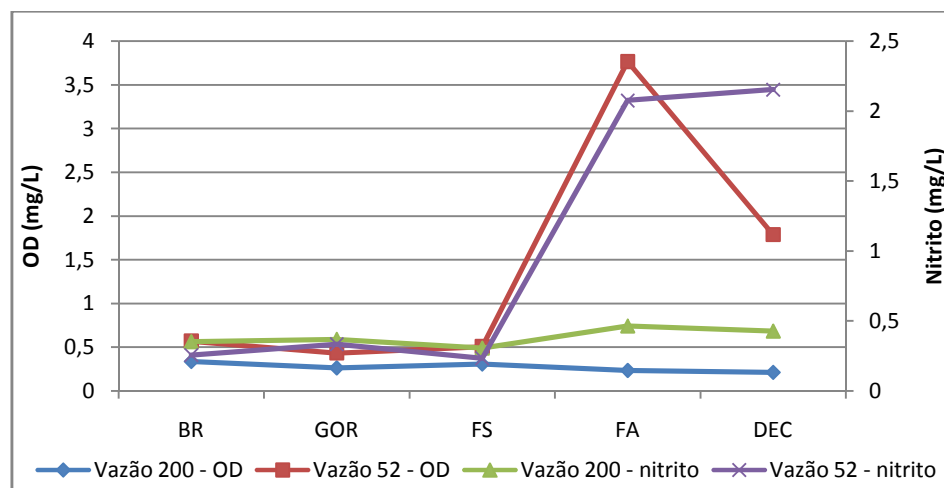


Figura 26: Influência da elevação das taxas de OD nos processos de nitrificação. BR = bruto (afluente); GOR = caixa de gordura; FS = fossa séptica; FA = filtro aerado; DEC = decantador.

4.11.1.5. Nitrato

A desnitrificação ocorrida na fossa séptica foi maior no período em que a vazão era de 200 L/h, com redução de 35% em média da taxa de nitrato, enquanto que na vazão de 52 L/h a redução de nitrato foi de apenas 7%. A hipótese mais provável para essa diferença de cinco vezes entre os dois períodos de vazão, é a quantidade de OD presentes dentro da fossa séptica, de 0,27 mg/L e 0,51 mg/L, respectivamente. Na última medição realizada no dia 17/10 a redução de nitrato foi de 4% e a quantidade de OD na fossa séptica foi de 0,54 mg/L. Neste caso, o TRH não influenciou diretamente na redução das taxas de nitrato; no período de TRH menor houve a maior redução de nitrato. A diferença de OD entre as duas vazões é devido ao retorno do excesso de efluente da caixa controladora de vazão, para o tanque de equalização. Esse retorno foi feito por gravidade e na forma de cascata. Sendo assim, quando a vazão foi reduzida, aumentou o tempo de recirculação do afluente antes de entrar no sistema promovendo uma maior oxigenação. Alguns autores sugerem como alternativa um tanque anóxico (decanto-digestor) antes da fossa séptica ou uma fossa séptica de duas câmaras (Delgado *et al.*, 2009; Araújo *et al.*, 2009).

No filtro aerado submerso, após a redução da vazão, houve um ganho de eficiência no processo de nitrificação, (Figura 27). Dois grupos de microorganismos são responsáveis por este processo, em presença do oxigênio dissolvido: as nitrosomas e as nitrobactérias (Jordão & Pessôa, 2005). Os fatores que tiveram grande influência foram OD, TRH e o pH (Metcalf & Eddy, 1995; Colmenarejo *et al.*, 2006; Araújo *et al.*, 2009). De acordo com Metcalf & Eddy (1995), a faixa ideal de pH para que ocorra a nitrificação é de 7,5 a 8,6. Todavia, segundo Araújo *et al.* (2009), foram obtidos bons resultados com valores inferiores a estes, porém não muito distantes desta faixa e com sistemas bem aclimatados.

O decantador, também sofreu alterações na eficiência de remoção do nitrato com a redução da vazão. Na Figura 27 é possível observar a redução na quantidade de nitrito, especialmente no 199º dia de análise, pois o decantador encontra-se numa condição anóxica, favorável a desnitrificação. Segundo Araújo *et al.* (2009), a posição do decantador secundário após um filtro aerado é favorável e necessário para que haja a desnitrificação e a consequente remoção do nitrato do efluente.

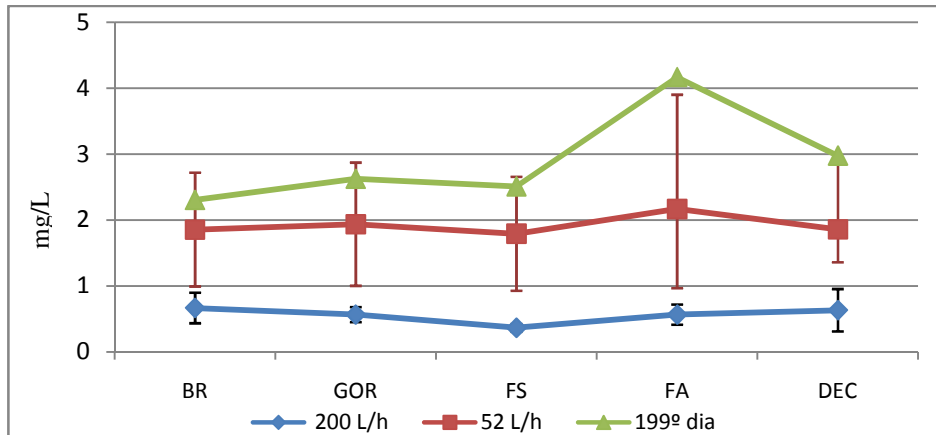


Figura 27: Valores médios \pm d.p. para Nitrato durante os meses de operação nas vazões de 200 e 52 L/h e no 199º dia de monitoramento (17 de outubro de 2009). BR = bruto (afluente); GOR = caixa de gordura; FS = fossa séptica; FA = filtro aerado; DEC = decantador.

4.11.1.6. Nitrogênio amoniacal

O nitrogênio orgânico ocorre em esgotos sanitários (10 e 35 mg/L), principalmente devido à presença de proteínas ou seus produtos de degradação como polipeptídeos e aminoácidos (Jordão & Pessôa, 2005; Von Sperling, 2006). A degradação desses compostos e de uréia gera nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$) (Jordão & Pessôa, 2005; Tonetti *et al.*, 2005). Isto explica o aumento das taxas de nitrogênio amoniacal a partir da fossa séptica (Figura 28), sendo este aumento resultado da oxidação da matéria orgânica e da resultante degradação das proteínas, polipeptídeos e aminoácidos (Jordão & Pessôa, 2005).

Ao analisarmos os dados mais recentes dos processos de nitrificação e desnitrificação, ou seja, os dados de Nitrogênio amoniacal e Nitrato, obtidos no último dia de monitoramento (Figura 29), é possível observar o bom funcionamento e a eficiência dos tanques, fossa séptica e filtro aerado. Na Figura 29, observa-se um aumento da quantidade de nitrogênio amoniacal na fossa séptica, devido aos processos já citados, e uma leve queda na quantidade de nitrato, devido ao processo de desnitrificação que, só não foi maior devido à presença de OD.

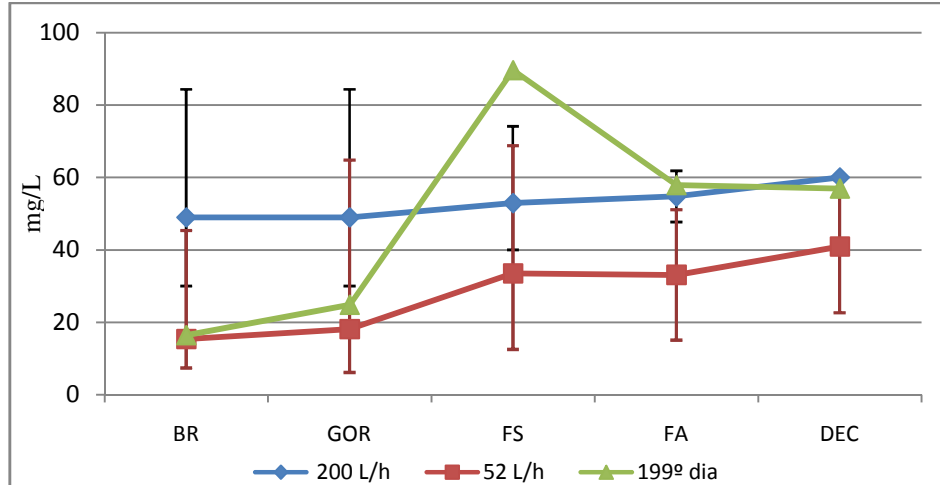


Figura 28: Valores médios \pm d.p. para Nitrogênio amoniacal durante os meses de operação nas vazões de 200 e 52 L/h e no 199º dia de monitoramento (17 de outubro de 2009). BR = bruto (afluente); GOR = caixa de gordura; FS = fossa séptica; FA = filtro aerado; DEC = decantador.

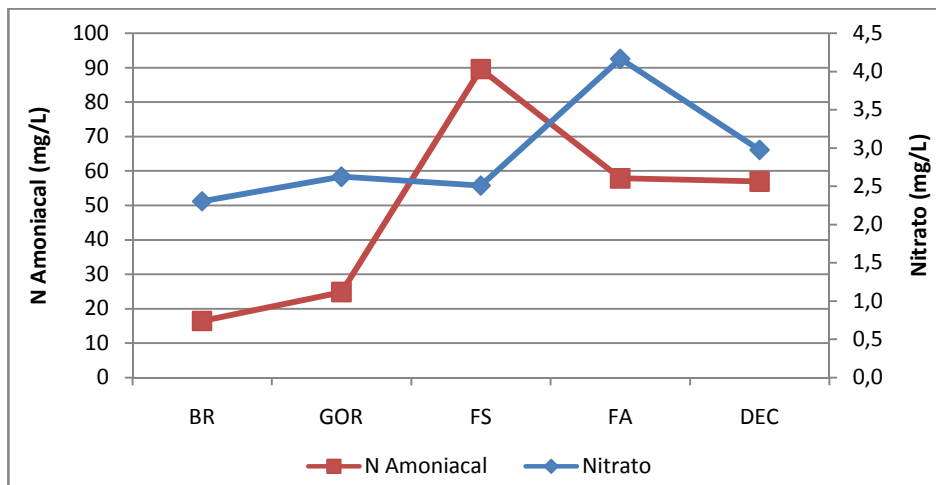


Figura 29: Valores médios de amônia e de nitrato no 199º dia de monitoramento do sistema. BR = bruto (afluente); GOR = caixa de gordura; FS = fossa séptica; FA = filtro aerado; DEC = decantador.

Ainda nesta figura, em relação ao filtro aerado, pode-se observar claramente a redução do nitrogênio amoniacal e o aumento do nitrato, caracterizando o bom funcionamento deste tanque para o processo de nitrificação. Essa eficiência na nitrificação ocorrida neste tanque só foi possível quando este alcançou os valores ideais de OD ($> 3 \text{ mg/L O}_2$). Segundo Metcalf & Eddy (1995), a faixa de concentração do OD necessária para a nitrificação em sistemas de biomassa em suspensão é de 1,5 a 4,0 mg/L. Araújo *et al.* (2009) ressaltam que reatores aerados podem possuir tanto biomassa aderida ao meio suporte, quanto em suspensão.

No decantador (Figura 29) houve uma queda nos valores de nitrato, devido à condição anóxica presente e TRH excessiva (18,5 h), resultando em desnitrificação e conversão ou transformação do nitrato em nitrogênio gasoso (N_2). O TRH excessivo decorrente da taxa superficial aplicada inadequada ($1,2 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$) teve como consequência o acúmulo e fermentação do lodo com produção de gases no fundo, e arraste do lodo juntamente com os gases para a superfície. É, portanto, necessário o redimensionamento do decantador.

4.11.1.7 Fósforo Total

Durante os processos de tratamento do esgoto, o fósforo é encontrado nas formas de orgânico e inorgânico, sendo a segunda a qual se encontram os ortofosfatos. O fósforo total é o parâmetro mais comum de análise, pois englobam o fósforo orgânico, inorgânico e conseqüentemente os ortofosfatos (Jordão & Pessôa, 2005; Von Sperling, 2006). Justamente por apresentar diferentes formas, a retirada do fósforo ainda é um grande desafio para os sistemas naturais, sem adição de produtos químicos (Kavanagh & Keller, 2007).

Kamiyama (1993), também apresentou o filtro aeróbio submerso como processo compacto para o tratamento complementar dos efluentes de tanques sépticos (TS). Assim como ocorrido no Ecossistema Engenheirado (Figura 30), Kamiyama (1993) cita que o desempenho do filtro aerado no tratamento dos esgotos foi altamente satisfatório em diversos países, removendo não somente poluentes orgânicos, mas também nutrientes inorgânicos (N e P), através do emprego da tecnologia de biofilme.

Apesar de ter havido um aumento na quantidade de fósforo total após o tanque séptico, durante o monitoramento da vazão de 52 L/h, o Filtro aerado submerso promoveu a “retirada” de 20,6 % do fósforo total presente (Figura 30). Essa “retirada” ocorreu devido ao consumo por parte das bactérias, que juntamente com a matéria orgânica e o nitrogênio, na proporção de 100:5:1 (DBO:N:P) (Jordão & Pessôa, 2005), garantiram a nutrição, reprodução e manutenção da população bacteriana presente no filtro aerado submerso aderida ou não nos suportes (Figura 31).

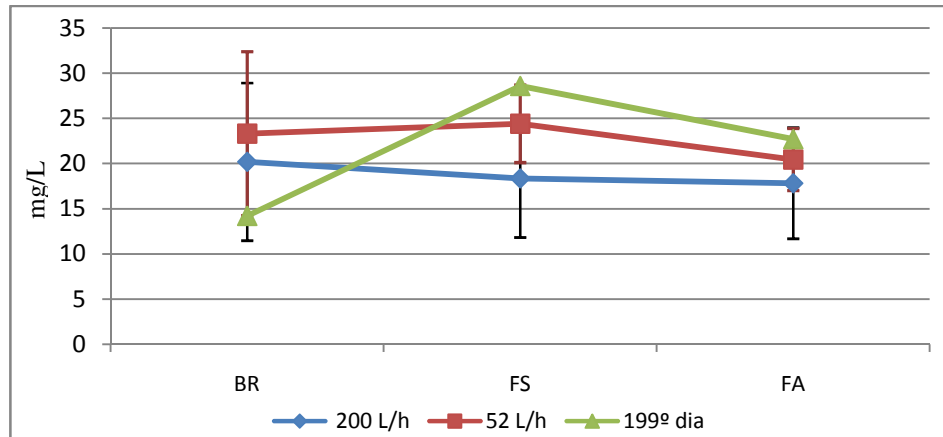


Figura 30: Valores médios \pm d.p. para fósforo total durante os meses de operação nas vazões de 200 e 52 L/h e no 199º dia de monitoramento (17 de outubro de 2009).

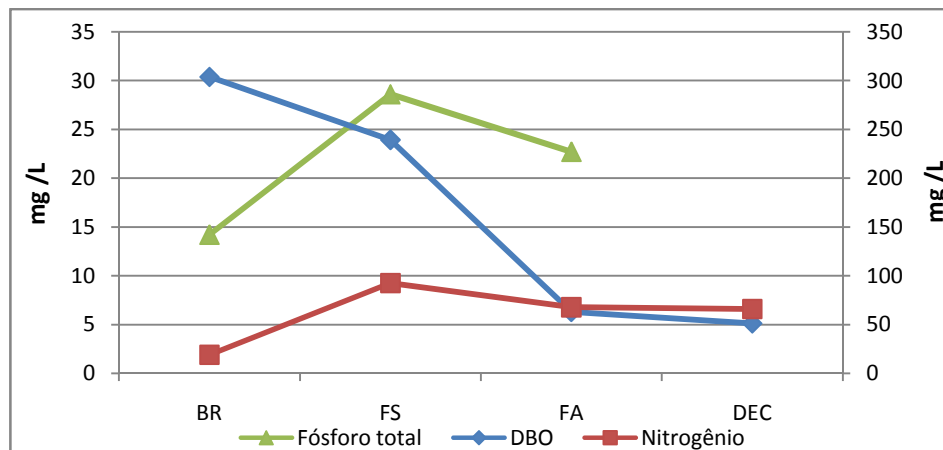


Figura 31: Comparação das taxas de fósforo total (eixo principal), DBO_5 e Nitrogênio (eixo secundário), no 199º dia de monitoramento. Neste caso, o valor de nitrogênio total foi o somatório das taxas de nitrito, nitrato e nitrogênio amoniacal.

O aumento das taxas de fósforo total observados na saída do tanque da fossa séptica, na vazão de 52 L/h (Figura 30), é resultado de um provável processo de degradação de proteínas e liberação de seus subprodutos, assim como ocorreu com o nitrogênio amoniacal.

4.11.1.8. Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO_5

A eficiência na redução da DBO_5 foi influenciada pelo aumento das taxas de OD no filtro aerado submerso (Delgado *et al.*, 2009), gerados pela correção da vazão do sistema. O

resultado expressivo da correção na vazão (Figura 32), em relação ao aumento na eficiência de oxidação e consumo da matéria orgânica foi verificado com menos de 30 dias.

Na Figura 32 e na Tabela 12 é possível verificar uma queda na eficiência da fossa séptica, que com a vazão de 200 L/h foi de 32,8 %, e depois da redução passou a ser de 22,4 %. Esse fato provavelmente se deve ao aumento do OD do afluente, causado pelo aumento da recirculação do excesso de afluente da caixa controladora de vazão para o tanque de equalização que acontece através de uma queda de aproximadamente 1,20 m, promovendo oxigenação desse efluente. Em alguns trabalhos na literatura, sugerem como solução um tanque anóxico (decanto-digestor) antes da fossa séptica ou uma fossa séptica de duas câmaras (Delgado *et al.*, 2009; Araújo *et al.*, 2009).

Em contra partida, o filtro aerado teve um grande ganho de eficiência passando de 21,5 % para 67,1 % e 73,7 %, nas vazões de 200 e 52 L/h, e na última medição, respectivamente (Figura 32, Tabela 12).

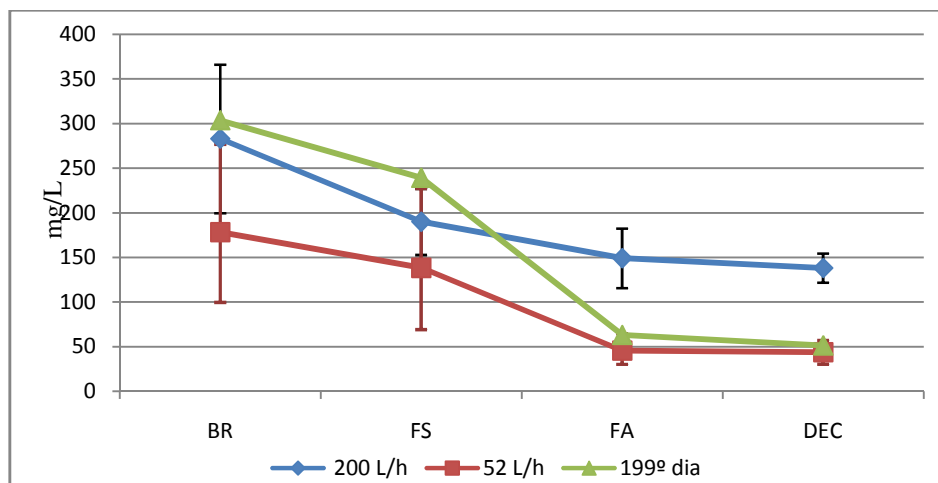


Figura 32: Valores médios \pm d.p. para DBO_5 durante os meses de operação nas vazões de 200 e 52 L/h e no 199º dia de monitoramento (17 de outubro de 2009).

Assim como descrito por Delgado *et al.* (2009), foi observado uma dependência da eficiência de redução de DBO, com os níveis de OD presentes (Figura 33). Na Figura 33, é possível notar que no filtro aerado quando a vazão foi de 200 L/h a taxa de OD foi menor devido ao menor tempo de contato do líquido com o O_2 , e a eficiência de remoção foi menor; entretanto quando foi reduzida a vazão para 52 L/h, a quantidade de OD aumentou favorecendo uma maior oxidação da matéria orgânica e uma consequente redução da DBO.

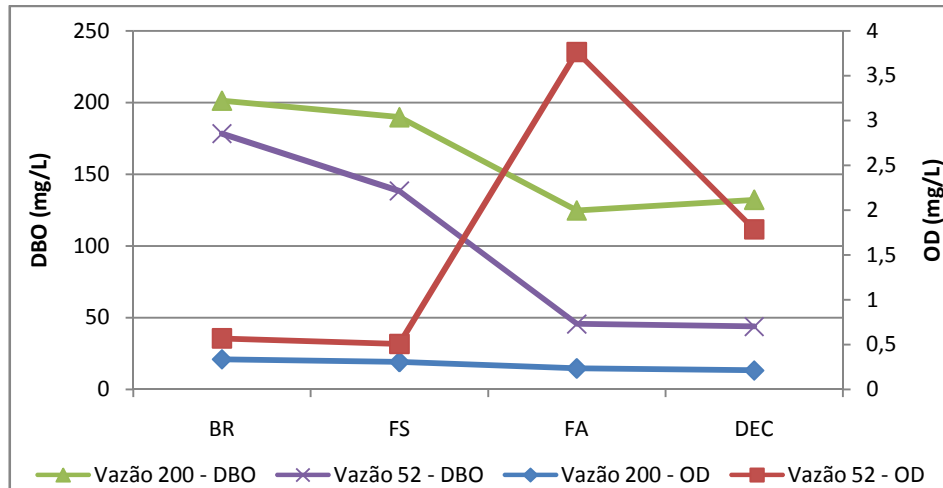


Figura 33: Comparação das taxas de OD e DBO₅ durante os meses de operação nas vazões de 200 e 52 L/h.

De acordo com a Figura 34, verificou-se que com a redução da vazão, a eficiência de remoção da DBO acumulada ao final do tratamento secundário passou de 51,2 % para 83,1 %. Esses resultados demonstram que os filtros aerados, dispostos em série com fossas sépticas ou outro tipo de reator anaeróbico podem ser considerados uma alternativa viável para o tratamento de esgotos domésticos, apresentando uma alta eficiência de remoção de matéria orgânica (Aisse *et al.*, 2001; Delgado *et al.*, 2009).

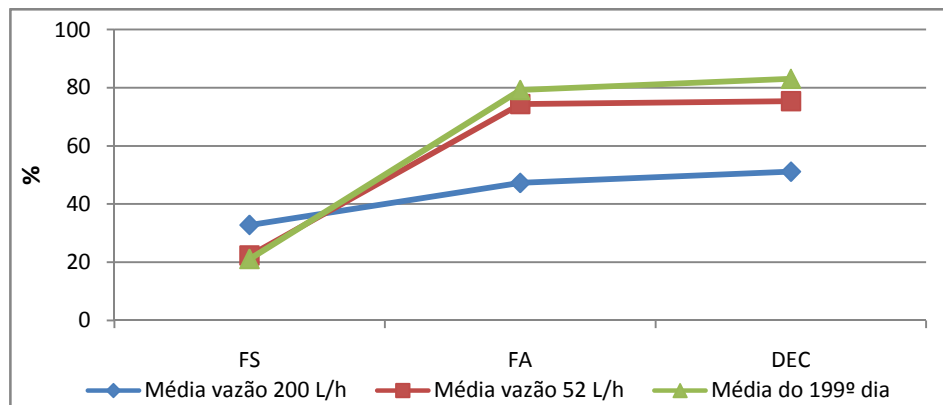


Figura 34: Eficiência de remoção acumulada de DBO₅ durante os meses de operação nas vazões de 200 e 52 L/h e o resultado do último monitoramento no dia 17 de outubro de 2009. FS = fossa séptica; FA = filtro aerado; DEC = decantador.

4.11.1.9. Demanda Química de Oxigênio – DQO

O aumento das taxas de eficiência dos sistemas primário e secundário na redução da DQO foi bem marcado pela redução da vazão, influenciando no TRH de cada etapa e nas taxas de OD no filtro aerado submerso (Motta, 1995; Delgado *et al.*, 2009) (Figura 35). Logo, assim como Colmenarejo *et al.* (2006), foi verificado que a redução da DQO está ligada ao aumento das taxas de OD (Figura 36).

Na Figura 35 e na Tabela 12 é possível verificar que a correção na vazão pouco alterou na redução da DQO na fossa séptica, passando de 34,3 % para 37,3 %, porém foi bem expressiva a redução no filtro aerado passando de 21,5 % para 77,4 %.

O decantador secundário acumulou um excesso de carga orgânica durante a vazão inicial de 200 L/h, que devido a baixa taxa de OD no filtro aerado ($< 0,5$ mg/L), promoveu o crescimento de organismos filamentosos que resultaram num lodo com baixa sedimentação. Com isso, grande parte do lodo ao invés de precipitar, estava flotando, gerando um acúmulo na superfície e promovendo um aumento dos valores da DQO (Figura 35). Devido a esse acúmulo, mesmo tendo reduzido a vazão, o decantador secundário, só se estabilizou 30 dias depois e a partir do final do mês de setembro, passou a promover a redução das taxas de DQO em 8,53 %, e na última análise, em 17 de outubro, o sistema apresentou uma regularidade com 8,2 %.

Como resultados de remoções acumuladas de DQO, o sistema removeu 46,7 %, 77,9 % e 87 %, respectivamente, para as vazões de 200 e 52 L/h e no último dia de análise (Figura 37). Motta (1995) registrou valores de remoção de DQO entre 59 e 70 %.

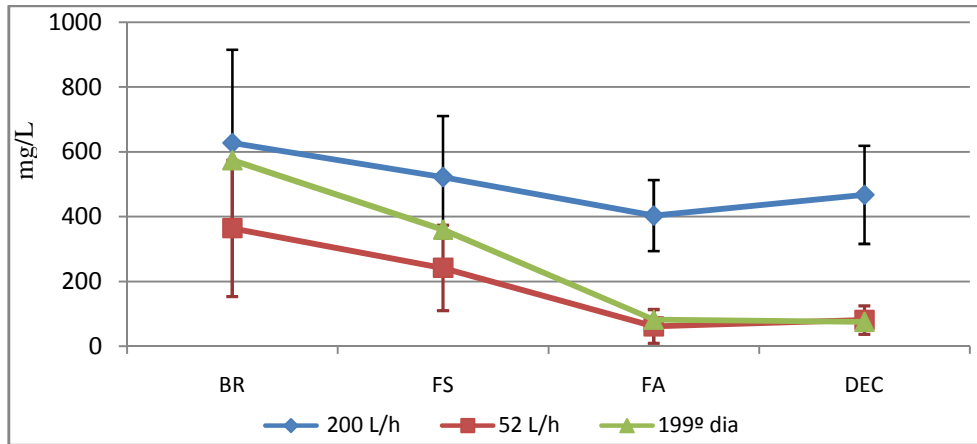


Figura 35: Monitoramento da DQO \pm d.p.. durante os meses de operação nas vazões de 200 e 52 L/h e o resultado do 199º dia de monitoramento. BR = bruto (afluente); FS = fossa séptica; FA = filtro aerado; DEC = decantador.

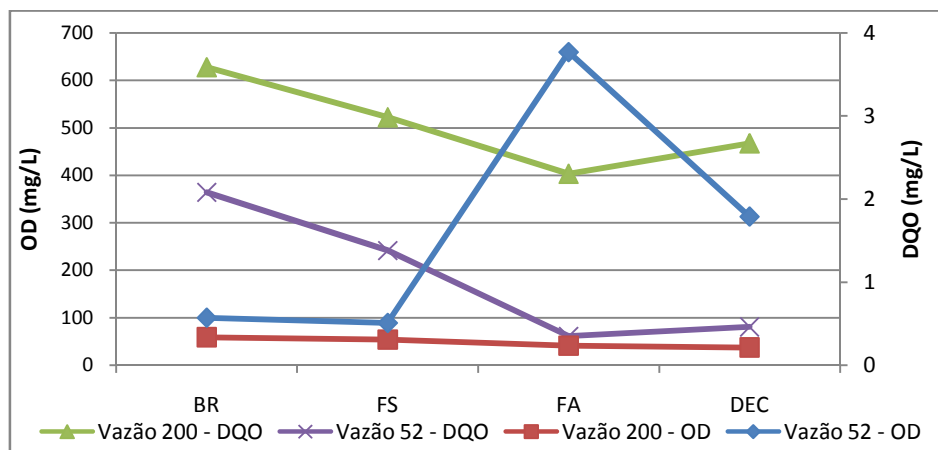


Figura 36: Comparação das taxas de OD e DQO durante os meses de operação nas vazões de 200 e 52 L/h. BR = bruto (afluente); FS = fossa séptica; FA = filtro aerado; DEC = decantador.

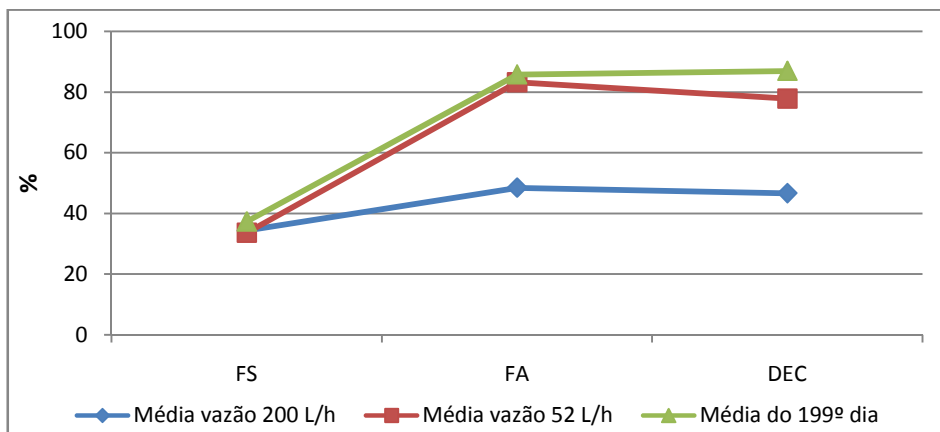


Figura 37: Eficiência de remoção acumulada de DQO durante os meses de operação nas vazões de 200 e 52 L/h e no 199º dia de monitoramento. FS = fossa séptica; FA = filtro aerado; DEC = decantador.

4.11.1.10. DBO₅/DQO

A relação DBO₅/DQO apresenta a razão de biodegradabilidade do sistema, ou seja, quanto maior o valor desta relação, mais biodegradável é o sistema (Philippi *et al.*, 2007). Conforme a Figura 38, a relação DBO₅/DQO variou de 0,3 a 0,39 na vazão de 200 L/h; 0,45 a 0,5 na vazão 52 L/h; e 0,52 a 0,77 no último dia de análise. Esta relação é de grande importância, a partir dela podemos dimensionar e optar pelo sistema de tratamento mais adequado, sendo o biológico recomendado para valores > 0,35 e Químicos para valores < 0,2 (Puerta, 1999). Já Philippi *et al.* (2007), considera valores entre 0,48 e 0,67, como sendo de boas a ótimas condições de biodegradabilidade. Sendo assim, a partir da redução da vazão do sistema, este passou a operar em condições de biodegradabilidade boa a ótima e no último monitoramento, o sistema apresentou taxas superiores a 0,6, mostrando uma alta capacidade de depuração biológica do efluente.

As taxas apresentadas na vazão de 200 L/h estiveram sempre acima de 0,2, que segundo Puerta (1999) e Philippi *et al.* (2007), ainda são considerados efluentes que podem ser tratados por processos biológicos, desta forma, a utilização de um sistema de tratamento biológico (tal como filtros aerados e fossas sépticas) mostraram-se adequados para os efluentes avaliados.

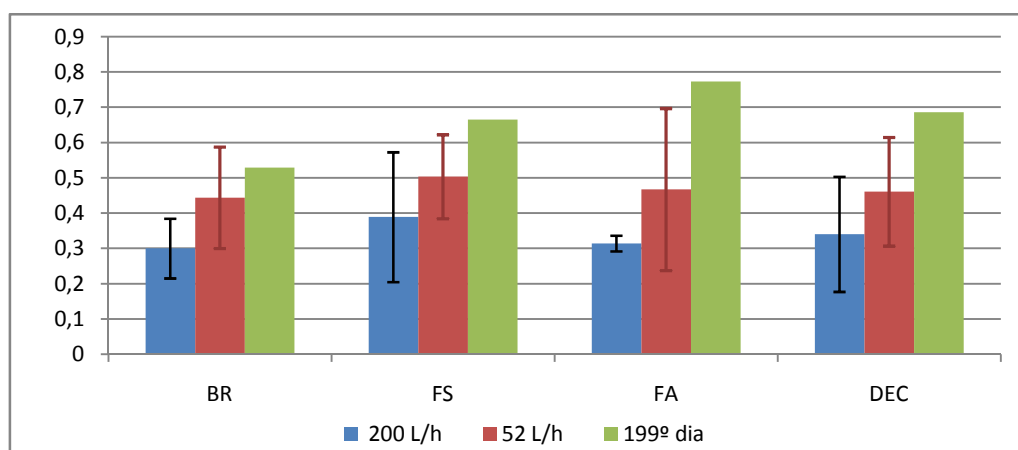


Figura 38: Comparação da taxa DBO/DQO \pm d.p. nas vazões de 200 e 52 L/h e no 199º dia de operação do sistema, no efluente dos tanques do tratamento primário e secundário.

4.11.2. Sistema alagado ou *wetlands*

Apesar de alguns autores, tais como Almeida *et al.* (2007b) utilizarem os sistemas alagados ou as *wetlands* como parte do tratamento secundário, no presente trabalho, estes sistemas fizeram parte do que se convencionou denominar Ecossistema Engenheirado, desempenhando a função do tratamento terciário e promovendo o polimento final do efluente, com vistas à remoção dos nutrientes e auxílio na redução de alguns parâmetros físico-químicos (Brix, 1994).

O Ecossistema Engenheirado foi composto dos seguintes elementos: tanques de fluxo superficial (sendo um vegetado com aguapés (*Eichhornia crassipes*) e outro com algas); tanque de fluxo sub-superficial vertical (vegetado com uma *Cyperaceae Schoenoplectus sp.*); e tanque de fluxo sub-superficial horizontal (vegetado com uma *Poaceae Panicum cf. racemosum*). A vegetação nesses sistemas desempenha um papel fundamental no tratamento de esgotos, devido à transferência de oxigênio, através das raízes e rizomas, ao fundo dos tanques recheados de meio suporte (brita 1), propiciando um ambiente favorável ao desenvolvimento de microorganismos que atuaram no tratamento biológico, através do consumo de matéria orgânica e nutriente, assim como relatado por Tchobanoglous (1991) e Brix (1993 e 1994).

A eficiência de remoção só foi possível devido ao complexo “substrato-microbiota-plantas” que assegurou a relação de simbiose entre as plantas e os microorganismos (Brix, 1994; Dias *et al.*, 2002; Almeida *et al.*, 2005).

A manutenção realizada durante o experimento foi feita em intervalos de 15 dias, com a poda e retirada do excesso de vegetação, retirada das folhas e outras partes mortas, e também das folhas que apresentavam indícios de contaminação. Isso foi importante, pois com isso a vegetação manteve um constante crescimento e uma produção de biomassa satisfatória garantindo a remoção intensa dos nutrientes (Brix, 1994) e matéria orgânica, do efluente do tratamento secundário.

As Tabelas 10 a, b, 13 e, 14 apresentam o resumo dos resultados das eficiências de remoção de cada tanque para cada parâmetro, que será analisado de forma individual a seguir.

Tabela 13: Comparação dos valores da eficiência de cada tanque, nas vazões de 200 e 52 L/h.

Parâmetro	Ref.	Vazão 200 L/h				Vazão 50 L/h				
		AGU (%)	AGL (%)	CYP (%)	EFL EE (%)	AGU (%)	AGL (%)	CYP (%)	EFL EE (%)	
OD	0,2	-30,1	-32,6	20,4	2,7	1,8	33,7	-5,6	36,4	-52,8
pH	7,1	1,2	-0,6	-1,3	1,8	7,2	1,1	-0,6	0,6	0,8
C.E.	616,4	-1,6	-2,1	0,4	-11,1	593,7	-8,8	-4,7	-0,2	-3,0
TDS	321,4	-2,1	-2,7	0,5	-8,4	299,0	-7,1	-4,1	-0,1	0,0
Nitrito	0,4	16,8	-1,8	4,7	-55,1	2,2	1,1	76,5	61,1	-34,9
Nitrato	0,6	1,4	20,6	-46,2	18,9	1,9	22,0	16,5	-5,9	0,0
N Amon.	60,0	0,0	0,0	-8,0	0,0	40,9	-13,5	-7,9	0,1	-4,5
DQO	488,3	10,4	6,7	9,1	7,4	80,6	27,0	7,8	30,7	-5,6
DBO	138,1	25,5	-9,6	-11,9	29,5	43,8	52,9	-4,4	28,7	22,2
Fósforo T	17,8	-4,3	-0,5	3,4	-7,2	20,4	-3,0	-3,6	7,4	-3,9

C.E. – condutividade elétrica; N Amon. – nitrogênio amoniacal; Ref. – valor de referência da média do decantador; AGU – Tanque de aguapé; AGL – Tanque de alga; CYP– Tanque das Cyperaceae; EFL EE – Efluente do Ecossistema Engenheirado e afluente do Tanque de Poaceae.

Tabela 14: Comparação dos valores da eficiência de cada tanque, no último evento de monitoramento.

199º dia monitoramento					
Parâmetro	Ref.	AGU (%)	AGL (%)	CYP (%)	EFL EE (%)
OD	3,3	16,8	-33,2	67,5	-140,0
pH	7,6	3,4	-2,2	2,3	-1,2
C.E.	771,0	8,2	1,8	4,6	2,6
TDS	378,0	8,2	2,0	4,4	2,5
Nitrito	5,9	-0,2	81,8	83,8	-24,2
Nitrato	3,0	37,8	30,5	13,4	-7,4
N Amon	56,9	11,5	-6,3	9,3	2,8
DQO	74,8	35,6	17,3	33,5	28,3
DBO	51,3	42,3	9,2	36,9	23,5
Fósforo T	22,7	13,2	0,5	8,7	4,5

C.E.=condutividade elétrica; N Amon.=nitrogênio amoniacal; Ref.=valor de referência da média do decantador; AGU=Tanque de aguapé; AGL=Tanque de alga; CYP– Tanque das Cyperaceae; EFL EE=Efluente do Ecossistema Engenheirado e afluente do Tanque de Poaceae.

4.11.2.1.Oxigênio Dissolvido – OD

O aumento de oxigênio dissolvido (OD) foi negativo nos tanques de alga e Poaceae, e positivo nos tanques de aguapé e Cyperaceae (Tabela 13 e 14), indicando o consumo desse tipo de oxigênio em tais tanques, o que era esperado. O maior incremento de OD foi verificado no tanque de Poacea com 58,3 % e 34,5 %, no 199º dia de monitoramento e na

média da vazão de 52 L/h, respectivamente; seguido pelas algas com 24 % em média em todo o período de monitoramento (Figura 39). Os resultados foram inferiores aos encontrados por Almeida *et al.* (2007b), que observou valores entre 34 e 74 % em tanques vegetados por taboa, lírio do brejo, capim Angola e conta de lágrima. Contudo, os resultados de OD obtidos foram muito baixos, sugerindo ineficiência do sistema na oxigenação do esgoto (Solano *et al.*, 2004), o que indicaria a necessidade de uma oxigenação artificial no tanque de algas, o que aumentaria ainda mais a eficiência dos tanques seguintes e garantiria as taxas de lançamento do CONAMA 357 (6 mg/L O₂).

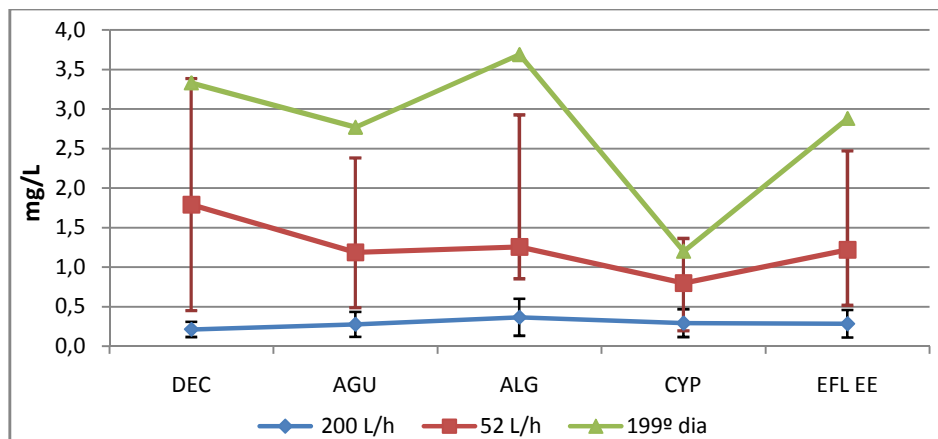


Figura 39: Monitoramento do OD \pm d.p. dos tanques do sistema alagado durante os meses de operação nas vazões de 200 e 52 L/h e o último monitoramento no dia 17 de outubro de 2009.

Condições anóxicas são esperadas nos sistemas alagados, exceto próximo à superfície da lâmina d'água e no entorno das raízes nas macrófitas aquáticas, onde ocorre transferência de oxigênio, que assim se encontra disponível para os microorganismos (Mbuligwe, 2005).

Colmenarejo *et al.* (2006), relatam que o aumento das taxas de OD no efluente pode ser considerado um bom indicador do aumento da eficiência de remoção da DBO e DQO, pelas plantas do sistema alagado.

Nos tanques vegetados, as bactérias nitrificadoras utilizaram o oxigênio ofertado pelas raízes das plantas para oxidar o nitrogênio amoniacal, conforme relatam, Tchobanoglous (1991), Brix (1993), Sievers (1993), Sikora *et al.* (1995) e Zimmels *et al.*, 2006. Todavia, os elevados teores de N amoniacal na saída do sistema sugerem que as plantas não conseguiram oxigenação suficiente da rizosfera para propiciar nitrificação; o mesmo foi verificado por Hamersley *et al.* (2001), Sooknah & Wilkie (2004) e Almeida *et al.* (2007b). Sikora *et al.*

(1995) e Almeida *et al.*(2007b) recomendam o desenvolvimento de métodos que melhorem a oxigenação do substrato para aumentar a nitrificação, mesmo que este seja feito de forma artificial ou, alternativamente, um aumento no TRH.

Segundo Stottmeister *et al.* (2003) a quantidade de transporte de oxigênio para zona de raiz das plantas aquáticas emergentes está relacionada com o tamanho das raízes, pois as maiores taxas de transporte foram verificadas nas plantas que apresentaram as menores raízes e o aumento do comprimento das raízes diminuiu a eficiência na transferência do oxigênio. Isto sugere que plantas mais maduras e plantas com um sistema de raízes extenso e desenvolvido, provavelmente, consomem mais oxigênio no transporte.

4.11.2.2. pH

Com a redução da vazão, houve um aumento no pH nos tanques dos sistemas alagados (Figura 40), influenciado pelo aumento do OD (Figura 41).

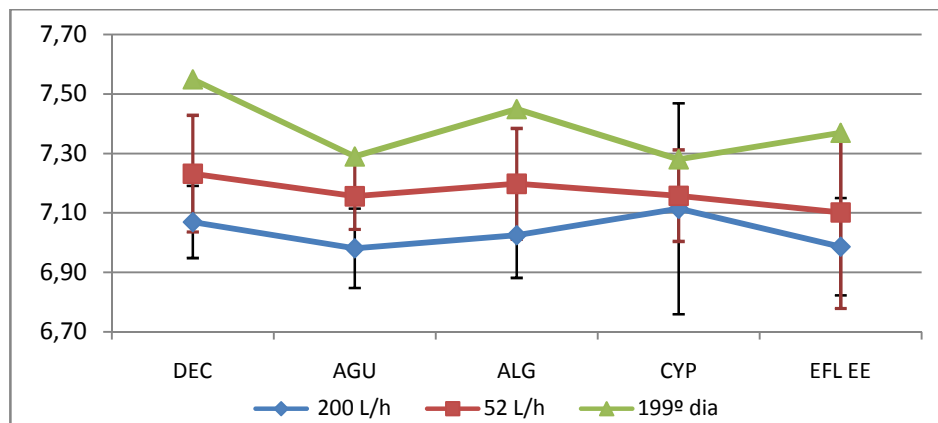


Figura 40: Monitoramento do pH \pm d.p. dos tanques do sistema alagado durante os meses de operação nas vazões de 200 e 52 L/h e o resultado do último monitoramento no dia 17 de outubro de 2009.

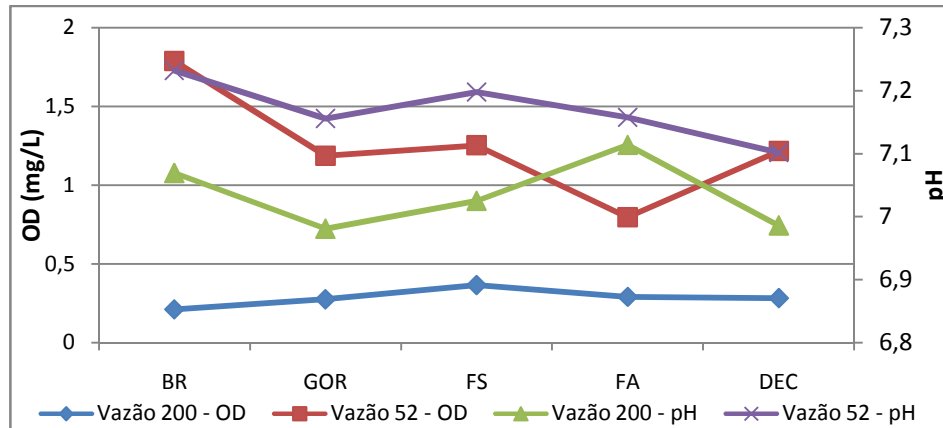


Figura 41: Comparação entre os dados de monitoramento de OD e pH nas vazões de 200 e 52 L/h, nos tanques do sistema alagado.

A tendência de aumento dos valores de pH, quando há um aumento nas taxas de OD, também foi verificado por Colmenarejo *et al.* (2006). Já Sooknah & Wilkie (2004) constatou um aumento na eficiência de remoção de nitrogênio com a elevação dos valores de pH (7,9 – 9,6) em processo de volatilização da amônia.

Em pH elevados (> 8,0) também é possível aumentar a eficiência de remoção do fósforo por precipitação de fosfatos; como tais valores de pH não foram alcançados, a remoção do fósforo foi associada ao consumo por algas, bactérias e plantas do Ecossistema Engenheirado.

Mesmo com a correção da vazão e a alteração dos valores de pH, este manteve-se sempre próximo à neutralidade, não afetando o crescimento e o desenvolvimento dos microorganismos (Von Sperling, 2006). No último monitoramento foi constatado um aumento no valor do pH e um aumento da presença de alga no tanque. Essa associação de eventos também é citada por Von Sperling (2006).

Contudo, apesar de terem sido constatados aumentos nos valores de pH com a correção da vazão (Figura 40), estes se mantiveram estáveis ao longo de todo período de monitoramento.

4.11.2.3. Condutividade elétrica – CE

A condutividade elétrica do efluente aumentou com a passagem pelos tanques do sistema alagado, indicando uma quantidade maior de sais, presentes. Este resultado também foi verificado por Costa *et al.* (2003), com aumento de 90 % em tanques vegetados e a

redução de 12,7 % em tanques de controle não vegetados, e por Silvia (2007), que registrou aumentos na faixa de 40 a 102 % em tanques vegetados. Porém, segundo Sooknah & Wilkie (2004), algumas macrófitas como o aguapé podem promover a redução das taxas de CE devido a absorção, translocação e acumulação de alguns metais, substâncias orgânicas e inorgânicas pelas raízes.

De acordo com a literatura, as altas concentrações de nitrato, assim como o processo de nitrificação e desnitrificação, podem estar associadas ao aumento da condutividade ao longo dos tratamentos primário e secundário.

Os dados de condutividade elétrica nos tanques vegetados durante o período de operação estão representados na Figura 42.

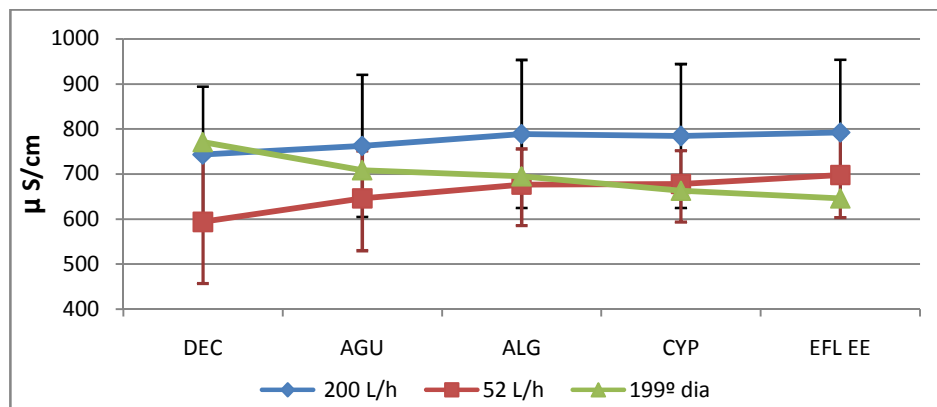


Figura 42: Valores de C.E. \pm d.p. dos tanques do sistema alagado nos meses de operação nas vazões de 200 e 52 L/h e o resultado do 199º dia de monitoramento.

4.11.2.4. Temperatura

Alguns fatores hidrológicos como chuvas, infiltração, evapotranspiração, taxa de carregamento hidráulico e profundidade interferiram na eficiência e no desempenho do sistema alagado. Foi observado que em períodos mais intensos de chuvas, o sistema apresentava um volume maior do efluente, em relação ao afluente, e uma redução de alguns parâmetros, sugerindo a diluição do efluente. Porém, em períodos de maior insolação e calor, foi verificada uma redução do volume de saída do efluente do Ecosistema Engenheirado e uma maior concentração dos parâmetros de qualidade. Este mesmo resultado foi apresentado por Sousa *et al.* (2004); em temperaturas entre 30 e 34°C, o sistema descrito pelos autores teve cerca de 50% de perda da carga hidráulica por evapotranspiração. Entretanto, apesar de

terem sido verificadas altas taxas de evapotranspiração, o sistema não apresentou uma grande variação da temperatura, mesmo tendo sido alterada a vazão, ficando na faixa de 23,2°C (\pm 1,4). Deve ser levado em consideração, o fato de que o monitoramento do sistema aqui descrito ocorreu entre os meses de Abril e Outubro de 2009 (Outono – Inverno – Primavera), quando a temperatura média ficou entre 20 e 27°C.

4.11.2.5. Nitrito

Com a redução da vazão, houve um aumento na disponibilidade de nitrito no sistema alagado, o que proporcionou um crescimento acelerado das algas (fenômeno parecido com o *algal bloom*) no tanque correspondente e com isso ocorreram grandes reduções nas taxas de nitrito (Figura 43), assim como verificado por Sooknah & Wilkie (2004). Esse aumento na eficiência de remoção do nitrito foi observado logo após a redução da vazão, porém foi percebido com mais intensidade no último monitoramento no mês de Outubro (Figura 43).

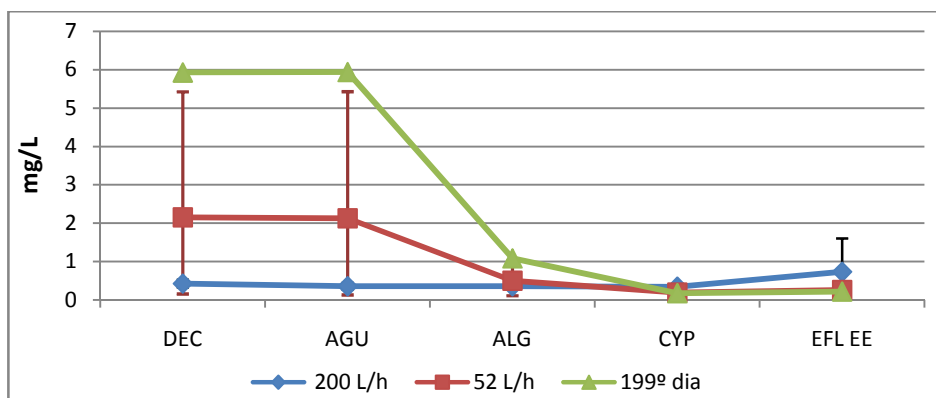


Figura 43: Valores de nitrito \pm d.p. nos tanques do sistema alagado nos meses de operação nas vazões de 200 e 52 L/h e o resultado do último monitoramento no dia 17 de outubro de 2009.

As Cyperaceae também promoveram uma grande remoção do nitrito, mostrando uma grande capacidade do sistema de remover grandes quantidades de nitrogênio na forma de nitrito, tanto em tanques de fluxo superficial (algas), quanto em tanques de fluxo sub-superficial vertical (Cyperaceae). Entretanto essa eficiência não foi verificada nos tanques de aguapé (fluxo superficial) e no tanque de Poaceae (fluxo sub-superficial horizontal), este fato foi observado também por Henry-Silva & Camargo (2008) e Brasil *et al.* (2005), em tanques

com fluxo sub-superficial horizontal, que apresentaram baixas taxas de remoção de nutrientes, como N, P e K, e um aumento na concentração do efluente devido as grandes perdas de água por evapotranspiração.

As taxas de remoção de nitrogênio, na forma de nitrito, foram relacionadas com a redução da vazão (Solano *et al.*, 2004), promovendo uma remoção linear e constante ao longo dos meses de operação. Sousa *et al.* (2004), verificou que a remoção variou ao longo do período de monitoramento. Este fato foi relacionado ao ciclo vegetativo da planta aquática e as fases de “envelhecimento” (ou senescência), com a redução da absorção de nutrientes. Estes fatores não influenciaram na remoção do nitrato no Ecossistema Engenheirado, assim como em Solano *et al.* (2004), devido às constantes podas e retirada de biomassa dos tanques vegetados possibilitando uma renovação constante da vegetação.

4.11.2.6. Nitrato

As taxas de aporte de nitrato no sistema alagado variaram ao longo do período de monitoramento, em função da eficiência dos processos de nitrificação realizados no filtro aerado (tratamento secundário), que devido à redução da vazão foram mais eficientes.

Os valores de 0,63; 1,85 e 2,98 mg NO₃⁻/ L são referentes ao aporte de nitrato nas vazões de 200 L/h; 52 L/h e do último dia de monitoramento, no início do sistema alagado. Juntamente com esse aumento, houve uma maior produção de biomassa e um consumo maior dos nutrientes pelas macrófitas, chegando a 60 % de remoção de nitrato no efluente do último dia de monitoramento aqui descrito (Figura 44).

Foi verificada uma redução de quase 38 % de nitrato no tanque de aguapé (*E. crassipes*). No entanto, Henry-Silva & Camargo (2008), verificaram um acréscimo de nitrato em efluentes deste tipo de tanque. Esta eficiência só foi alcançada, devido a uma contínua remoção das macrófitas (25 %) durante a manutenção quinzenal, uma vez que, segundo Henry-Silva & Camargo (2008) e Solano *et al.* (2004), tais plantas estocam nutrientes apenas por um curto período de tempo, sendo necessária a retirada de grande parte delas frequentemente.

As algas promoveram uma grande redução das taxas de nitrato, assim como visto anteriormente no nitrito. Essa redução chegou a 30,5 %, em sua última medição (Figura 44). Esse grande consumo de nitrito e nitrato promoveu o crescimento algal, e uma maior

ocupação dos suportes disponíveis no tanque, resultando num aumento de 25 % de OD no seu efluente.

No tanque vegetado por Cyperaceae (macrófita emergente de fluxo sub-superficial vertical) houve uma redução de 13,4 % de nitrato e uma grande produção de biomassa resultante (Figura 44). Outras macrófitas emergentes como a taboa (*Typha sp.*) também mostraram-se bastante eficientes na remoção de nitrato, segundo Almeida *et al.* (2007).

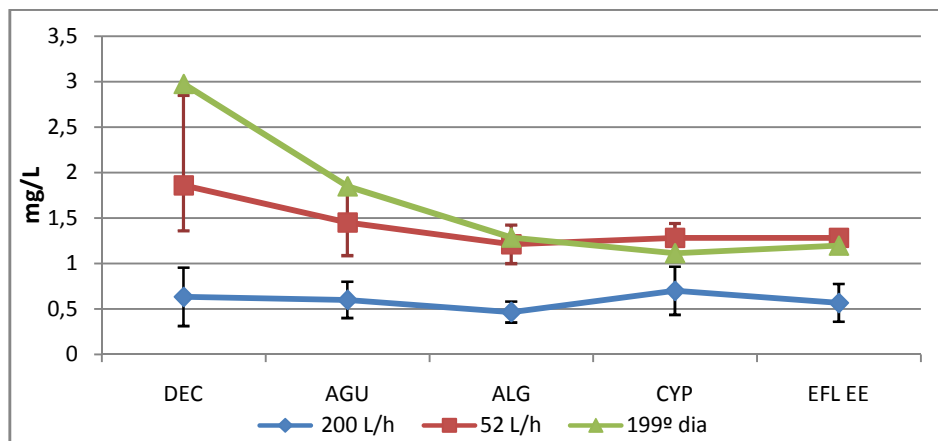


Figura 44: Valores de nitrato \pm d.p. nos tanques do sistema alagado durante os meses de operação nas vazões de 200 e 52 L/h e o resultado do último monitoramento no dia 17 de outubro de 2009.

No tanque de fluxo sub-superficial horizontal, vegetado com Poaceae foi observada uma redução muito baixa. Tais resultados indicam que pode estar ocorrendo processo de nitrificação, pois foi verificada uma quantidade de OD > 2 mg/L e o aumento da quantidade de nitrato em relação ao tanque anterior, o que não ocorreu nos tanques anteriores devido as baixas quantidades de OD presentes. A baixa eficiência de remoção de nitrato em tanque de fluxo sub-superficial horizontal também foi verificada por Calheiros *et al.* (2007).

4.11.2.7. Nitrogênio amoniacal

A remoção da amônia por processos de nitrificação nos sistemas alagados foram ineficientes e quase inexistentes (Figura 45), isto ocorre, segundo Hamersley *et al.* (2001) e Tchobanoglous (1991), devido à baixa disponibilidade de oxigênio (Figura 46) e ao lento desenvolvimento dos microrganismos nitrificadores, sugerindo que devem ser desenvolvidos

métodos para melhorar a oxigenação do substrato para aumentar a nitrificação (Sikora *et al.* 1995; Almeida *et al.* 2007b; Brasil *et al.*, 2005). Todavia, os elevados teores de N amoniacal na saída do sistema (Figura 45) deixam claro que as espécies vegetais não conseguiram oxigenação suficiente da rizosfera para propiciar sua redução e/ou, o TRH foi insuficiente (Almeida *et al.* 2007b).

De acordo com Almeida *et al.* (2007b) em outros trabalhos em que foram usados sistemas alagados no tratamento de esgotos domésticos, verificou-se reduções de 16 a 89 %. Entretanto, Van Kaick (2002) encontrou em algumas análises um aumento do teor de N amoniacal, em relação à entrada.

De acordo com a Figura 45, somente no último dia de análise foi possível observar o processo de nitrificação e a consequente redução do N amoniacal. Isto provavelmente ocorreu tardiamente devido à redução da vazão e o lento desenvolvimento e aclimação dos microorganismos nitrificantes (Hamersley *et al.*, 2001; Araújo *et al.*, 2009) nos tanques de aguapé, Cyperaceae e Poaceae.

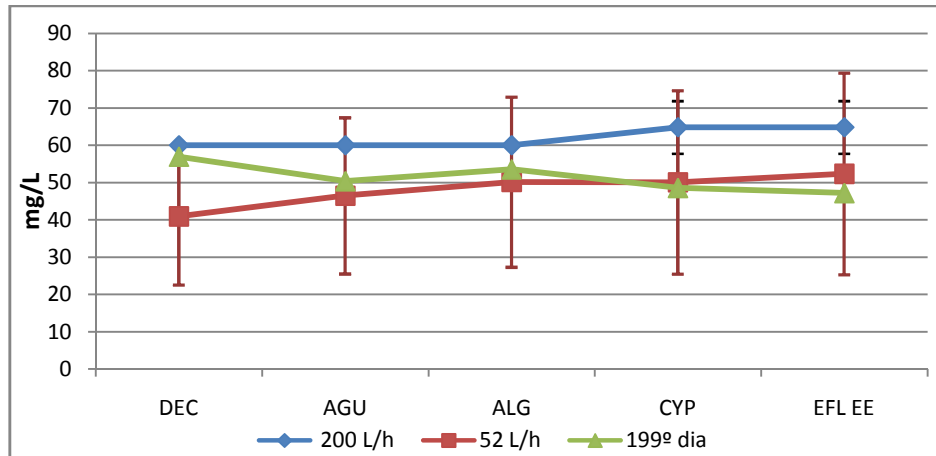


Figura 45: Valores de nitrogênio amoniacal \pm d.p. nos tanques do sistema alagado durante os meses de operação nas vazões de 200 e 52 L/h e o resultado do último monitoramento no dia 17 de outubro de 2009.

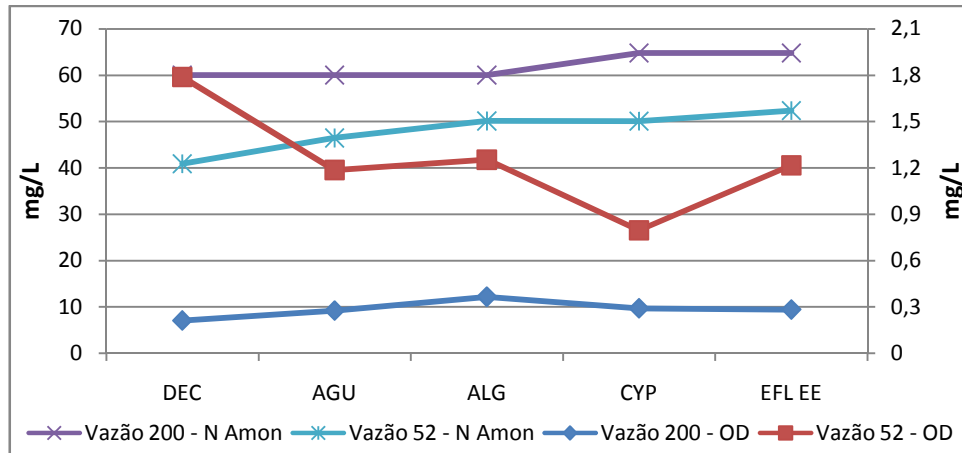


Figura 46: Comparação do consumo de OD (eixo secundário), no processo de nitrificação e a remoção do nitrogênio amoniacal (eixo primário), no tratamento terciário nas vazões de 200 e 52 L/h.

4.11.2.8. Fósforo Total (P_{tot})

Os valores de remoção de P_{tot} foram muito baixos e, em alguns casos, até negativo, com exceção do último dado de monitoramento onde verificou-se uma eficiência de 24,6 % (Figura 47). Contudo, o tanque de fluxo sub-superficial vertical vegetado por Cyperaceae, promoveu a redução do fósforo total em todo o período de operação, embora em taxas baixas, que variaram de 1,4 a 8,6 % (Figura 47). Os valores encontrados foram bem inferiores aos observados para nitrogênio, mas isso já era esperado. Segundo Brix (1994), a capacidade de remoção do fósforo pelas macrófitas é inferior à capacidade de remoção do nitrogênio. Entretanto, a baixa eficiência das algas na remoção do fósforo (0,5 %) não era esperada, apesar de ter sido relatada por Kavanagh & Keller (2007) em um sistema semelhante. Esse resultado provavelmente ocorreu devido à formação incompleta nos suportes (bobs) e nas paredes do tanque pelas algas, espera-se que este resultado possa melhorar com o aumento e o desenvolvimento das algas no tanque correspondente.

As baixas taxas de redução de fósforo, segundo Sousa *et al.* (2003 e 2004), ocorrem, porque embora o fósforo solúvel seja facilmente absorvido pelos sistemas radiculares das plantas aquáticas, a fração pouco solúvel pode associar-se ao ferro, alumínio ou cálcio, dificultando a assimilação pelas macrófitas e pelos microrganismos. Segundo Metcalf & Eddy (2003), a faixa de pH encontrada durante o período de monitoramento do sistema vegetado

(6,8 e 7,9), pode ter favorecido a precipitação química do fósforo associado a compostos de cálcio.

Embora a remoção de fósforo tenha ocorrido em taxas baixas, os valores ficaram dentro do intervalo relatado por vários autores (Brasil *et al.*, 2005; Kavanagh & Keller, 2007; Calheiros *et al.*, 2007; Henry-Silva & Camargo, 2008) para sistemas alagados.

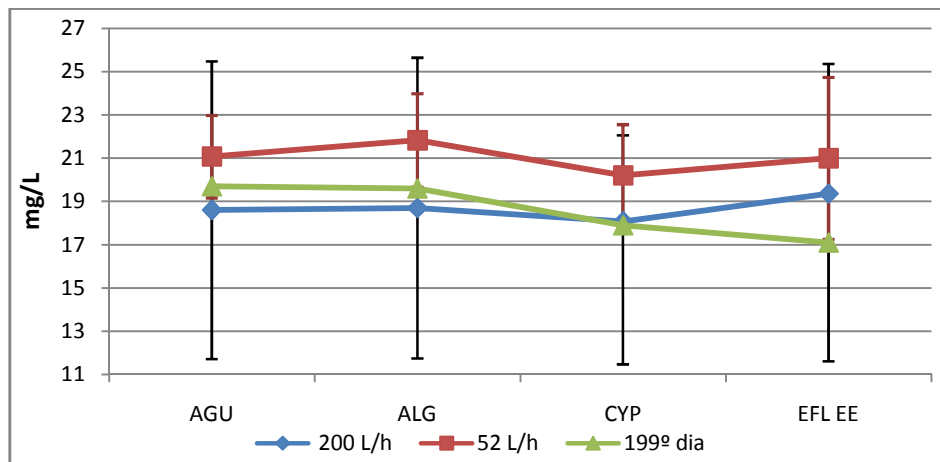


Figura 47: Valores de fósforo total \pm d.p. nos tanques do sistema alagado durante os meses de operação nas vazões de 200 e 52 L/h e o resultado do último monitoramento no dia 17 de outubro de 2009.

4.11.2.9. Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO₅

A eficiência de remoção da DBO₅ no sistema alagado variou conforme a vazão, alcançando 52,8 % em 200 L/h e 76,6 % em 52 L/h (Figura 48). Além disso, verificou-se, assim como o relatado por Colmenarejo *et al.* (2006), que a taxa de oxidação da matéria orgânica foi limitada pela pouca quantidade de oxigênio dissolvido (< 2mg/L) (Figura 49). Outra forma indireta de quantificação da redução da matéria orgânica foi a análise do carbono orgânico total (COT) das amostras do afluente e do efluente do sistema, que durante os meses de setembro e outubro indicaram uma redução de 63 % e 87,7 %, respectivamente. Estes resultados comprovam a evolução do tratamento e a boa eficiência do sistema na redução da matéria orgânica.

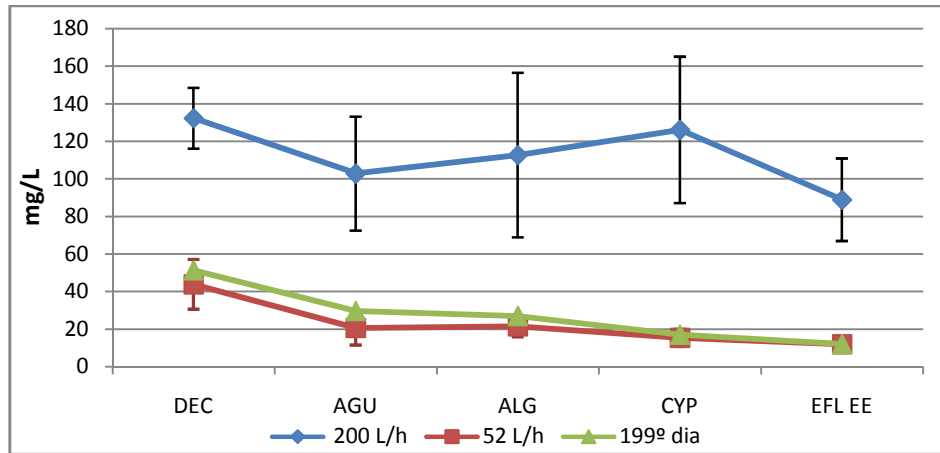


Figura 48: Valores de $DBO_5 \pm d.p.$ nos tanques do sistema alagado durante os meses de operação nas vazões de 200 e 52 L/h e o resultado do último monitoramento no dia 17 de outubro de 2009.

A DBO_5 na entrada do sistema alagado foi baixa (44 mg/L em 52 L/h), por ser este um tratamento terciário que recebe esgoto que passou pelos tratamentos primário e secundário. Nesses locais, a velocidade do esgoto foi reduzida, permitindo a atividade oxidativa microbiana e a absorção pelas macrófitas (Brix, 1994; Dias *et al.*, 2002; Almeida *et al.*, 2005; Sooknah & Wilkie, 2004). As macrófitas foram capazes de remover grande parte da matéria orgânica particulada (Figura 48) e nutriente dos efluentes, conforme esperado (Sooknah & Wilkie, 2004; Henry-Silva & Camargo, 2008).

A *E. crassipes* (aguapé) foi responsável pela maior remoção da DBO_5 , atingindo remoções de 55 e 60 %, nas vazões respectivas de 200 e 52 L/h. Este resultado era esperado devido à grande biomassa produzida que era retirada (25 %) a cada 15 dias. Esta espécie tem sido muito utilizada nos EUA, nos estados da Califórnia, Flórida, Massachusetts e Texas no tratamento das águas residuárias, conforme relatado por Zimmels *et al.* (2006), alcançando remoções de 37 a 91 % da DBO_5 .

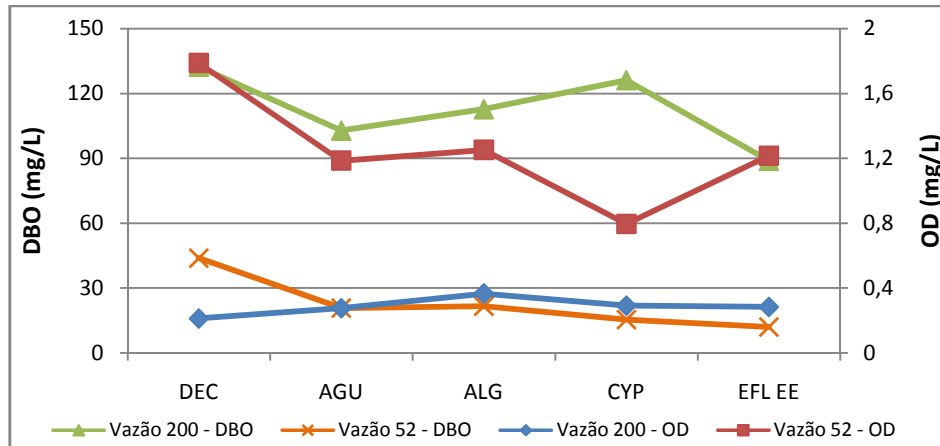


Figura 49: Comparação das taxas de OD e DBO₅ durante os meses de operação nas vazões de 200 e 52 L/h.

As algas foram responsáveis pela remoção de 12 e 9 %, nas vazões respectivas de 200 e 52 L/h. Esta baixa contribuição provavelmente se deve ao fato das algas ainda não terem colonizado totalmente o tanque, encontrando-se ainda em processo de adaptação.

O tanque de fluxo sub-superficial vertical, vegetado pela *Schoenoplectus sp.*- planta emergente da família das Cyperaceae - foi responsável pela remoção de 3 e 37 % nas vazões respectivas de 200 e 52 L/h. Esse resultado mostra que a redução da carga poluidora, permitiu uma melhor adaptação e desenvolvimento desta macrófita, tendo como consequência uma melhor eficiência na remoção da DBO₅ e uma maior produção de biomassa.

O tanque de fluxo sub-superficial horizontal, vegetado pela *Panicum cf. racemosum* - gramínea da família Poaceae - foi responsável pela remoção de 38 e 34 %, vazões respectivas de 200 e 52 L/h. Esta remoção, provavelmente, foi afetada pela quantidade de matéria orgânica disponível, pois durante a maior vazão o valor da DBO₅ foi em média 126 mg/L e depois da redução passou a ser de 15,4 mg/L em média, sendo este valor 87,5 % inferior ao de maior vazão.

A remoção da DBO₅ nos diferentes tipos (design) de tanques do sistema alagado alcançou um bom rendimento e acredita-se serem possíveis melhorias adicionais, pois deve ser levado em consideração que o monitoramento aqui apresentado ocorreu durante os meses de Abril a Outubro, nas estações do outono, inverno e primavera, não tendo sido avaliada a estação do verão, onde segundo Solano *et al.* (2004), é esperado um maior desenvolvimento das macrófita, devido ao maior período de insolação (fotoperíodo), tendo como resultante uma maior eficiência de remoção de nutrientes e matéria orgânica.

4.11.2.10. Demanda Química de Oxigênio – DQO

A eficiência na remoção da DQO no sistema alagado variou conforme a vazão alcançando 35 % em 200 L/h e 75 % em 52 L/h (Figura 50). De acordo com a Figura 51, podemos observar, assim como descrito por Colmenarejo *et al.* (2006), que, como a DBO₅, a taxa de oxidação química da matéria orgânica também foi limitada pela pouca quantidade de oxigênio dissolvido (< 2mg/L).

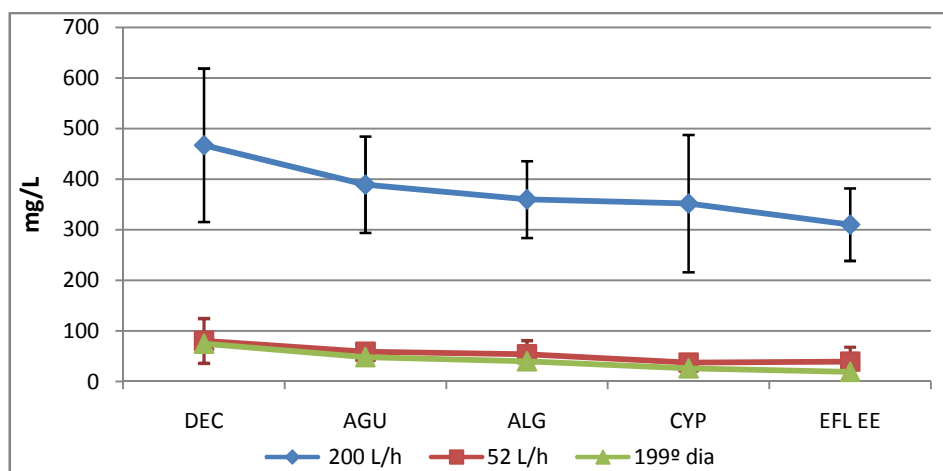


Figura 50: Valores de DQO \pm d.p. nos tanques do sistema alagado durante os meses de operação nas vazões de 200 e 52 L/h e o resultado do último monitoramento no dia 17 de outubro de 2009.

A redução da vazão originou grandes mudanças na eficiência de remoção da DQO, como também proporcionou uma melhor adaptação das macrófitas e os organismos nos tanques do sistema alagado. A DQO de entrada do sistema alagado foi 467 mg/L na vazão de 200 L/h e 80,6 mg/L na vazão de 52 L/h. Estes dados mostram que houve também uma melhora na eficiência dos tratamentos anteriores (primário e secundário). Com a redução da vazão, houve uma diminuição da carga poluidora e da velocidade da passagem do esgoto, aumentando o TRH e permitindo maior tempo de contato com os microorganismos elevando assim, a intensidade da atividade microbiana (Sooknah & Wilkie, 2004). As macrófitas foram capazes de remover grande parte da DQO garantindo a eficiência necessária de remoção para que o sistema apresentasse valores médios inferiores a 50 mg/L de DQO (valor min. 19 mg/L) (Figura 51).

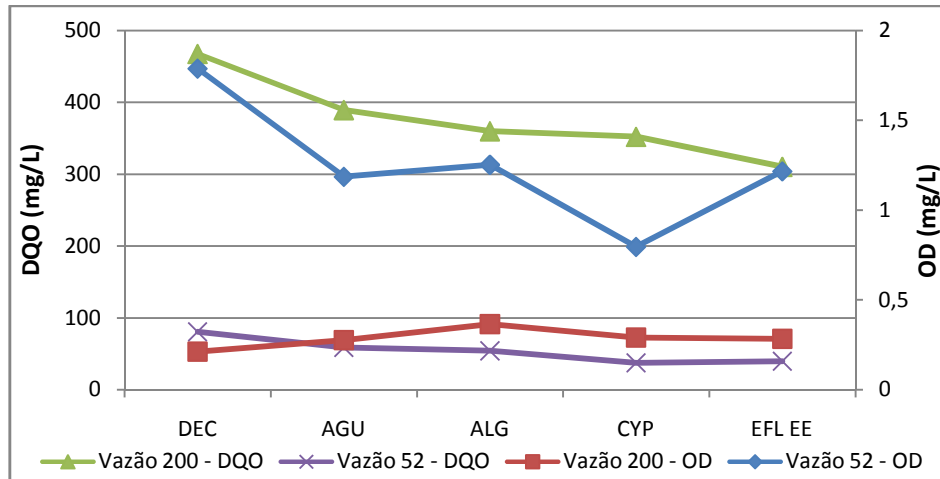


Figura 51: Comparação das taxas de OD e DQO durante os meses de operação nas vazões de 200 e 52 L/h.

O tanque de macrófita que apresentou maior eficiência na redução da DQO foi o de aguapé (*E. crassipes*), com uma redução de 52 %, seguido pelos tanques sub-superficial vertical com a Cyperaceae (33 %); e sub-superficial horizontal com gramínea (32%). O tanque de alga não apresentou uma remoção tal qual os outros (18 %), porém como já foi dito antes, provavelmente se deve ao fato de que a colonização dos suportes e paredes do tanque ainda não ocorreu de forma esperada. Essa colonização é esperada para o verão, já que o sistema apresenta-se estabilizado e o fotoperíodo será maior.

4.11.2.11. DBO₅/DQO

A Figura 52 apresenta a relação DBO₅/DQO variou de 0,3 a 0,37 na vazão de 200 L/h; 0,37 a 0,49 na vazão 52 L/h; e 0,62 a 0,68 no último dia de análise. Silva & Mendonça (2003) encontraram, em sistemas de tratamento por lagoas de estabilização, operados por um período de 3 anos no Espírito Santo, valores que variaram de 0,45 a 0,5.

A partir da redução da vazão do sistema, o mesmo passou a operar em condições de biodegradabilidade boa a ótima, segundo Philippi *et al.* (2007), e no último monitoramento, quando taxas superiores a 0,6 foram registradas, havia uma alta capacidade de depuração biológica do efluente.

A relação DBO₅/DQO apresentada durante o período com a vazão de 200 L/h também esteve sempre acima de 0,2, que segundo Puerta (1999) e Philippi *et al.* (2007), ainda é considerado efluente que pode ser tratado por processos biológicos.

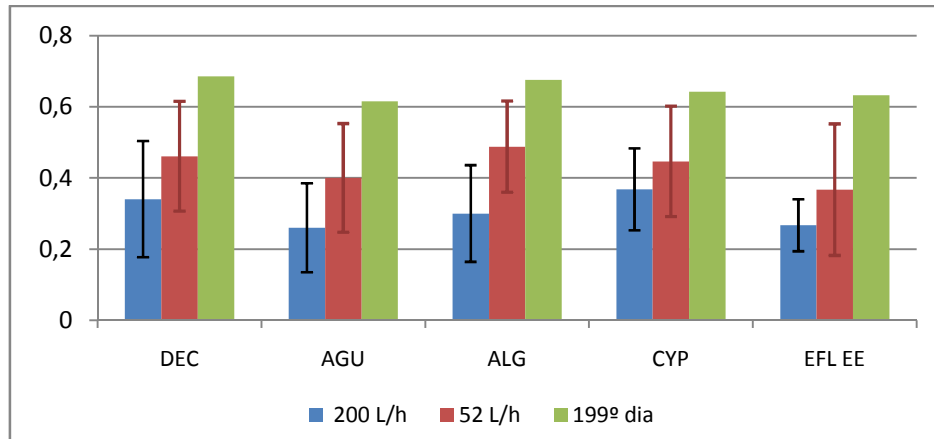


Figura 52: Comparação da relação de DBO/DQO \pm d.p. nas vazões de 200 e 52 L/h e no 199º dia de operação do sistema, no efluente dos tanques vegetados.

4.11.3. Desempenho geral do Ecossistema Engenheirado

Durante os 200 dias de operação o Ecossistema Engenheirado foi monitorado e apresentou melhora a cada mês. No decorrer deste período, foram feitas pequenas mudanças e ajustes, que resultaram no ganho de eficiência do sistema em geral (Tabela 10 a, b). Essas modificações garantiram que, ao final deste período, o padrão de lançamento do efluente no corpo receptor, na maioria dos parâmetros físico-químico, se enquadrasse na Legislação Federal e de alguns Estados brasileiros (Tabela 15).

Tabela 15: Comparação dos dados de lançamento de efluente tratado em um corpo receptor pelo Ecossistema Engenheirado, com os padrões de lançamentos da Legislação CONAMA 357, NBR13969 da ABNT e Legislação dos Estados do Rio de Janeiro, Minas Gerais, Goiás e São Paulo (os valores em negrito e sublinhados são os que ficaram fora dos limites estabelecidos por pelo menos uma das normas de lançamento referenciadas).

	Neste trabalho	Conama 357 Lançamento	ABNT NBR 13969 Classe a	Legislação RJ - DZ 202.R-10	Legislação MG *	Legislação GO **	Legislação SP ***
OD (mg/L)	2,88	-	> 2	-	-	-	-
pH	7,1 - 7,3	5 - 9	6 - 9	5 - 9	6,5 - 8,5	6,5 - 8,5	5 - 9
Temperatura (°C)	22 - 25	< 40°C [#]	< 40 [#]	< 40 [#]	< 40 [#]	< 40 [#]	< 40 [#]
TDS (mg/L)	317	-	-	-	-	-	-
Nitrito (mg/L)	0,22	-	-	-	-	-	-
Nitrato (mg/L)	1,2	-	20	-	-	-	-
N amoniacal (mg/L)	<u>25,8</u>	20	<5	5	5	-	-
Fósforo T (mg/L)	<u>17</u>	-	-	1,0	-	-	1,0
DBO₅ (mg/L)	10,9	-	20	-	60	60	60
DQO (mg/L)	19	-	50	-	90	-	-
SSD (mL/L)	0	1	<0,1	1	1	1	1
SST (mg/L)	60	-	-	-	100	-	-
Cloreto (mg/L)	50,7	-	250	-	-	-	-
OG (mg/L)	0,19	50	30	30	50	-	30

[#] < 40°C não excedendo $\pm 3^{\circ}\text{C}$ a temperatura da zona de mistura;

* Deliberação Normativa n° 10/86 – Estado de Minas Gerais;

** Decreto n° 1.745 de 06 de Dezembro de 1979 – Estado de Goiás;

*** Lei n° 997 de 31 de maio de 1976 – Estado de São Paulo.

A seguir, serão apresentados os dados agregados de eficiência de remoção do Ecossistema Engenheirado, dos fatores físico-químicos analisados, e uma comparação destes dados com os apresentados por outros autores em sistemas de tratamento de esgotos semelhantes.

4.11.3.1. Oxigênio Dissolvido – OD

Com a correção na vazão do sistema, este passou a apresentar taxas mais altas de OD, principalmente no filtro aerado submerso, porém estas taxas não foram mantidas nos tanques do sistema alagado (Figura 53). Isto provavelmente acarretou numa subutilização dos sistemas alagados, que apesar de terem apresentado dados satisfatórios, poderiam ter tido maior eficiência com valores mais altos de OD. Sugere-se que tal aeração pode ser fornecida

artificialmente, por um compressor, na entrada do tanque de algas, ou por uma queda d'água, na passagem do decantador para o tanque de aguapé. Esta oxigenação é necessária também para que haja o enquadramento deste efluente nos padrões de lançamento do CONAMA 357 (Tabela 15).

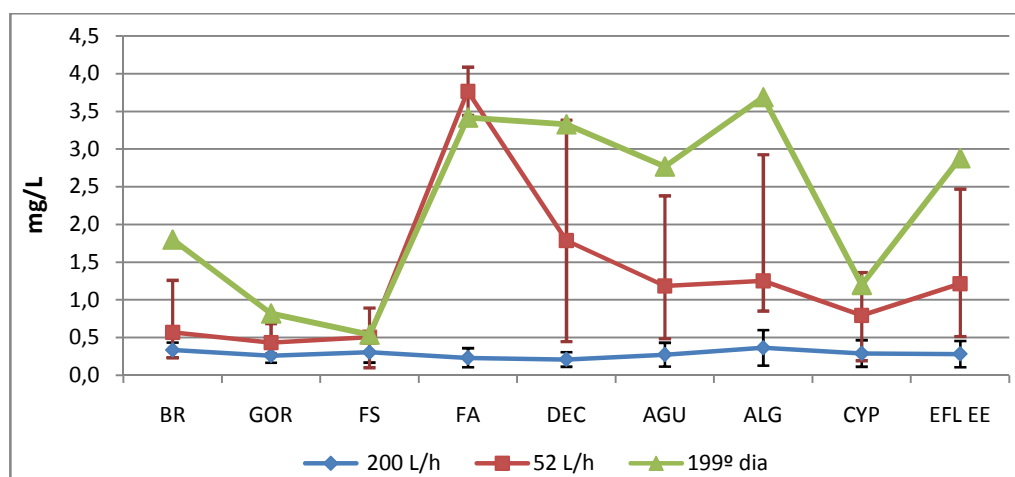


Figura 53: Monitoramento dos dados de OD \pm d.p. ao longo dos 200 dias de operação do Ecosistema Engenheirado, nas vazões de 200 e 52 L/h.

As taxas de OD encontrados na literatura (Tabela 16) mostram que apesar das raízes das macrófitas fornecerem oxigênio para o meio, os microorganismos presentes, numa relação de simbiose com as plantas, utilizam este oxigênio na oxidação da carga poluidora ainda remanescente (matéria orgânica e nutrientes).

Tabela 16: Comparação dos dados de OD encontrados neste trabalho com os dados encontrados por outros autores em sistemas semelhantes.

	Tipo de tratamento	OD (mg/L)
Neste trabalho	Ecosistema Engenheirado	2,88
Tratamento original CEADS	Fossa + zona de raiz	3,9
Kaczala <i>et al.</i> , 2005b	Tratamento original CEADS	1,57 - 3
Almeida <i>et al.</i> , 2007b	Fossa + zona de raiz	1,64
Tonetti <i>et al.</i> , 2005	Filtro anaeróbio e filtro areia	> 6
Costa <i>et al.</i> , 2003	wetland	0,75
Sooknah & Wilki, 2004	Reator anaeróbio + wetland	1,3
Sooknah & Wilki, 2004	Reator anaeróbio + wetland	1,8
Caselles-Osorio & García, 2006	wetland	< 0,05
Henry-Silva & Camargo, 2008	wetland	1,7
Araújo <i>et al.</i> , 2009	Reator anaeróbio + Filtro aerado	1,26

4.11.3.2. pH

A redução da vazão acarretou num aumento dos valores do pH, porém tal parâmetro manteve-se com a mesma dinâmica e padrão de comportamento independentemente da vazão, aumentando na passagem da fossa séptica para o filtro aerado e uma leve redução com a passagem pelo sistema alagado (Figura 54). O pH manteve-se dentro dos padrões de lançamento do CONAMA 357 (Tabela 15) durante todo o período.

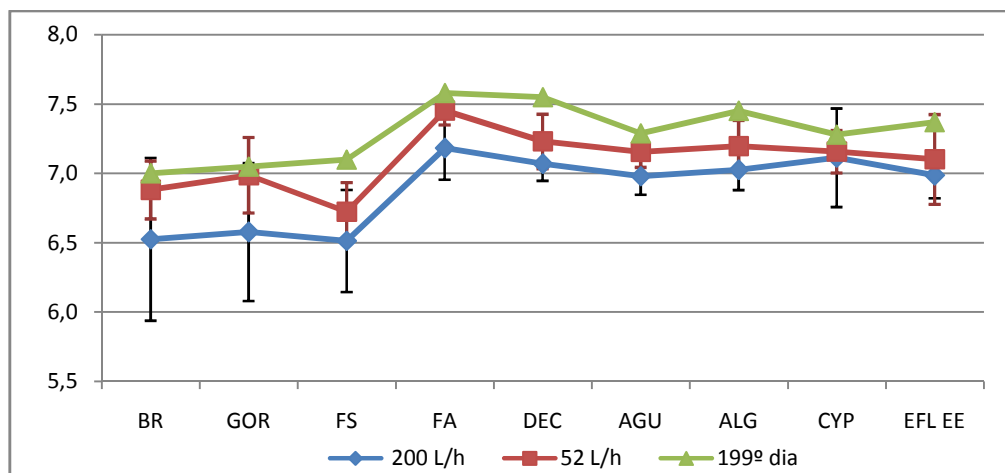


Figura 54: Monitoramento dos valores de pH \pm d.p. ao longo dos 200 dias de operação do Ecosistema Engenheirado, nas vazões de 200 e 52 L/h.

Tabela 17: Comparação dos valores de pH encontrados neste trabalho com os dados encontrados por outros autores em sistemas semelhantes.

	Tipo de tratamento	pH
Neste trabalho	Ecosistema Engenheirado	7,1 - 7,3
Tratamento original CEADS	Fossa + zona de raiz	7,2 - 7,7
Kaczala <i>et al.</i> , 2005b	Tratamento original CEADS	6,5 - 7,1
Kavanagh & Keller, 2007	Ecosistema Engenheirado	6,3
Tonetti <i>et al.</i> , 2005	Filtro anaeróbico e filtro areia	> 7,2
Costa <i>et al.</i> , 2003	wetland	6,9 - 7,6
Sousa <i>et al.</i> , 2004	UASB + wetland	7,5
Calheiros <i>et al.</i> , 2007	wetland	8,6 - 9,1
Sooknah & Wilki, 2004	Reator anaeróbico + wetland	8
Sooknah & Wilki, 2004	Reator anaeróbico + wetland	8,32
Brasil <i>et al.</i> , 2005	Sistema alagados	7,12
Bastos <i>et al.</i> , 2005	UASB + Filtro + wetland	7,4 - 8,9
Henry-Silva & Camargo, 2008	wetland	7,1
Araújo <i>et al.</i> , 2009	Reator anaeróbico + Filtro aerado	6,35

Os valores encontrados na literatura (Tabela 17) mostram que o pH de sistemas de tratamento de esgotos domésticos normalmente não apresentam problemas com os valores de lançamento, estando via de regra dentro da faixa de 6 a 9, definida pelo CONAMA 357.

4.11.3.3. Condutividade elétrica – CE

Durante o período de monitoramento a condutividade elétrica não foi reduzida (Figura 55), porém não foi encontrado nenhum padrão de lançamento que restringisse os valores lançados em corpos receptores salobros. De acordo com a literatura, as altas concentrações de nitrato assim como o processo de nitrificação e desnitrificação podem estar associadas ao aumento da condutividade ao longo dos sistemas de tratamento de esgoto. Apesar de não terem sido reduzidos os valores da CE, estes não diferiram dos valores encontrados na zona de mistura, 3,5 – 2773 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

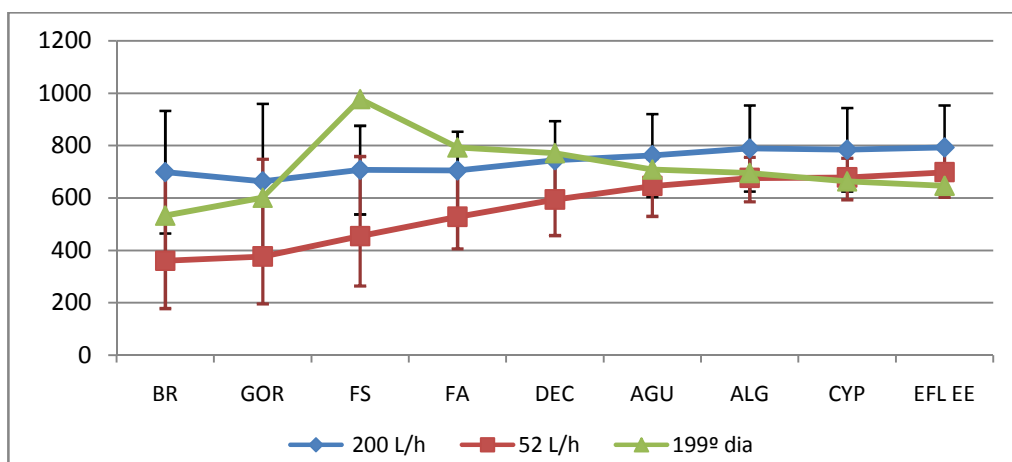


Figura 55: Monitoramento dos dados de CE \pm d.p. ao longo dos 200 dias de operação do Ecosistema Engenheirado, nas vazões de 200 e 52 L/h.

Tabela 18: Comparação dos dados de CE encontrados neste trabalho com os dados encontrados por outros autores em sistemas semelhantes.

	Tipo de tratamento	Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
Neste trabalho	Ecosistema Engenheirado	639
Tratamento original CEADS	Fossa + zona de raiz	547
Sooknah & Wilki, 2004	Reator anaeróbico + <i>wetland</i>	1200
Sooknah & Wilki, 2004	Reator anaeróbico + <i>wetland</i>	157
Bastos <i>et al.</i> , 2005	UASB + Filtro + <i>wetland</i>	307 - 712
Henry-Silva & Camargo, 2008	<i>wetland</i>	61

Os valores encontrados na literatura (Tabela 18) não apresentam um padrão característico, e sim uma característica individual do afluente, do tipo de tratamento usado e do efluente lançado, não sendo relacionados a outros valores encontrados na literatura.

4.11.3.4. Temperatura

Os valores de temperatura estiveram dentro das faixas descritas na literatura para sistemas alagados (tabela 19), com exceção dos países de clima frio.

Tabela 19: Comparação das temperaturas encontradas neste trabalho com os encontrados por outros autores em sistemas semelhantes.

	Tipo de tratamento	Temperatura (°C)
Neste trabalho	Ecosistema Engenheirado	22 - 25
Tratamento original CEADS	Fossa + zona de raiz	22 - 25
Kaczala <i>et al.</i>, 2005b	Tratamento original CEADS	20 - 27
Costa <i>et al.</i>, 2003	<i>wetland</i>	19 - 24
Sousa <i>et al.</i>, 2004	UASB + <i>wetland</i>	30 - 34
Caselles-Osorio & García, 2006	<i>wetland</i>	19 - 25
Henry-Silva & Camargo, 2008	<i>wetland</i>	24,6
Araújo <i>et al.</i>, 2009	Reator anaeróbio + Filtro aerado	28

4.11.3.5. Nitrito

Com a correção na vazão do sistema, melhores taxas de OD, principalmente no filtro aerado submerso, e um maior TRH proporcionaram um aumento da eficiência nos processos de nitrificação, promovendo um pico de atividade no filtro aerado submerso e um alto consumo desse nitrito pelas macrófitas do sistema alagado (Figura 56).

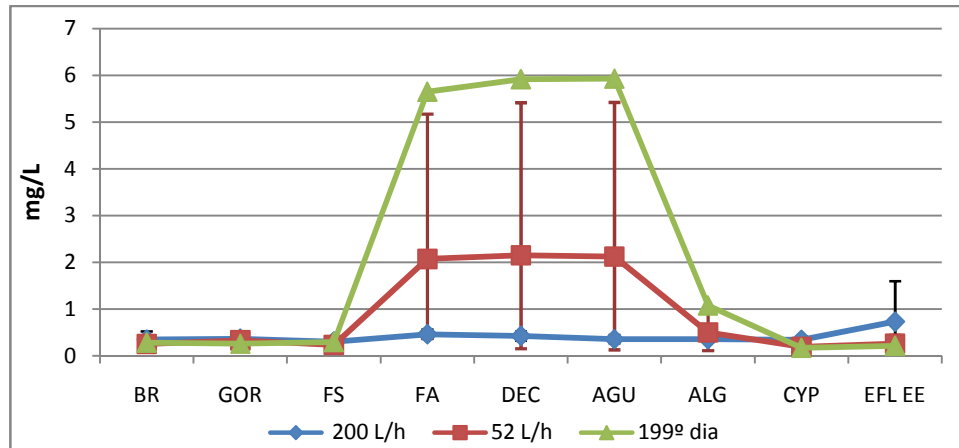


Figura 56: Monitoramento do nitrito \pm d.p. ao longo dos 200 dias de operação do Ecossistema Engenheirado, nas vazões de 200 e 52 L/h.

Tabela 20: Comparação dos dados de nitrito deste trabalho com os encontrados por outros autores em sistemas semelhantes.

	Tipo de tratamento	Nitrito (mg/L)
Neste trabalho	Ecossistema Engenheirado	0,22
Tratamento original CEADS	Fossa + zona de raiz	0,92
Kavanagh & Keller, 2007	Ecossistema Engenheirado	0
Almeida <i>et al.</i>, 2007b	Fossa + zona de raiz	0,05
Tonetti <i>et al.</i>, 2005	Filtro anaeróbio e filtro areia	0,1 - 3,6
Henry-Silva & Camargo, 2008	<i>wetland</i>	7,5
Araújo <i>et al.</i>, 2009	Reator anaeróbio + Filtro aerado	1,7

Os baixos valores encontrados na literatura mostram que os sistemas alagados, *wetlands* e zona de raízes, entre outros, são eficientes na remoção dos nitritos, aumentando a produção de biomassa e contribuindo para a remoção do nitrogênio (Tabela 20).

4.11.3.6. Nitrato

Com a correção na vazão do sistema, e devido ao aumento do OD e do TRH, assim como nitrito, houve um aumento na eficiência dos processos de nitrificação, um pico de atividade no filtro aerado submerso e um alto consumo do nitrato pelas macrófitas do sistema alagado (Figura 57).

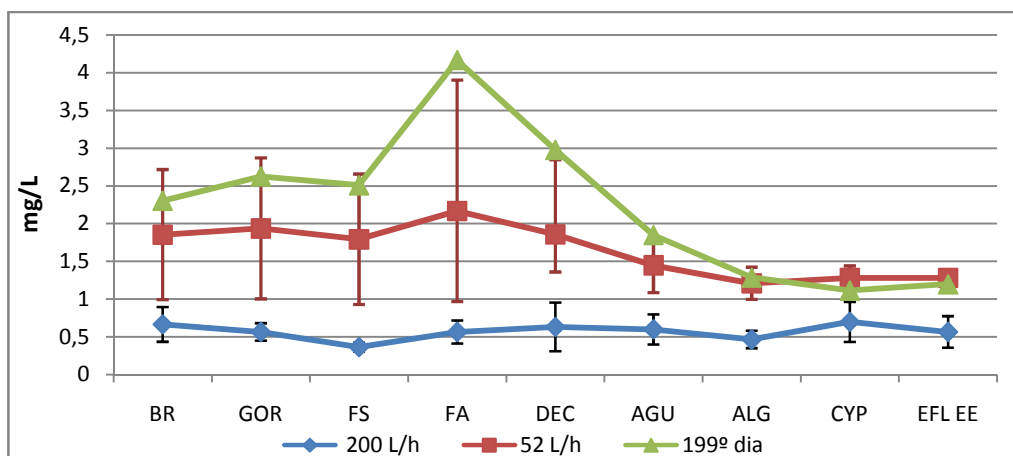


Figura 57: Monitoramento do nitrato \pm d.p. ao longo dos 200 dias de operação do Ecossistema Engenheirado, nas vazões de 200 e 52 L/h.

Assim como o nitrito, os baixos valores encontrados na literatura mostram que os sistemas alagados, *wetlands* e zona de raízes, entre outros, são eficientes na remoção dos nitratos, aumentando a produção de biomassa e contribuindo para a remoção do nitrogênio (Tabela 21).

Tabela 21: Comparação dos dados de nitrato deste trabalho com os encontrados por outros autores em sistemas semelhantes.

	Tipo de tratamento	Nitrato (mg/L)
Neste trabalho	Ecossistema Engenheirado	1,2
Tratamento original CEADS	Fossa + zona de raiz	4,0
Kaczala <i>et al.</i>, 2005b	Tratamento original CEADS	8
Kavanagh & Keller, 2007	Ecossistema Engenheirado	7,0
Almeida <i>et al.</i>, 2007b	Fossa + zona de raiz	2,03
Tonetti <i>et al.</i>, 2005	Filtro anaeróbio e filtro areia	0,5 - 91
Calheiros <i>et al.</i>, 2007	<i>wetland</i>	31
Sooknah & Wilki, 2004	Reator anaeróbio + <i>wetland</i>	0,2
Sooknah & Wilki, 2004	Reator anaeróbio + <i>wetland</i>	0
Mbuligwe, 2005	Fossa séptica + <i>wetland</i>	0,8
Caselles-Osorio & García, 2006	<i>wetland</i>	0,5
Henry-Silva & Camargo, 2008	<i>wetland</i>	94,5
Araújo <i>et al.</i>, 2009	Reator anaeróbio + Filtro aerado	16,6

Colmenarejo *et al.* (2006), descreveu uma relação entre o aumento do pH e da quantidade de nitrito em efluentes de processos aeróbicos, o que também foi verificado durante o período de monitoramento com a redução da vazão (Figuras 54 e 57).

4.11.3.7. Nitrogênio amoniacal

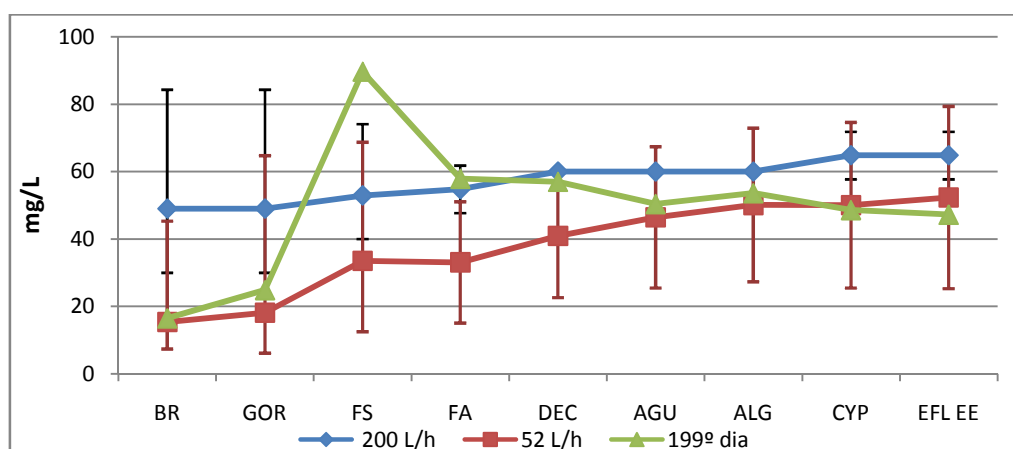


Figura 58: Monitoramento do Nitrogênio amoniacal \pm d.p. ao longo dos 200 dias de operação do Ecosistema Engenheirado, nas vazões de 200 e 52 L/h.

A correção na vazão do sistema, o aumento das taxas de OD e TRH maior, não foram suficientes para garantir uma alta eficiência de remoção do N amoniacal (Figura 58). Tal fato está relacionado à baixa concentração do OD nos sistemas alagados. Uma recomendação para o aperfeiçoamento do sistema é a oxigenação artificial, conforme mencionado anteriormente, que garantirá o fornecimento necessário de OD para que os microorganismos promovam a nitrificação e conseqüentemente a redução do N amoniacal. Este, atualmente, apresenta uma concentração aproximadamente seis vezes superior aos limites da Classe 1 do CONAMA 357.

Tabela 22: Comparação dos dados de N amoniacal deste trabalho com os encontrados por outros autores em sistemas semelhantes.

	Tipo de tratamento	N amoniacal (m/L)
Neste trabalho	Ecosistema Engenheirado	25,8
Tratamento original CEADS	Fossa + zona de raiz	32
Kaczala <i>et al.</i> , 2005b	Tratamento original CEADS	7,9
Kavanagh & Keller, 2007	Ecosistema Engenheirado	8
Almeida <i>et al.</i> , 2007b	Fossa + zona de raiz	44,7
Tonetti <i>et al.</i> , 2005	Filtro anaeróbio e filtro areia	0,2 - 42
Calheiros <i>et al.</i> , 2007	<i>wetland</i>	59
Sooknah & Wilki, 2004	Reator anaeróbio + <i>wetland</i>	0,43
Sooknah & Wilki, 2004	Reator anaeróbio + <i>wetland</i>	0,29
Mbuligwe, 2005	Fossa séptica + <i>wetland</i>	16
Caselles-Osorio & García, 2006	<i>wetland</i>	7 - 14
Bastos <i>et al.</i> , 2005	UASB + Filtro + <i>wetland</i>	3 - 33

Henry-Silva & Camargo, 2008	wetland	11,5
Sousa <i>et al.</i> , 2000	wetland	11 - 35
Araújo <i>et al.</i> , 2009	Reator anaeróbio + Filtro aerado	16,3

As quantidades de N amoniacal remanescentes nos efluentes encontrados na literatura (Tabela 22), mostram que apesar das raízes das macrófitas fornecerem oxigênio para o meio, em muitos casos, as taxas mínimas de OD não são alcançadas ($> 2 \text{ mgO}_2/\text{L}$). Com isso, os processos de nitrificação ocorrem com baixa eficiência, e o N amoniacal não é removido em quantidades suficientes para atingir os parâmetros de lançamento do CONAMA 357.

4.11.3.8. Fósforo Total

Os valores de remoção de fósforo total foram baixos (4 % na vazão de 200 L/h e 9 % na vazão de 52 L/h), e em algumas vezes, negativo (-49 % em julho). O último dado de monitoramento mostrou eficiência negativa de -20,4 %, porém, se a redução for medida a partir dos dados da fossa séptica, a eficiência total passa a ser de 40 % (Figura 59). Este aumento na quantidade de fósforo no tanque séptico é proveniente da degradação de proteínas e seus subprodutos.

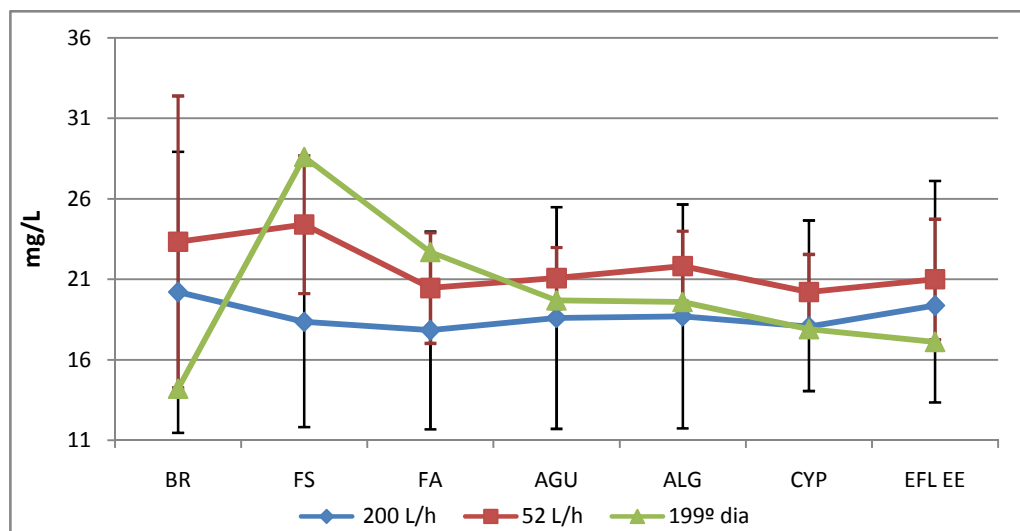


Figura 59: Monitoramento do fósforo total \pm d.p. ao longo dos 200 dias de operação do Ecosistema Engenheirado, nas vazões de 200 e 52 L/h.

Tabela 23: Comparação dos dados de fósforo deste trabalho com os encontrados por outros autores em sistemas semelhantes.

	Tipo de tratamento	Fósforo T (mg/L)
Neste trabalho	Ecossistema Engenheirado	17
Tratamento original CEADS	Fossa + zona de raiz	20
Kaczala <i>et al.</i> , 2005b	Tratamento original CEADS	2,4
Kavanagh & Keller, 2007	Ecossistema Engenheirado	9
Sousa <i>et al.</i> , 2004	UASB + <i>wetland</i>	0,5 - 6
Calheiros <i>et al.</i> , 2007	<i>wetland</i>	0,37
Sooknah & Wilki, 2004	Reator anaeróbio + <i>wetland</i>	5,7
Sooknah & Wilki, 2004	Reator anaeróbio + <i>wetland</i>	0,24
Brasil <i>et al.</i> , 2005	Sistema alagados	4
Bastos <i>et al.</i> , 2005	UASB + Filtro + <i>wetland</i>	4 - 10
Henry-Silva & Camargo, 2008	<i>wetland</i>	62,2
Sousa <i>et al.</i> , 2000	<i>wetland</i>	0 - 2,5
Park & Polprasert, 2008	<i>wetland</i>	1,3

Embora Tchobanoglous (1991), Brix (1994), Brasil *et al.* (2005) e Calheiros *et al.* (2007), afirmem que a remoção de fósforo é mínima em sistemas de zona de raízes, *wetlands* e sistemas alagados (Tabela 23), alguns autores alcançaram remoções altas em sistemas de *wetlands*, a saber: 72% (Almeida *et al.* 2007b), 76% (Presznuk *et al.*, 2003) e 98,3 % (Park & Polprasert, 2008). Estes valores de remoção podem ser alcançados devido à presença de conchas de ostras marinhas no substrato, pois estas disponibilizam íons de cálcio que se ligam facilmente aos fosfatos, formando fosfatos de cálcio, que são precipitados e se acumulam nos substratos (Presznuk *et al.* 2003; Park & Polprasert, 2008). Contudo, alguns trabalhos (Tanner *et al.*, 1999; Sousa *et al.*, 2001 e 2004) descrevem a tendência de redução da remoção de fósforo por esse meio, conforme aumenta o tempo de operação, pois segundo os autores, os substratos dos sistemas tornam-se saturados de compostos de fósforo.

4.11.3.9. Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO₅

Com a redução da vazão do sistema, e melhores taxas de OD, principalmente no filtro aerado submerso, as taxas de redução da DBO₅ foram maiores (76,3 %) (Figura 60). A eficiência de remoção do sistema, após a correção na vazão, foi de 96 %, com valores de DBO₅ do efluente de 10,9 mg/L (Figura 60). A maior remoção da DBO₅ alcançada pelo

tratamento primário - secundário foi de 85 %, e a do sistema alagado foi de 76,5 %. Tais resultados atestam a eficiência do sistema na remoção da DBO₅ por ambos os tratamentos e, além disso, de uma forma geral, o sistema apresentou uma grande evolução na eficiência nos últimos meses, o que faz acreditar que no verão as taxas serão ainda melhores.

O efluente atualmente encontra-se acima dos padrões de lançamento do CONAMA 357, porém, acredita-se que dentro de alguns meses o sistema venha a apresentar taxas que se enquadrarão nos Padrões de Lançamento da Classe 1 (Tabela 15).

No momento, segundo a Tabela 24, o sistema está bem próximo do padrão de lançamento classificado como bastante restritivo apresentado por Von Sperling (2006).

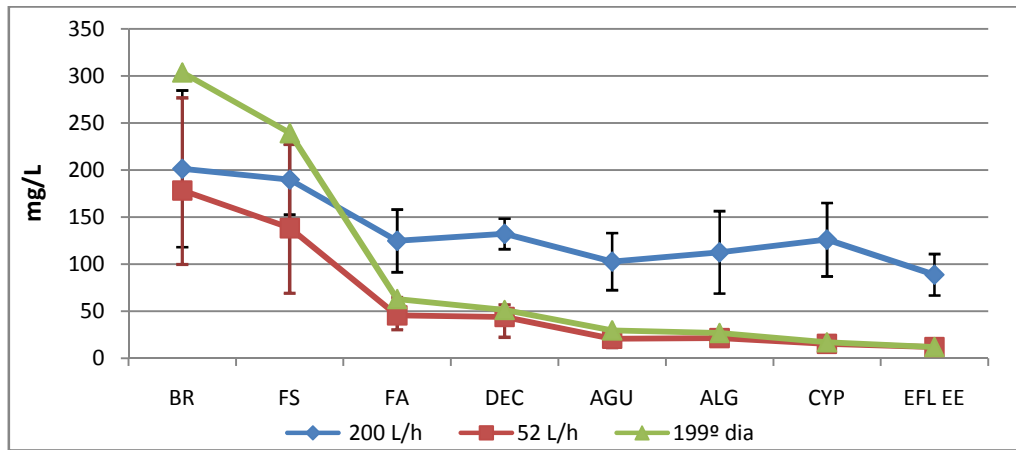


Figura 60: Monitoramento da DBO₅ ± d.p. ao longo dos 200 dias de operação do Ecosistema Engenheirado, nas vazões de 200 e 52 L/h.

Tabela 24: Possíveis padrões de lançamento de DBO₅, segundo Von Sperling (2006).

Parâmetro	Padrão de lançamento (mg/L)		
	Menos restritivo	Restritivo	Bastante restritivo
DBO ₅	60	20 - 30	10

Tabela 25: Comparação dos dados da DBO₅ deste trabalho com os encontrados por outros autores em sistemas semelhantes.

	Tipo de tratamento	DBO ₅ (mg/L)
Neste trabalho	Ecosistema Engenheirado	10,9
Tratamento original CEADS	Fossa + zona de raiz	17
Kaczala <i>et al.</i> , 2005b	Tratamento original CEADS	2,5
Kavanagh & Keller, 2007	Ecosistema Engenheirado	5 - 20
Almeida <i>et al.</i> , 2007b	Fossa + zona de raiz	18,35
Tonetti <i>et al.</i> , 2005	Filtro anaeróbio e filtro areia	1 - 60
Costa <i>et al.</i> , 2003	wetland	2

Calheiros <i>et al.</i> , 2007	wetland	436
Zimmels <i>et al.</i> , 2006	wetland	5
Bastos <i>et al.</i> , 2005	UASB + Filtro + wetland	16 - 82
Delgado <i>et al.</i> , 2009	Filtros aerados submersos	11,41

Os baixos valores encontrados na literatura mostram que os sistemas alagados, *wetlands* e zona de raízes, são eficientes na remoção da DBO₅ (Tabela 25). Comparando os dados da Tabela 25, com a classificação da Tabela 24, é possível observar que a maioria dos valores permite enquadrar os efluentes no padrão mais restritivo.

4.11.3.10. Demanda Química de Oxigênio – DQO

A redução da vazão propiciou melhores taxas de OD, principalmente no filtro aerado submerso, onde as taxas de redução da DQO foram maiores (77 %) (Figura 61). A eficiência de remoção do sistema, após a correção na vazão, foi de 96,7 %, com valores de DQO do efluente de 19 mg/L (Figura 61). A maior remoção da DQO alcançada pelo tratamento primário - secundário foi de 87 %, e a do sistema alagado foi de 74,6 %. Estes resultados atestam a eficiência do sistema na remoção da DQO por ambos os tratamentos e de uma forma geral, além disso, o sistema apresentou grande evolução na eficiência nos últimos meses. O Ecossistema Engenheirado atualmente se encontra muito abaixo dos valores limites de lançamento da Legislação de Minas Gerais (Tabela 15), o único que apresentou um limite, porém acredita-se que dentro de alguns meses o sistema apresentará taxas ainda menores, com a chegada do verão e o aumento do fotoperíodo.

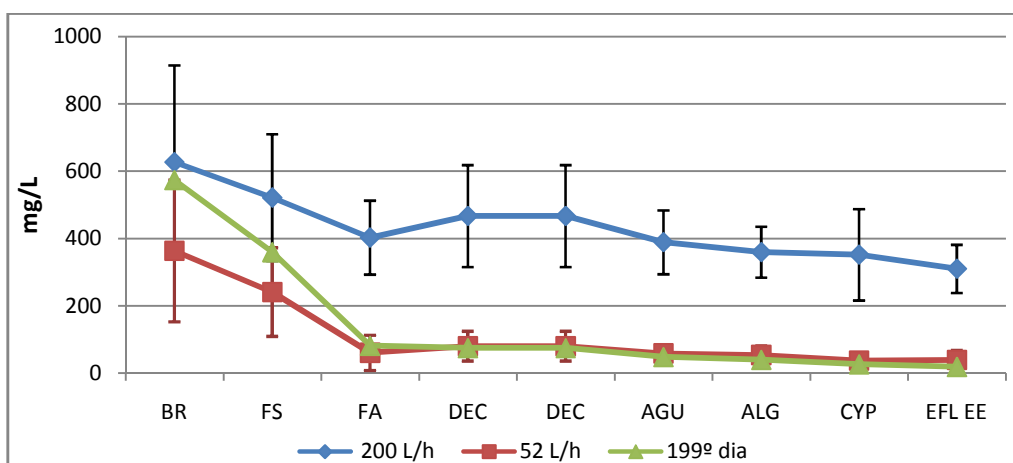


Figura 61: Monitoramento da DQO \pm d.p. ao longo dos 200 dias de operação do Ecossistema Engenheirado, nas vazões de 200 e 52 L/h.

Tabela 26: Possíveis padrões de lançamento de DQO, segundo Von Sperling (2006).

Parâmetro	Padrão de lançamento (mg/L)		
	Menos restritivo	Restritivo	Bastante restritivo
DQO	200	100 - 150	50

Tabela 27: Comparação dos dados da DQO deste trabalho com os encontrados por outros autores em sistemas semelhantes.

	Tipo de tratamento	DQO (mg/L)
Neste trabalho	Ecosistema Engenheirado	19
Tratamento original CEADS	Fossa + zona de raiz	34
Kaczala <i>et al.</i> , 2005b	Tratamento original CEADS	30
Kavanagh & Keller, 2007	Ecosistema Engenheirado	38
Almeida <i>et al.</i> , 2007b	Fossa + zona de raiz	77,39
Sousa <i>et al.</i> , 2004	UASB + <i>wetland</i>	60
Calheiros <i>et al.</i> , 2007	<i>wetland</i>	745
Sooknah & Wilki, 2004	Reator anaeróbio + <i>wetland</i>	483
Sooknah & Wilki, 2004	Reator anaeróbio + <i>wetland</i>	215
Zimmels <i>et al.</i> , 2006	<i>wetland</i>	45
Mbuligwe, 2005	Fossa séptica + <i>wetland</i>	40
Caselles-Osorio & García, 2006	<i>wetland</i>	10 - 41
Brasil <i>et al.</i> , 2005	Sistema alagados	25 - 35
Bastos <i>et al.</i> , 2005	UASB + Filtro + <i>wetland</i>	110 - 270
Sousa <i>et al.</i> , 2000	<i>wetland</i>	45 - 80
Araújo <i>et al.</i> , 2009	Reator anaeróbio + Filtro aerado	26,8

Von Sperling (2006) apresenta em seu livro, possíveis padrões de lançamento, de acordo com distintos níveis de restrição para o DQO dos esgotos domésticos (Tabela 27). Comparando os valores da Tabela 27, com a classificação adotada na Tabela 26, podemos ver que em muitos trabalhos, assim como no presente estudo, foram alcançados valores que se enquadram abaixo da classificação bastante restritiva; também foram encontrados trabalhos que ficaram a cima da classificação menos restritiva.

4.11.3.11. DBO₅/DQO

O sistema apresentou melhores taxas da relação DBO₅/DQO após a redução da vazão, principalmente no último dia de monitoramento, onde a média das taxas foram maiores (0,65) (Figura 62). A média das taxas após a correção na vazão foi de 0,45, com valores máximos de

0,77 (Figura 62). O sistema apresentou uma grande evolução nas taxas da relação entre DBO₅/DQO, isto está relacionado à redução da vazão, a eficiência do sistema (Philippi *et al.*, 2007), assim como, provavelmente, uma mudança nas características do afluente, devido a alguns fatores ainda desconhecidos.

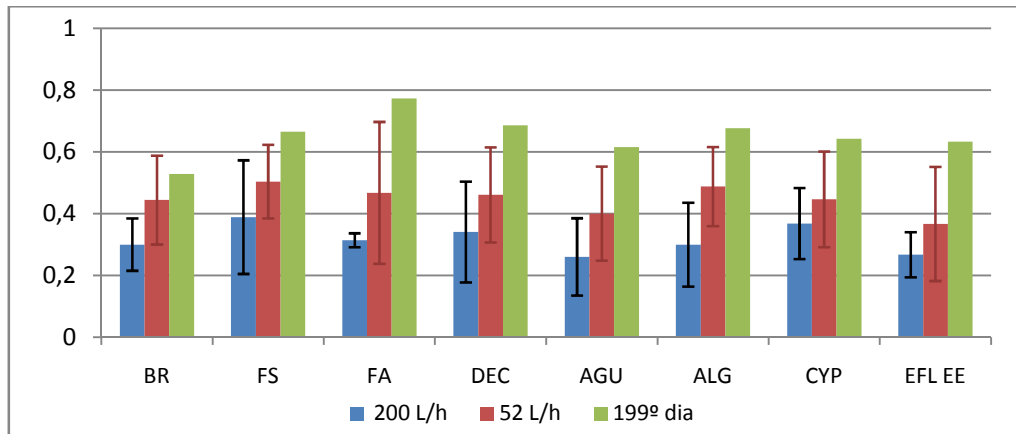


Figura 62: Comparação da relação de DBO₅/DQO ± d.p. nas vazões de 200 e 52 L/h e no 199º dia de operação do sistema.

4.11.3.12. Sólidos

O monitoramento dos sólidos totais e suspensos foi feito de forma descontínua devido a problemas de equipamento. Porém, os sólidos dissolvidos foram monitorados continuamente ao longo dos 200 dias de operação do sistema.

No último monitoramento foi possível realizar a análise completa dos sólidos (sólido total - ST, sólido dissolvido total - SDT, sólido suspenso total - SST, sólido suspenso volátil - SSV e sólido suspenso fixo - SSF) do afluente e do efluente do sistema. Os resultados foram apresentados na Figura 63, que mostra a parcela de cada tipo de sólido no valor total dos sólidos, e também a redução de cada um no efluente. A partir destes resultados foi possível verificar a redução de 66,7 % dos SST e 79,3 % dos SSV, e o aumento de 17,7 % dos SDT (Figura 64) e 26 % dos SSF. Contudo a redução dos sólidos totais foi de apenas 14,5 %, sendo influenciado principalmente pelo aumento dos sólidos dissolvidos que constituíram 84 % dos sólidos totais do efluente (Figura 63).

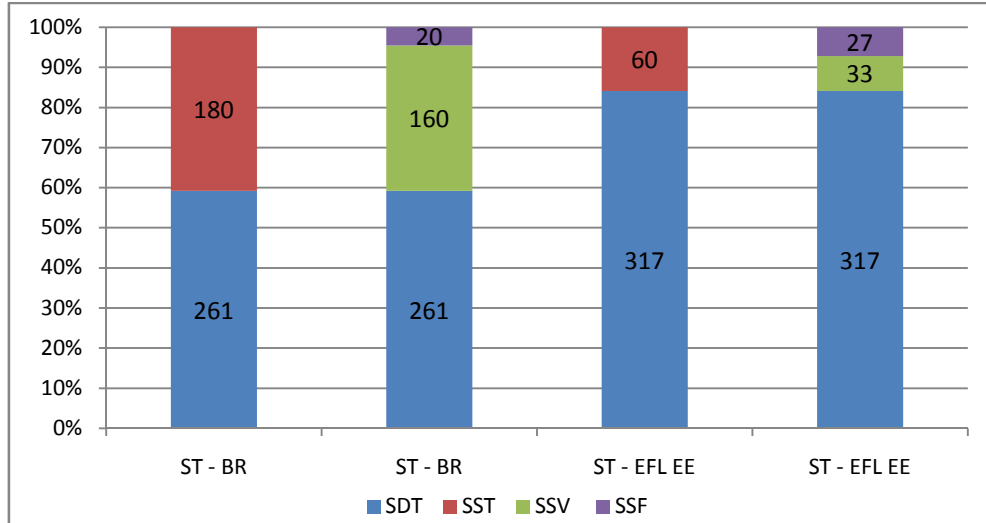


Figura 63: Valores percentuais dos sólidos dissolvido, suspenso, voláteis e fixos no valor do sólido total do afluente e efluente do Ecosistema Engenheirado.

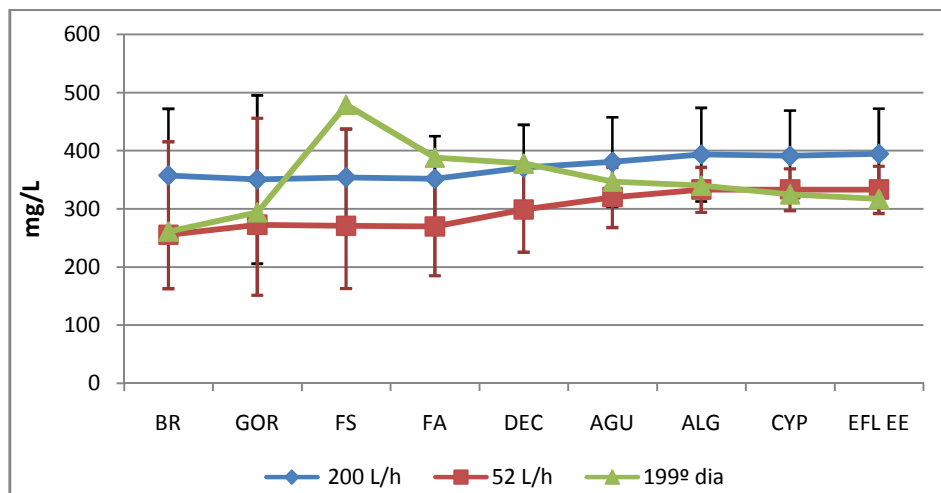


Figura 64: Monitoramento dos valores de sólido dissolvido total \pm d.p. ao longo dos 200 dias de operação do Ecosistema Engenheirado, nas vazões de 200 e 52 L/h e no 199º dia de operação do sistema.

Foram obtidos resultados satisfatórios em relação à remoção de SST no sistema como um todo. A concentração monitorada no efluente de Outubro foi de 60 mg/L, inferior ao valor-limite estabelecido segundo a Legislação do Estado de Minas Gerais (Tabela 15) e enquadrada no padrão de lançamento, segundo Von Sperling (2006), como menos restritivo (Tabela 29). Essa concentração observada no efluente retrata o bom desempenho do sistema na remoção do SST e principalmente na redução da parte volátil. Apesar da proliferação das algas (aumento de SST), o filtro de pedra localizado na saída do tanque de alga e como suporte dos dois tanques seguintes, realizou excelente remoção dos sólidos em suspensão. Na

Tabela 28, os valores apresentados, por outros autores, indicam que a remoção dos sólidos está relacionada com o design do sistema, TRH e vazão empregada em cada sistema, entre outros fatores.

Tabela 28: Comparação dos dados do SST deste trabalho com os encontrados por outros autores em sistemas semelhantes.

	Tipo de tratamento	SST (mg/L)
Neste trabalho	Ecosistema Engenheirado	60
Kavanagh & Keller, 2007	Ecosistema Engenheirado	3
Calheiros <i>et al.</i> , 2007	<i>wetland</i>	18
Sooknah & Wilki, 2004	Reator anaeróbio + <i>wetland</i>	155
Sooknah & Wilki, 2004	Reator anaeróbio + <i>wetland</i>	39
Zimmels <i>et al.</i> , 2006	<i>wetland</i>	4
Brasil <i>et al.</i> , 2005	Sistema alagados	7
Bastos <i>et al.</i> , 2005	UASB + Filtro + <i>wetland</i>	40 - 74
Araújo <i>et al.</i> , 2009	Reator anaeróbio + Filtro aerado	7,2

Tabela 29: Possíveis padrões de lançamento de sólido suspenso total, segundo Von Sperling (2006).

Parâmetro	Padrão de lançamento (mg/L)		
	Menos restritivo	Restritivo	Bastante restritivo
SST	60	20 - 30	10

4.11.3.13. Óleos e Graxas – OG

O Ecosistema Engenheirado mostrou-se muito eficiente na remoção de 99,9 % dos óleos e graxas, presentes no efluente do CEADS (Figura 65), que teve como principal fonte a cozinha do refeitório.

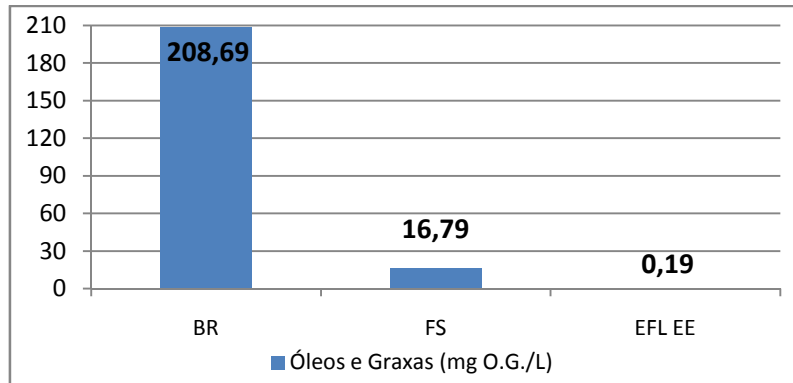


Figura 65: Valores de OG referentes ao último dia de monitoramento do Ecosistema Engenheirado.

4.11.3.14. Cloreto e Dureza (Ca e Mg)

As quantidades de Cloreto e Dureza presentes no efluente produzido pelo CEADS, assim como o efluente final do Ecosistema Engenheirado foram considerados normais. As Figuras 66 e 67 demonstram a quantidade de cloreto e dureza, respectivamente, presentes em uma amostra da água da torneira do CEADS e os valores da quantidade de cloreto e dureza em amostras ao longo do sistema. No caso do cloreto a quantidade apresentada no efluente final está quase 5 vezes menor que o valor estabelecido no CONAMA 357 (250 mg/L) (Tabela 15).

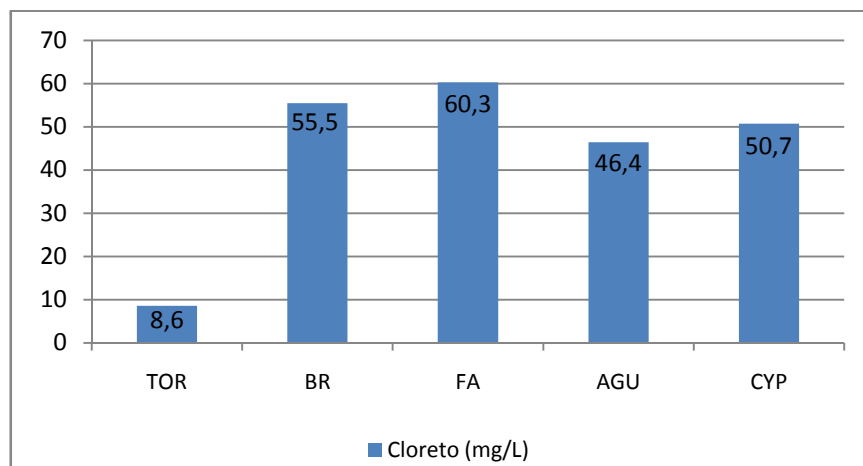


Figura 66: Valores de cloreto referentes ao último dia de monitoramento do Ecosistema Engenheirado.

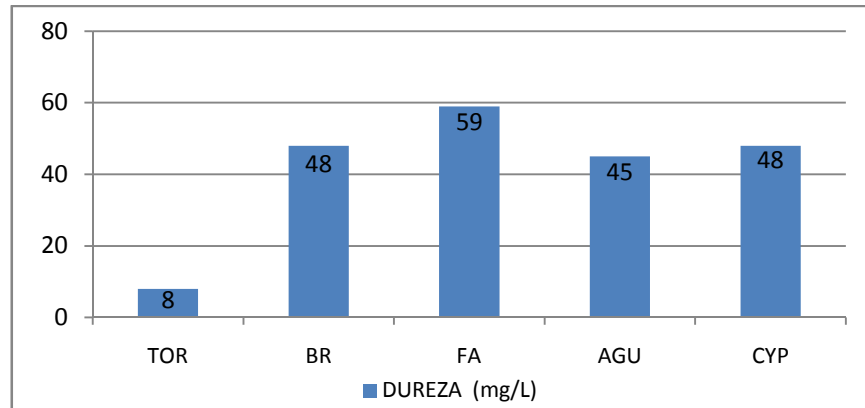


Figura 67: Valores de dureza referentes ao último dia de monitoramento do Ecossistema Engenheirado.

Tabela 30: Comparação dos dados da dureza do efluente deste trabalho com os encontrados por outros autores em sistemas semelhantes.

	Tipo de tratamento	Dureza (mg/L)
Este trabalho	Ecossistema Engenheirado	48
Sooknah & Wilki, 2004	Reator anaeróbio + <i>wetland</i>	36
Sooknah & Wilki, 2004	Reator anaeróbio + <i>wetland</i>	1,99

Apesar do valor de Dureza estar a cima dos encontrados em outros trabalhos (Tabela 30), este foi considerado normal, não interferindo nos processos de tratamento do esgoto realizados pelo Ecossistema Engenheirado.

4.11.3.15. Alcalinidade

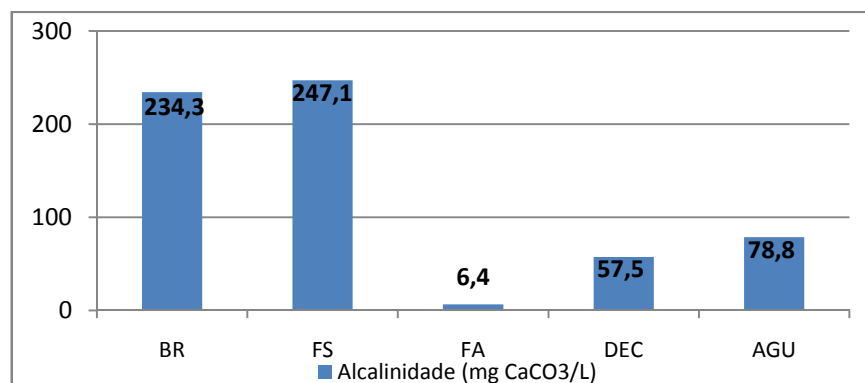


Figura 68: Valores de alcalinidade referentes ao último dia de monitoramento do Ecossistema Engenheirado.

Os valores de alcalinidade foram considerados normais em todas as etapas e tiveram a função de tamponamento dos tanques do sistema. A redução desta quantidade no Filtro aerado submerso (Figura 68) está relacionada com o aumento do pH, favorecendo o desenvolvimento dos microorganismos e garantindo a eficiência dos processos ocorridos dentro do mesmo.

Os dados apresentados na Tabela 30, comprovam a normalidade do valor final da alcalinidade apresentada pelo Ecossistema Engenheirado, com exceção do valor de 1000 mg/L encontrado por Sooknah & Wilki (2004).

Tabela 31: Comparação dos dados de alcalinidade deste trabalho com os encontrados por outros autores em sistemas semelhantes.

	Tipo de tratamento	Alcalinidade (mg/L)
Neste trabalho	Ecossistema Engenheirado	78,8
Sooknah & Wilki, 2004	Reator anaeróbio + <i>wetland</i>	1000
Sooknah & Wilki, 2004	Reator anaeróbio + <i>wetland</i>	250
Bastos et al., 2005	UASB + Filtro + <i>wetland</i>	100 - 160
Araújo <i>et al.</i> , 2009	Reator anaeróbio + Filtro aerado	124,5

5. CONCLUSÃO

O presente estudo descreve o projeto, construção e avaliação de desempenho de um Ecossistema Engenheirado construído no campus experimental da UERJ em Dois Rios, Ilha Grande, RJ, para tratar parte do esgoto produzido pelo Centro de Estudos Ambientais e Desenvolvimento Sustentável-CEADS, sob regime final de vazão de 52 L/h (equivalente a 15,6 pessoas na categoria de alojamento provisório, tendo em vista que o lançamento do efluente final ocorre em um corpo d'água que deve seguir os padrões de lançamento da Resolução CONAMA 357 de 18 de março de 2005 e da NBR 13969 da ABNT (Classe a).

Observou-se que com a correção da vazão originalmente mantida em 200 L/h (em decorrência de um erro), para 52 L/h observou-se: (1) aumento do tempo de retenção hidráulico do sistema como um todo; (2) recirculação de um maior volume (excesso) do afluente da caixa controladora de vazão; (3) incremento das taxas de oxigenação do filtro aerado submerso e um aumento das taxas de oxigênio dissolvido; (4) desenvolvimento de uma comunidade microbiana aeróbia no filtro aerado submerso; (5) intensificação dos processos de nitrificação no sistema; (6) melhor adaptação e desenvolvimento das macrófitas aquáticas do sistema alagado; (7) maior interação “substrato-microbiota-plantas” e; (8) aumento na eficiência do sistema.

A evolução observada na eficiência de remoção dos poluentes pelo sistema garantiu o enquadramento nos padrões de lançamento de 12 em 14 parâmetros analisados e contemplados pela legislação Federal (CONAMA 357) e pela NBR13969 da ABNT e pela legislação Estadual dos Estados do Rio de Janeiro, Minas Gerais, Goiás e São Paulo.

Para aumento na eficiência de remoção dos 2 parâmetros que não alcançaram conformidade (N amoniacal e Fósforo total), a perdurar a vazão atual, verifica-se a necessidade de redimensionamento de algumas unidades do sistema tais como o filtro aerado submerso e o decantador secundário (atualmente superdimensionado), que deve ser dimensionado com base em taxa de escoamento superficial adequada (em $m^3/m^2/dia$) segundo as recomendações do PROSAB 2. A partir desse redimensionamento e monitoramento do efluente resultante do decantador, recomenda-se também um estudo mais aprofundado dos tanques vegetados. Para tal redimensionamento dos tanques vegetados, deve-se levar em conta a carga orgânica de entrada em cada tanque (DBO em kg/ha/dia), o fato de que são necessários aproximadamente 1,5 kg de O_2 por kg de DBO a ser removido e o valor de entrada de O_2 dissolvido no afluente do tanque em questão. Com base nesses dados e

estimando-se a taxa média de transferência de O_2 por unidade de biomassa radicular (valor característico de cada macrófita aquática em termos de $O_2/m^2/dia$, mas não disponível para todas as espécies testadas no presente sistema), pode-se estimar a área necessária para cada tanque de macrófita.

Outro possível aprofundamento dos estudos, diz respeito à modelagem e estimativa das taxas de fotossíntese e respiração diária no tanque de algas para cálculo de crescimento de biomassa e estimativa das taxas de remoção de nutrientes.

Observou-se na vazão corrigida que os tanques que formam o tratamento primário e secundário resultaram em efluente com 44 mg/L de DQO (remoção de 87%), 30 mg/L de DBO₅ (remoção de 83%), 20,4 mg/L de N amoniacal (remoção de 36,5%), 5,92 mg/L de nitrito (aumento de 95%) e 2,98 mg/L de nitrato (aumento de 22,6%) como resultado dos processos de nitrificação.

Já os tanques vegetados do sistema alagado (tratamento terciário) apresentaram efluente final com 19 mg/L de DQO (remoção de 74,6 %), 10,9 mg/L de DBO₅ (remoção de 74,7 %), 25,8 mg/L de N amoniacal (remoção de 17 %), 0,22 mg/L de nitrito (remoção de 96,3 %), 1,2 mg/L de nitrato (remoção de 59,8%), 17 mg/L de de fósforo total (remoção de 24,7%).

Com isso, o Ecossistema Engenheirado foi capaz de tratar parte do efluente gerado pelo CEADS, equivalendo a 15,6 pessoas (alojamento provisório), com as seguintes concentrações finais e respectivas taxas de remoção: DQO 19 mg/L (96,7 %), DBO₅ 10,9 mg/L (95,7%), N amoniacal 25,8 mg/L (47,3 %), nitrito 0,22 mg/L (96 %), nitrato 1,2 mg/L (71 %) e ainda, promoveu aumento da taxa de OD em 37,5 % (2,88 mg O_2/L).

Estes resultados demonstram que o Ecossistema Engenheirado, composto de caixa controladora de vazão, caixa de gordura, fossa séptica, filtro aerado submerso, decantador secundário, tanque de alga e três tanques vegetados por *E. crassipes*, *Schoenoplectus sp.*, *P.cf. racemosum*, teve uma boa eficiência na remoção das cargas poluidoras e atendeu aos requisitos iniciais de consumo relativamente baixo de energia, pouco espaço, não adição de produtos químicos, fácil operação, baixa manutenção, fácil instalação e transporte, seguindo os princípios da Engenharia Ecológica. O cumprimento destes pré-requisitos foi importante para o que o projeto se propôs desde o início: desenvolver um sistema apropriado para comunidades isoladas e/ou carentes, de pouca infra-estrutura e sem mão de obra especializada.

Com o redimensionamento de alguns elementos do sistema, conforme acima mencionado, espera-se obter, por exemplo, uma melhoria nos processos de nitrificação no

filtro aerado e uma maior remoção de Fósforo nos tanques vegetados. Entretanto, tais melhorias podem exigir uma área adicional para o filtro aerado submerso e os tanques vegetados, reduzindo as vantagens originalmente buscadas de sistema compacto.

Apesar da relativa simplicidade do sistema, com base na operação e monitoramento do mesmo por 200 dias, conclui-se que é de suma importância, a elaboração de um manual de construção e operação que auxilie profissionais com baixo grau de escolaridade, na operação e manutenção adequada do mesmo.

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7229**: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro, 1993.

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

AISSE, M. M.; LOBATO, M. B.; BONA, A.; GARBOSA, L. P.; ALEM SOBRINHO, P. *Avaliação do sistema Reator UASB e Filtro Biológico Aerado Submerso para o Tratamento de Esgoto Sanitário*. XXI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. João Pessoa/PB. Anais ABES, II-052. 8 p. 2001.

ALMEIDA, R. A.; ALMEIDA, N. A. M. *Remoção de coliformes do esgoto por meio de espécies vegetais*. Revista Eletrônica de Enfermagem, v. 7, n. 3. 308 - 318 p. 2005.

ALMEIDA, R. A.; POSCH, S.; PEREIRA, L. S.; GODINHO, C. A.; OLIVEIRA, L. F. C.; KLIEMANN, H. J. *Tratamento de esgoto com plantas: sistema zona de raízes*. In: Prêmio CREA-Goiás de Meio Ambiente 2004: compêndio dos trabalhos premiados. Conselho Regional de Engenharia Arquitetura e Agronomia do Estado de Goiás, Goiânia. 115-134 p. 2005.

ALMEIDA, R. A.; OLIVEIRA, L. F. C.; KLIEMANN, H. J. *Deformação em inflorescência de taboa (typha angustifolia l.) submetida a esgoto sanitário*. Pesquisa Agropecuária Tropical, v. 37, n. 2. 125-129 p. 2007.

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. 1-9 p. 2007b.

APHA. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20ª. ed. Washington, D.C.: American Public Health Association, 1998.

ARAÚJO, R. F.; ANDRADE NETO, C. O.; DELGADO, T. C.; SILVA, H. N.; MEDEIROS, I. B. A. *Uso de filtros aerados rudimentares para oxidação de nitrogênio amoniacal contido em efluentes de reatores anaeróbios*. XXV Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Recife/PE. Anais ABES, II-452. 2009.

AYAZ, S. C.; SAYGIN, O. *Hydroponic tertiary treatment*. Water research, v. 30, n. 5. 1295-1298 p. 1996.

BARRETTO, A. S.; ABDUL NOUR, E. A.; POVINELLI, J. *Ocorrência do processo de nitrificação em ambiente lótico*. XXIV Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte/MG. Anais ABES, VI-201, 2007.

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 (Suplemento). 164-170 p. 2005.

BEHRENDTS, L.; HOUKE, L.; BAILEY, E.; JANSEN, P.; BROWN D. *Reciprocating constructed wetlands for treating industrial, municipal and agricultural wastewater*. Water Science and Technology, v. 44, n. 11-12. 399-405 p. 2001.

BENTO, A. P.; GOTARDO, J. T.; OLIJNYK, D. P.; REGINATTO, V.; LAPOLLI, F. R. *Comunidade planctônica e comunidade perifítica presentes em lagoa com biofilme e lagoa facultativa aplicadas ao tratamento de esgoto doméstico*. XXIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Campo Grande/MS. Anais ABES, II-221. 1-12 p. 2005.

BENTO, A. P.; PHILIPPI, L. S.; BARBOSA, T. C.; SEZERINO, P. H. *Monitoramento microscópico do sistema insular de tratamento de esgotos de Florianópolis/SC*. XXI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, João Pessoa/PB. Anais ABES, II-054. 1-7 p. 2001.

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*. 2ª. ed. São Paulo: Escola

Politécnica da Universidade de São Paulo, Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária. 119 p. 2007.

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

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; SOARES A. A.; FERREIRA, P. A. *Qualidade do efluente de sistemas alagados construídos, utilizados no tratamento de esgoto doméstico*. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Suplemento. Campina Grande. 133-137 p. 2005.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; SOARES, A. A. *Plantio e desempenho fenológico da taboa (typha sp.) utilizada no tratamento de esgoto doméstico em sistema alagado construído*. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 12, n. 3. 266-272 p. 2007.

BRIX, H. *Wastewater treatment in constructed wetlands: system design, removal processes, and treatment performance*. In: MOSHIRI, G. A. *Constructed wetlands for water quality improvement*. CRC Press / Lewis publishers, Boca Raton. 632 p. 1993.

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

BRIX, H., *Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?* Water Science and Technology, v. 35, n. 5. 11-17 p. 1997.

CALHEIROS, C. S. C.; RANGEL, A. O. S. S.; CASTRO, P. M. L. *Constructed wetland systems vegetated with different plants applied to the treatment of tannery wastewater*. Water research, v. 41. 1790-1798 p. 2007.

CAMPBELL, C.S.; OGDEN, M. *Constructed Wetlands in the Sustainable Landscape*. Wiley, New York. 1999.

CASELLES-OSORIO, A.; GARCÍA, J. *Performance of experimental horizontal subsurface flow constructed wetlands fed with dissolved or particulate organic matter*. *Water research*, v. 40. 3603-3611 p. 2006.

CEADS – Centro de Estudos Ambientais e Desenvolvimento Sustentável. Disponível em: <<http://www.sr2.uerj.br/ilhagrande/>>. Acesso em 10 de dezembro de 2009.

CEDAE – Companhia Estadual de Água e Esgoto. Disponível em: <<http://www.cedae.com.br/>>, na sessão: a história do tratamento de esgoto no Rio de Janeiro. Acesso em 05 de dezembro de 2009.

CHEN, T. Y.; KAO, C. M.; YEH, T. Y.; CHIEN, H. Y.; CHAO, A.C. *Application of a constructed wetland for industrial wastewater treatment: A pilot-scale study*. 2006.

CHERNICHARO, C. A . L. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol. 5. Reatores anaeróbios*. 1ª. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA/UFMG. 245 p. 1997.

COLMENAREJO, M. F.; RUBIO, A.; SÁNCHEZ, E.; VICENTE, J.; GARCÍA, M. G.; BORJA, R. *Evaluation of municipal wastewater treatment plants with different technologies at Las Rozas, Madrid (Spain)*. *Journal of Environmental Management*, v. 81. 399-404 p. 2006.

CONAMA 357. Conselho Nacional do Meio Ambiente (Brasil). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, ano 142, n. 53, 18 mar. 2005. Seção 1. 58-63 p. 2005.

COSTA, R. H. R., BAVARESCO, A. S. L., MEDRI, W., PHILIPPI, L. S. *Tertiary treatment of piggery wastes in water hyacinth ponds*. *Water Science and Technology*, v. 42, n. 10–11. 211-214 p. 2000.

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 colifagos e bacteriófagos*. Revista de Biologia e Ciências da Terra, v. 3, n. 1. 1º semestre de 2003.

DACACH, N. G. *Tratamento primário de esgoto*. Rio de Janeiro: Editora Didática e Científica. 1991

D.D.DRIN. Disponível em: < <http://www.dddrin.com.br/pragas-moscas.php#inicio>>, na sessão: Biblioteca de pragas / Mosquito. Acesso em 01 de dezembro de 2009.

Decreto nº 1.745 de 06 de Dezembro de 1979 – Estado de Goiás. Disponível em: <http://www.mp.go.gov.br/nat_sucroalcooleiro/Documentos/legislacao/especifica/03.pdf>, Acesso em 01 de dezembro de 2009.

DELGADO, T. C.; ANDRADE NETO, C. O.; MELO, H. N. S.; ARAÚJO, R. F.; UCHIDA, V. H. *Avaliação da eficiência de remoção de matéria orgânica em filtros biológicos submersos aerados*. XXV Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Recife/PE. Anais ABES, II-442. 2009.

Deliberação Normativa nº 10/86 – Estado de Minas Gerais. Disponível em: <<http://www.aslaa.com.br/legislacoes/COPAM%20n%2010-1986.pdf>>, Acesso em 01 de dezembro de 2009.

DIAS, V. N.; INÁCIO, M. M.; PACHECO, P. M.; LOPES, J. C.; CORREIA, P. F.; SOUTINHO, E. A. 9º Encontro Nacional de Saneamento Básico, Portugal. Anais Loures, 2000.

DINIZ, C. R.; CEBALLOS, B. S. O.; BARBOSA, J. E. L.; KONIG, A. *Uso de macrófitas aquáticas como solução ecológica para melhoria da qualidade de água*. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 9, (Suplemento). 226-230 p. 2005.

ESTEVEZ, F. A. *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência – FINEP. 575 p. 1988.

FERNANDES, C. *Esgotos sanitários*. João Pessoa, Universidade Federal da Paraíba, 1997.

FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; VAN HAANDEL, A.; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P. F. F. *Fundamentos do tratamento anaeróbio*, In: CAMPOS, J. R. (Coord.) *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo*. Rio de Janeiro: ABES/PROSAB. 29-52 p. 1999.

FUNASA. *Manual de Saneamento – Orientações Técnicas*. 3ª. ed. Revisada. Brasília, DF. 2006.

Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável. Disponível em: <
http://www.fbds.org.br/fbds/Apresentacoes/Controle_Qualid_Agua_Wetlands_ES_out06.pdf
>. Acesso em 28 de dezembro de 2009.

GERSBERG, R. M.; ELKINS, B. V.; LYON, S. R.; GOLDMAN, C. R. *Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands*. *Water Research*, v. 20. 363-368 p. 1986.

HADAD, H. R.; MAINE, M. A.; BONETTO, C. A. *Macrophyte growth in a pilot-scale constructed wetland for industrial wastewater treatment*. *Chemosphere*, v. 63, 1744-1753 p. 2006.

HAMERSLEY, M. R.; HOWES, B. L.; WHITE, D. S.; JONHKE, S.; YOUNG, D.; PETERSON S. B.; TEAL, J. M. *Nitrogen balance and cycling in an ecologically engineered septage treatment system*. *Ecological Engineering*, v. 18. 61-75 p. 2001.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. *Tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas flutuantes*. *Revista Brasileira de Zootecnia*, v. 37, n. 2. 181-188 p. 2008.

HIRAKAWA, C.; PIVELI, R. P.; ALEM SOBRINHO, P. *Biofiltro aerado submerso aplicado ao pós-tratamento de efluente de reator UASB: Estudo em escala piloto com esgoto sanitário*. XXI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. João Pessoa/PB. Anais ABES, II-032. 1-14 p. 2001.

HUSSAR, G. J. *Avaliação do desempenho de leitos cultivados no tratamento de águas residuárias de suinocultura*. Dissertação para obtenção do grau de mestre em Engenharia Agrícola - FEAGRI-UNICAMP. Campinas, São Paulo. 118 p. 2001.

HUSSAR, G. J.; CONCEIÇÃO, C. H. Z.; PARADELA, A. L.; BARIN, D. J.; JONAS, T. C.; SERRA, W.; GOMES, J. P. R. *Uso de leitos cultivados de vazão subsuperficial na remoção de Macronutrientes de efluentes de tanques de piscicultura*. Engenharia ambiental. Espírito Santo do Pinhal, v. 1, n. 1. 25-34 p. 2004.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Pesquisa nacional de Saneamento básico*. Rio de Janeiro, 2000. Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acesso em: 11 de outubro de 2009.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico*. Rio de Janeiro, 2007. Disponível em: <www.ibge.gov.br/home>. Acesso em: 11 de outubro de 2009.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. *Tratamento de esgotos domésticos*. 4ª. ed. Rio de Janeiro: ABES. 2005.

KACZALA, F.; ROQUE, O. C. C.; TONIATO, J. V.; NASCIMENTO, V. B. *Qualidade Microbiológica de Efluentes Domésticos e Viabilidade de Aplicação na Irrigação*. XXIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande/MS. Anais ABES, II-350. 1-8 p. 2005.

KACZALA, F.; MARQUES, M.; TONIATO, J. V.; ROQUE, O. C. C. *Wastewater treatment with small 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. 281-294 p. 2005b

KADLEC, R.H. *Effects of pollutant speciation in treatment wetlands design*. Ecological Engineering, v. 20. 1-16 p. 2003.

KAMIYAMA, H. *Pós-Tratamento do Efluente do Tanque Séptico na Norma Brasileira – As Novas Propostas*. XVII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Natal/RN. Anais ABES, v. 2, n. 4. 705 p. 1993.

KAVANAGH, L. J.; KELLER J. *Engineered ecosystem for sustainable on-site wastewater treatment*. Water research, v. 1. 823-831 p. 2007.

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

Lei nº 997 de 31 de maio de 1976 – Estado de São Paulo. Disponível em: <http://www.ambiente.sp.gov.br/uploads/arquivos/legislacoesambientais/1976_Lei_Est_997.pdf>. Acesso em 30 de novembro de 2009.

LORION, R. *Constructed Wetlands: Passive Systems for Wastewater Treatment*. 2001. Disponível em: <http://www.epa.gov/tio/download/remed/constructed_wetlands.pdf>. Acesso em 30 de novembro de 2009.

MARQUES, D. M. *Terras Úmidas Construídas de Fluxo Subsuperficial*. In: CAMPOS, J. R. *Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo*. Rio de Janeiro: ABES/PROSAB. 409-435 p. 1999.

MBULIGWE, S. E. *Applicability of a Septic Tank/Engineered Wetland Coupled System in the Treatment and Recycling of Wastewater from a Small Community*. Environmental Management, v. 35, n. 1. 99-108 p. 2005.

McGHEE, T. J.; STEEL, E. W. *Water supply and sewerage*. 6ª. ed. Columbus: McGraw-Hill. 602 p. 1991.

METCALF, E. *Ingeniería de águas residuales: Tratamento, vertido y reutilización*. 3ª. ed. McGraw-Hill, Madrid, 1995.

METCALF, E. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. 4ª. ed. Boston: Mc Graw Hill, 2003.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. *Avaliação de Impacto na saúde das ações de saneamento: marco conceitual e estratégia metodológica*. 1ª. ed. Brasil: Ministério da Saúde. Organização Pan-Americana da Saúde. 2004.

MOTTA, S. L. *Tratamento de Esgoto Doméstico em Bio-Reator Aeróbio de Leito Fixo Submerso*. Tese para obtenção do grau de mestre de ciências - COPPE/UFRJ. Rio de Janeiro. 102 p. 1995.

MULGREW, A.; WILLIAMS, P. *Biomonitoring of Air Quality Using Plants. Monitoring and Assessment Research Centre (London) and Federal Environmental Agency (Berlin)*, Berlin. 2000.

OGERA, R. C.; PHILIPPI Jr, A. *Gestão de serviços de água e esgoto em municípios do estado de São Paulo - Brasil sob responsabilidade municipal e estadual*. XXVIII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária y Ambiental. Cancun, México. 2002.

PARK, W. H.; POLPRASERT, C. *Roles of oyster shells in an integrated constructed wetland system designed for P removal*. *Ecological Engineering*, v. 34, 50-56 p. 2008.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H.; OLIJNYK, D. P.; KOSSATZ, B. *Eficácia dos sistemas de tratamento de esgoto doméstico e de água para consumo humano utilizando wetlands considerando períodos diferentes de instalação e diferentes substratos e plantas utilizados*. Relatório Final. Universidade Federal de Santa Catarina. Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado. 2007

PHILIPPI Jr., A. (Ed.). *Saneamento, Saúde e Ambiente. Fundamentos para um desenvolvimento sustentável*. Manole, Universidade de São Paulo, Faculdade de Saúde Pública e Núcleo de Informações em Saúde Ambiental. São Paulo. 181 p. 2005

PHOSPHORUS TNT 843 plus. *Method 10209 Reactive Method 10210 Total*. Disponível em: <<https://www.hach.com/fmmimghach?/CODE%3ADOC316.53.011241566511>>. Acesso em 09 de dezembro de 2009.

PRESZNHUK, R. A. O.; VAN KAICK, T. S.; CASAGRANDE JR, E. F.; UMEZAWA, H. A. *Tecnologia apropriada e saneamento: Análise de eficiência de estações de tratamento de esgoto por meio de zona de raízes*. In: *Atas da Semana de Tecnologia: Tecnologia para quem e para quê? Um olhar interdisciplinar*. Curitiba. Editora Cefet-PR. 5 p. 2003. Disponível em: < http://www.hmc.com.br/download/tecnologia_apropriada_e.pdf >. Acesso em: 01 dezembro 2009.

Programa de Pesquisa em Saneamento Básico 2 -PROSAB 2. Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbicos. 1ª. ed. Belo Horizonte, MG: Coordenador Carlos Augusto Lemos Chernicharo. 2001

PUERTA, C. N. *Urbanismo e Ingeniería Ambiental*. Universidad de Zaragoza. 1999.

RAMALHO, R. S., *Tratamiento de Aguas Residuales*. In: *Reverte, S.A.*, Barcelona, Spain. 1996.

REDDY, K. R.; SMITH, W. H. (Eds.), *Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery*. Magnolia Publishing Inc., Orlando, FL. 1032 p. 1987.

REED, S. C. *Subsurface Flow Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: A Technology Assessment, (EPA 832-R-93-008)*. Washington, DC: U.S. EPA. 87 p. 1993.

RUSTEN, B. *Wastewater treatment with aerated submerged biological filters*. Journal Water Pollution Control Federation, v. 56, n. 5. 424 p. 1984.

SALATTI, E. *Utilização de sistemas de wetlands construídas para tratamento de águas*. *Biológico*. São Paulo, v. 65, n.1-2. 113-116 p. 2003.

SAMPAIO, S. C.; SILVESTRO, M. G.; FRIGO, E. P.; BORGES, C. M. *Relação entre série de sólidos e condutividade elétrica em diferentes águas residuárias*. *Irriga*, Botucatu, v. 12, n. 4. 557-562 p. 2007.

SIEVERS, D. M. *Design of submerged flow wetlands for individual homes and small wastewater flows*. Special Report. University of Missouri, Columbia, v. 457. 11 p. 1993.

SIKORA, F. J.; TONG ZHU; BEHREND, L. L.; STEINBERG, S. L.; COONROD, H. S. *Ammonium removal in constructed wetlands with recirculating subsurface flow: removal rates and mechanisms*. Water Science and Technology, v. 32, n. 3. 193-202 p. 1995.

SILVA, S. R.; MENDONÇA, A. S. F. *Correlação entre DBO e DQO em Esgotos Domésticos para a Região da Grande Vitória – ES*. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 8, n. 4. 213-220 p. 2003.

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. *Diagnóstico dos serviços de Água e Esgotos: Parte2 – Tabelas de Informações e Indicadores*. Ministério das Cidades, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2007.

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. 109-118 p. 2004.

SOOKNAH, R. D.; WILKIE, A. C. *Nutrient removal by floating aquatic macrophytes cultured in anaerobically digested flushed dairy manure wastewater*. Ecological Engineering, v. 22. 27-42 p. 2004.

SOUSA, J. T.; VAN HAANDEL, A.; LIMA, E. P. C., HENRIQUE, I. N. *Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB*. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 9, n. 4. 285-290 p. 2004.

SOUSA, J. T.; VAN HAANDEL, A. C.; COSENTINO, P. R. S.; GUIMARÃES, A. V. A. *Pós-tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas “wetlands” construídos*. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 4, n. 1. 87-91 p. 2000.

SOUSA, J. T.; VAN HAANDEL, A. C.; GUIMARÃES, A. V. A. *Post-treatment of anaerobic effluents in constructed wetland systems*. Water Science and Technology, v. 44, n. 4. 213-219 p. 2001.

SOUSA, J. T.; VAN HAANDEL, A. C.; GUIMARÃES, A. V. A. *Performance of constructed wetland systems treating anaerobic effluents*. Water Science and Technology, v. 48, n. 6. 295-299 p. 2003.

STOTTMEISTER, U.; KUSCHK, A. W. 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, v. 22. 93-117 p. 2003.

TANNER, C. C.; NUKIAS, J. P. S.; UPSDELL, M. P. *Substratum phosphorus accumulation during maturation of gravel-bed constructed*. Water Science and Technology, v. 40, n. 3. 147-154 p. 1999.

TCHOBANOGLOUS, G. *Constructed wetlands: natural treatment system*. 992-1002 p. In: TCHOBANOGLOUS, G. *Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse*. 3^a. ed. Mc Graw-Hill, Toronto. 1334 p. 1991.

TONETTI, A. L.; CORAUCCI FILHO, B.; STEFANUTTI, R.; FIGUEIREDO, R. F.; SÃO PEDRO, C. C. O. *Remoção de matéria orgânica, coliformes totais e nitrificação no tratamento de esgotos domésticos por filtros de areia*. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 10, n. 3. 209-218 p. 2005.

VALENTIM, M. A. A. *Desempenho de leitos cultivados (“constructed wetland”) para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação*. Tese de Doutorado. Campinas: FEAGRI – Faculdade de Engenharia Agrícola – UNICAMP. 210 p. 2003.

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*. Dissertação de Mestrado. Centro Federal de Educação Tecnológica do Paraná. Curitiba, Paraná. 116 p. 2002.

VICZNEVSKI, I. S.; MARCHESINI, G. B. *Programa de saneamento rural: tratamento biológico de esgoto doméstico por zona de raízes*. Secretaria da Agricultura e Meio Ambiente/Fundação Municipal 25 de Julho, Joinville. Folder. 1 p. 2002.

VON SPERLING, M. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol. 1. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.* 3ª. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA/UFMG. 2006.

WIKIPÉDIA. Disponível em: <http://pt.wikipedia.org/wiki/Macr%C3%B3fitas_Aqu%C3%A1ticas>. Acesso em 21 de novembro de 2009.

ZACARKIM, C. E.; GOMES, S. D.; QUIÑONES, F. R. E.; PALÁCIO, S. M.; WELTER, R. A. *Avaliação de sistema wetland construído no pós-tratamento de efluente de curtume.* XXIV Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belo Horizonte/MG. Anais ABES, II-362. 2007.

ZANELLA, L.; ABDUL NOUR, E. A.; ROSTON, D. M. *Cyperous Papyrus em sistema de wetland-construído como pós-tratamento de esgotos.* XXV Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Recife/PE. Anais ABES, II-027. 2009.

ZIMMELS, Y.; KIRZHNER, F.; MALKOVSKAJA, A. *Application of Eichhornia crassipes and Pistia stratiotes for treatment of urban sewage in Israel.* Journal of Environmental Management, v. 81. 420-428 p. 2006.

APÊNDICE A - Definição dos principais parâmetros de qualidade de água

- **Cor e Turbidez**

Estes parâmetros estão mais relacionados ao aspecto estético. A cor, em efluentes domésticos, é devido à presença de sólidos dissolvidos no meio líquido, enquanto a turbidez são os sólidos em suspensão. Apesar da cor não ser um parâmetro muito usado para o controle do descarte dos efluentes domésticos, este é usado no monitoramento visual do esgoto, onde quando este chega à estação de tratamento deve apresentar uma coloração de marrom a acinzentado, quando está em estado séptico (com ausência de oxigênio) apresenta coloração negra ou escura e na saída da estação é desejável que este apresente um aspecto de água clarificada. Já a turbidez, é um parâmetro utilizado nas ETEs, principalmente em experimentos de *jar test* para a adição de coagulantes nos tratamentos químicos (primário), no final do tratamento secundário após a saída do decantador, no tratamento terciário e principalmente quando é submetido à desinfecção por ultravioleta (UV) (Jordão & Pessôa, 2005).

- **pH (Potencial Hidrogênico)**

Um dos principais testes, frequentemente usados em águas tratadas e brutas, é a avaliação do potencial hidrogeniônico. A medida do pH é a concentração hidrogênica das águas, e de acordo com a Legislação em vigor (CONAMA 357) este deve se encontrar entre 6,0 e 9,0. Valores fora desta faixa tornam o meio extremamente seletivo para vários seres vivos.

- **Condutividade Elétrica**

Condutividade é a medida da habilidade de uma solução aquosa, para transportar uma corrente elétrica. Esta habilidade é indicada pela presença de sais, pois quanto maior a concentração total, e a valência desses íons, maior será a condutividade elétrica (Costa *et al.*, 2003).

- **Temperatura**

A temperatura é um parâmetro importante a ser analisado, pois está diretamente relacionado ao metabolismo dos microrganismos. Quanto maior for a temperatura, até certo ponto, maior será a taxa metabólica (faixa ótima 25 a 35°C, sendo temperaturas abaixo de 15°C praticamente não há digestão anaeróbica) (Jordão & Pessôa, 2005), acelerando o processo de biodegradação da matéria orgânica, a assimilação de nutrientes e o consumo do oxigênio dissolvido do corpo aquático (Costa *et al.*, 2003). Porém menor será a quantidade de oxigênio dissolvido (mg/L) presentes na água, sendo também um fator extremamente seletivo as

espécies presentes no corpo receptor, pois muitas delas são pecilotérmicas e por isso tem sua temperatura controlada pelo meio. Quando esta tem grande variação ou constantes variações, podem interferir no sistema imunológico de alguns organismos, deixando-os mais suscetíveis a doenças e podendo levar a morte e a eliminação de algumas espécies, diminuindo a diversidade local.

- **OD (Oxigênio Dissolvido)**

O oxigênio dissolvido (OD) é fundamental para a sobrevivência dos organismos aeróbios. Durante o processo de biodegradação, e o consumo da matéria orgânica, as bactérias fazem uso do oxigênio, presente na água, nos seus processos respiratórios, podendo causar uma redução acentuada da sua concentração no meio. A análise de OD é um importante teste para águas poluídas e para águas em processo de tratamento, pois ambientes pobres em oxigênio e ricos em matéria orgânica são propensos a proliferação de microrganismos anaeróbios (Costa *et al.*, 2003).

- **Acidez e Alcalinidade**

Em geral, quanto maior o valor da alcalinidade (presença de bicarbonatos, carbonatos e hidróxidos), maior será a capacidade da água residuária em manter seu pH próximo do neutro, quando ácidas, ou seja, maior será a capacidade de tamponamento do meio quando algum evento ocorrer e o pH do afluente variar, assim como a acidez (presença de gás carbônico livre), quando em presença de variações de pH alcalino. Estes parâmetros têm grande importância no controle operacional das ETEs, principalmente na digestão anaeróbia, na coagulação química e na precipitação de alguns elementos ou substâncias (Jordão & Pessôa, 2005).

- **Cloretos**

Podem ser originados pela dissolução de minerais e também pelo contato com o solo e a lixiviação do mesmo. Os cloretos estão sempre presentes no esgoto, devido ao fato de estarem presentes nas excretas humanas. Os tratamentos convencionais possuem uma remoção insignificante destes (Jordão & Pessôa, 2005).

- **Dureza (Cálcio e Magnésio)**

A dureza é devida à presença de cátions metálicos divalentes, os quais são capazes de reagir com sabão formando precipitados e com certos ânions presentes na água para formar crostas. Os principais íons causadores de dureza são cálcio e magnésio tendo um papel secundário o

zinco e o estrôncio. Algumas vezes, alumínio e ferro são considerados como contribuintes da dureza. Tipicamente a dureza é um parâmetro característico da qualidade de águas de abastecimento industrial e doméstico, porém pode ser usado para caracterização de esgotos industriais e domésticos. Os resultados são expressos em miligramas de Carbonato de Cálcio por litro ($\text{mg CaCO}_3/\text{L}$) e as águas podem ser classificadas como: água mole ($< 50 \text{ mg CaCO}_3/\text{L}$), dura moderada ($50 \text{ à } 150 \text{ mg CaCO}_3/\text{L}$) água dura ($150 \text{ à } 300 \text{ mg CaCO}_3/\text{L}$) e dureza elevada ($> 300 \text{ mg CaCO}_3/\text{L}$).

- **Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)**

A DBO expressa a quantidade de oxigênio necessária para que microrganismos aeróbios possam oxidar biologicamente a matéria orgânica presente. Esta análise é realizada logo após a coleta e os resultados são obtidos em 5 ou 20 dias, numa temperatura de 20°C . Os valores normalmente encontrados em esgotos domésticos brutos estão na faixa de 100 a 400 mg/L , e após o tratamento secundário devem estar na faixa de 20 a 30 mg/L (Jordão & Pessôa, 2005). Este parâmetro é de suma importância, pois quando são registrados altos valores de lançamento, este indicará a presença de grande quantidade de matéria orgânica que ainda não foi digerida ou tratada no efluente. Estes altos valores irão comprometer o oxigênio dissolvido do corpo receptor, diminuindo a sua disponibilidade, podendo deixar o meio anóxico, provocando a morte de organismos e de alguns animais dependentes desse oxigênio para viver ou realizar suas funções metabólicas.

- **Demanda Química de Oxigênio (DQO)**

A DQO expressa a quantidade de oxigênio utilizada para oxidar quimicamente a fração orgânica de uma amostra que seja oxidável pelo permanganato ou dicromato de potássio em solução ácida, ou seja, engloba não somente a fração biodegradável, mais também tudo o que for oxidado pelo oxigênio, com no caso dos minerais oxidáveis (Jordão & Pessôa, 2005). Sendo assim os valores da DBO nunca serão maiores que os da DQO. Ao contrário do DBO, os resultados das análises de DQO são obtidos após 2 horas de digestão da amostra, numa temperatura de 150°C . Os valores normalmente encontrados em esgotos domésticos brutos estão na faixa de 200 a 800 mg/L (Jordão & Pessôa, 2005). A relação da DQO e da DBO (DBO/DQO ou DQO/DBO) são indicadores ou índices da fração biodegradável do esgoto, sendo uma importante informação para a classificação do esgoto e para a decisão dos tipos de tratamentos que irão ser aplicados, podendo ser de caráter mais químico e industrial, ou doméstico e com uma fração biodegradável mais significativa.

- **Sólidos Sedimentáveis (S SD)**

São parâmetros muito utilizados no controle operacional das ETEs, bem como no controle dos efluentes lançados nos corpos hídricos. O monitoramento desse parâmetro ocorre principalmente após o tratamento secundário e nos decantadores secundários, visando manter uma determinada taxa de recirculação desses sólidos nos tanques aerados, mantendo assim as taxas de microorganismos estáveis dentro dos mesmos. A análise de SS permite determinar o volume ocupado pelos sólidos após sedimentação em cone Inhoff, por uma hora. Os valores normalmente encontrados no esgoto doméstico estão na faixa de 5 a 20 mL/L e os valores ideais para a saída do tratamento secundário são inferiores a 0,1 mL/L.

- **Sólidos Totais (ST), Sólidos Suspensos Totais (SST) e Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)**

Resíduo Total ou Sólidos Totais (ST) é o termo empregado para material que permanece em um cadinho após evaporação da água da amostra e sua subsequente secagem em estufa, a 103°C - 105°C. Sólidos Suspensos Totais (SST) constituem uma fração dos ST que fica retida em um filtro. Os valores típicos de sólidos suspensos em esgotos domésticos estão na faixa de 120 a 360 mg/L e nos efluentes tratados os valores esperados devem ser inferiores a 30 mg/L (Jordão & Pessôa, 2005). Os sólidos dissolvidos totais de uma amostra representam o conjunto de todas as substâncias orgânicas e inorgânicas contidas num líquido sob formas moleculares, ionizadas ou micro-granulares. Este parâmetro avalia o peso total dos constituintes minerais presentes na amostra. Entre as possíveis substâncias estão o carbonato, bicarbonato, cloreto, sulfato, fosfato, nitrato, cálcio, magnésio, sódio e íons orgânicos.

- **Sólidos Fixos Totais (SFT) e Sólidos Suspensos Fixos (SSF)**

Resíduo Fixo ou Sólidos fixos Totais (SFT) é o termo empregado para a fração de ST após incineração em mufla a 600°C. Nessas condições, toda matéria orgânica é transformada em CO₂ e água, restando, no cadinho (ou cápsula de porcelana), apenas os sólidos inorgânicos. Sólidos Suspensos Fixos (SSF) é o termo empregado para a fração de SFT filtrada em membrana, após calcinação a 600°C. O SSF mede aproximadamente a quantidade da fração mineral presente.

- **Sólidos Voláteis Totais (SVT) e sólidos Suspensos Voláteis (SSV)**

Resíduo Volátil de Sólidos Voláteis Totais (SVT) é o termo empregado para a fração de ST que se perde após calcinação em mufla a 600°C. Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) correspondem à fração de SST, que se perde após calcinação em mufla a 600°C. Para lodos biológicos a concentração de SSV é relacionada à quantidade de biomassa presente. Para lodos primários, a concentração de SSV, é relacionada ao conteúdo de matéria orgânica morta presente.

- **Nitrogênio**

O nitrogênio apresenta-se principalmente como nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal (ou amônia), nitrito, nitrato e gás nitrogênio (Jordão & Pessôa, 2005). O nitrogênio orgânico ocorre em esgotos sanitários, principalmente devido à presença de proteínas ou seus produtos de degradação como polipeptídeos e aminoácidos. A degradação desses compostos e de uréia gera nitrogênio amoniacal. O nitrogênio amoniacal pode estar presente em águas residuárias industriais que utilizam sais de amônia ou uréia. As formas oxidadas de nitrogênio (nitritos e nitratos) podem estar presentes em efluentes de sistemas de tratamento aeróbios, ou nas águas residuárias industriais após sofrerem o processo de nitrificação. Dois grupos de microorganismos são responsáveis por este processo em presença do oxigênio dissolvido: as nitrosomas e as nitrobactérias (Jordão & Pessôa, 2005). A presença das formas de nitrogênio no esgoto é importante para a realização dos processos biológicos aeróbios, como no caso do lodo ativado que é altamente dependente de uma relação proporcional de DBO: N: P, de 100:5: 1 respectivamente (Jordão & Pessôa, 2005), para que haja a digestão da matéria orgânica assim como a manutenção dos microorganismos presentes. A presença excessiva de nitrogênio causa a eutrofização dos corpos d'água, que é a proliferação de algas.

- **Fósforo**

O fósforo encontra-se presente em águas residuárias, principalmente como ortofosfatos e polifosfatos, bem como na forma de fósforo orgânico, e assim como foi descrito anteriormente no nitrogênio, são essenciais para a manutenção dos organismos em determinadas etapas de tratamento biológico aeróbios. Os valores médios de fósforo total encontrados são de 10 mg/L, podendo variar de 5 a 20 mg/L, o valor Legal de lançamento na maioria dos Estados é de no máximo 1,0 mg P/L (Jordão & Pessôa, 2005). A remoção de fósforo é realizada por processos físico-químicos (coagulação e floculação) ou por processos biológicos (Jordão & Pessôa, 2005). A presença excessiva de fósforo em corpos hídricos, e

principalmente em sistemas lênticos, são os grandes responsáveis pela eutrofização e a rápida proliferação de algas, causando grandes prejuízos no ecossistema local.

- **Sulfatos**

O íon sulfato é um dos principais ânions presentes em águas naturais. Em ambiente anaeróbico, os sulfatos geram sulfetos que são responsáveis por problemas de corrosão, pela emissão de odor desagradável, e dependendo da concentração podem causar inibição a determinados processos biológicos como a metanogênese.

- **Óleos e Graxas**

Estão sempre presentes nos esgotos domésticos, principalmente em relação ao preparo de alimentos com o uso de óleos vegetais, manteigas, margarinas, carnes, entre outros. Podem também estar associado a óleos minerais, derivados do petróleo. São encontrados tipicamente em esgotos domésticos em concentrações que variam de 50 a 150 mg/L (Jordão & Pessôa, 2005). O termo óleos e graxas aplica-se a grande variedade de substâncias orgânicas que são extraídas das soluções ou suspensões aquosas por hexano ou triclorofluoretano. Hidrocarbonetos, ésteres, óleos, gorduras, ceras e ácidos orgânicos de cadeia longa são os principais materiais que são dissolvidos por esses solventes.

- **Coliforme Total e Fecal**

Os coliformes fecais formam um subgrupo dos coliformes totais, e pertencem a família Enterobacteriaceae, são Gram-negativos e não produzem esporos. Desenvolvem-se em temperatura mais elevada (44,5°C) que os coliformes totais, por isso são chamados termotolerantes. Fazem parte da microflora intestinal do homem, e de animais homeotérmicos e podem ser encontrados em esgotos, sendo considerados indicadores da possível presença de bactérias patogênicas, que são liberadas junto às fezes de indivíduos infectados (Costa *et al.*, 2003). De acordo com Jordão & Pessôa (2005), a contribuição unitária (Org/hab.dia) é de 10^9 a 10^{12} para coliformes totais e de 10^8 a 10^{11} para coliformes fecais e a concentração média de organismos por 100 mL é de 10^6 a 10^{10} e 10^6 a 10^9 respectivamente.

APÊNDICE B – Fotos do Ecossistema Engenheirado



Figura 69: Vista da parte de trás do Ecossistema Engenheirado.



Figura 70: Vista lateral direita do Ecossistema Engenheirado.

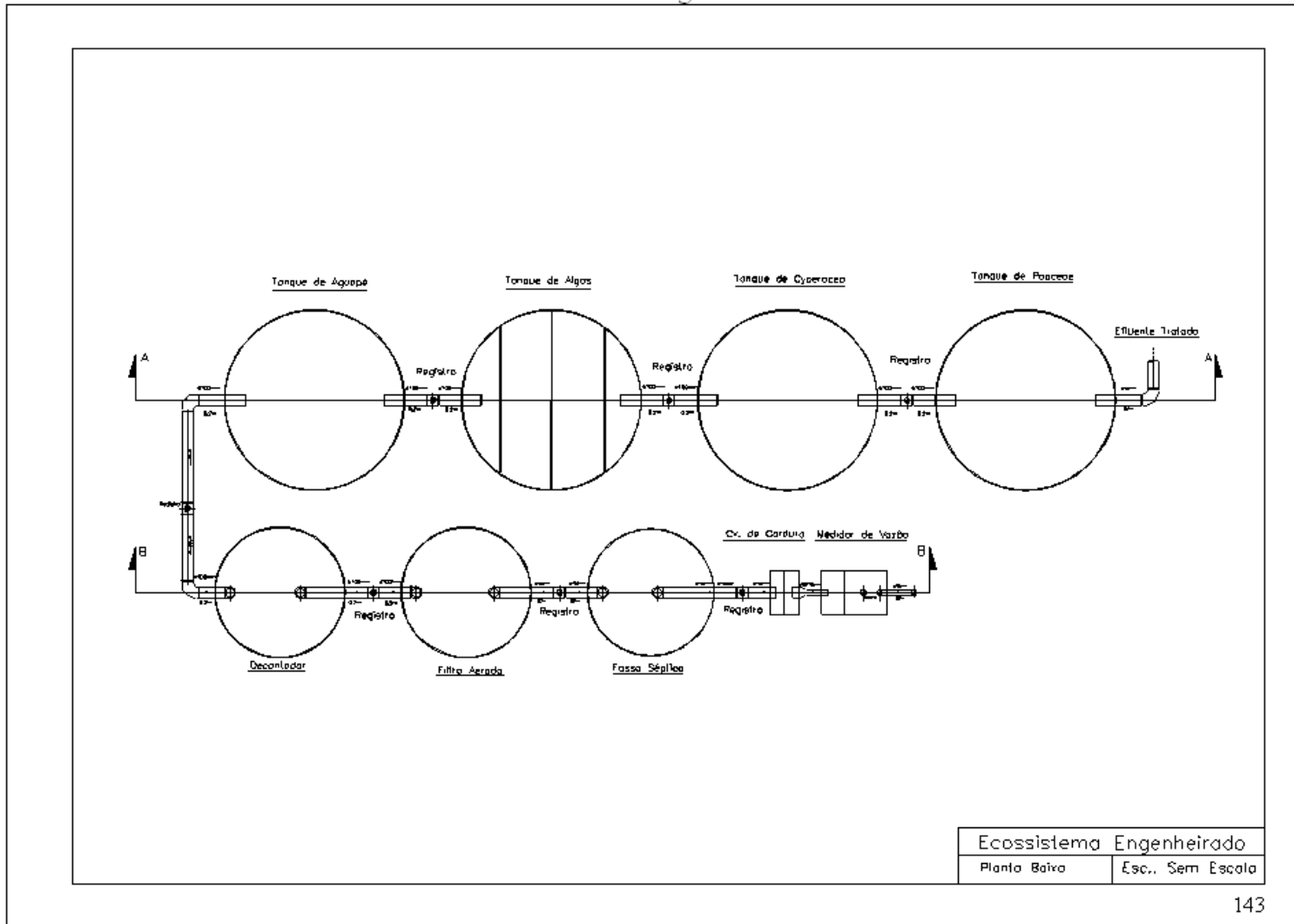


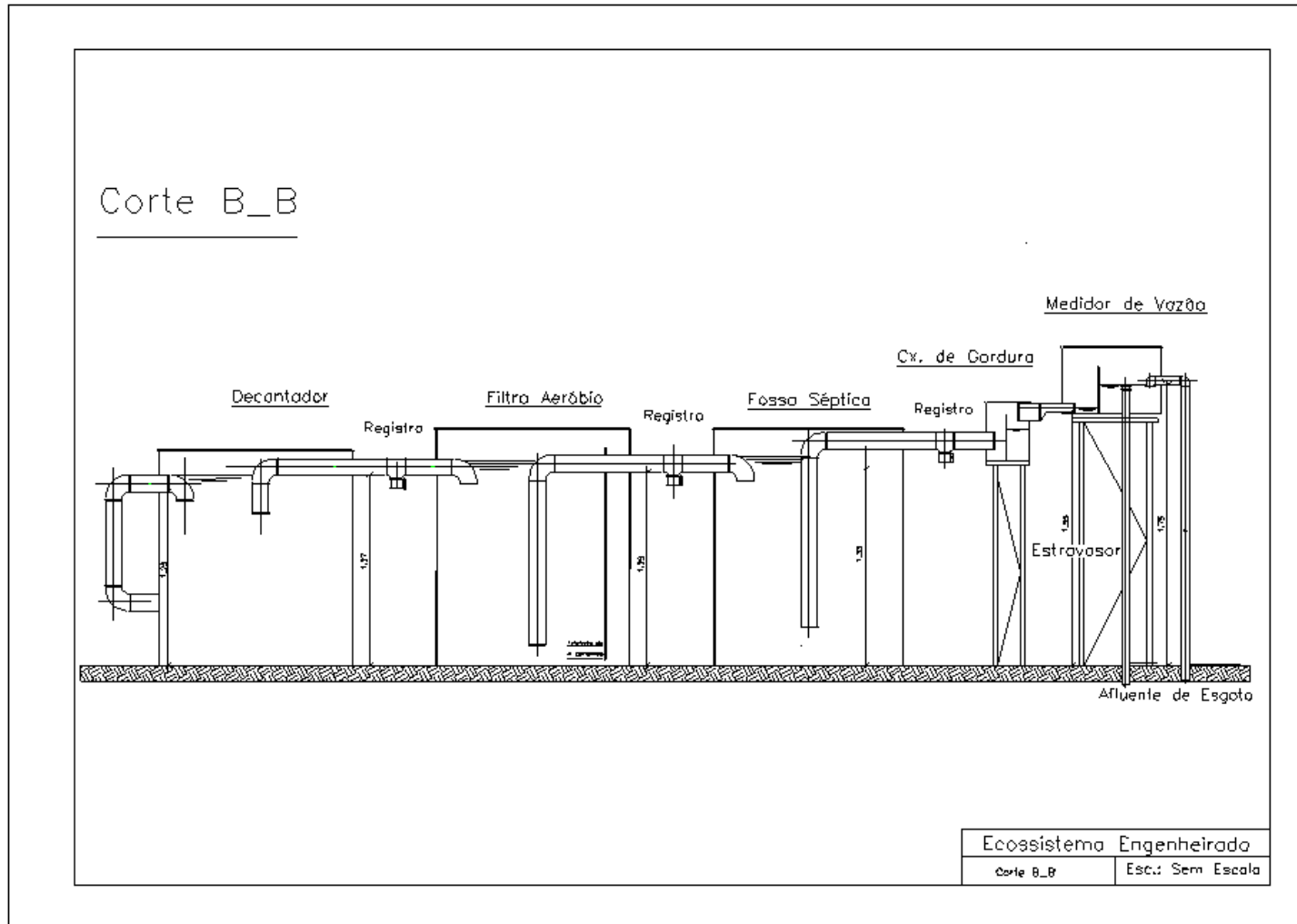
Figura 71: Vista lateral esquerda do Ecosistema Engenheirado.



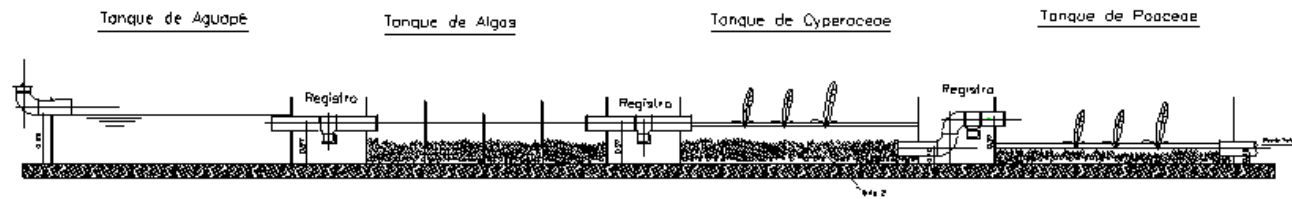
Figura 72: Tanques do sistema alagado, vegetados por macrófitas (*Eichhornia crassipes*, *Schoenoplectus sp.*, *Panicum cf. racemosum*) e alga.

APÊNDICE C – Cortes da Planta do Ecossistema Engenheirado





Corte A_A



Ecossistema Engenheirado	
Corte A_A	Esc.: Sem Escala