

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO,
MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS

**REMOÇÃO DE POLUENTES EM UM SISTEMA DE
ALAGADOS CONSTRUÍDOS ATUANDO COMO PÓS-
TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR UASB E
DE FILTRO BIOLÓGICO PERCOLADOR**

Jocilene Ferreira da Costa

Belo Horizonte

2013

JOCILENE FERREIRA DA COSTA

**REMOÇÃO DE POLUENTES EM UM SISTEMA DE
ALAGADOS CONSTRUÍDOS ATUANDO COMO PÓS-
TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR UASB E
DE FILTRO BIOLÓGICO PERCOLADOR**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Saneamento

Linha de pesquisa: Tratamento de águas residuárias

Orientador: Prof. Dr. Marcos von Sperling

Coorientador: Prof. Dr. Martin Seidl

Belo Horizonte

Escola de Engenharia da UFMG

2013

FOLHA DE APROVAÇÃO

FICHA CATALOGRÁFICA

Ao meu pai, Crescêncio U. da Costa (in memorian), meu anjo protetor eterno, grande mestre, meu primeiro professor. Infelizmente não foi possível estar ao meu lado em mais esta vitória, mas tenho certeza de que está sempre presente cuidando de mim.

A minha mãe, Leonina F. da Costa, minha rainha, meu maior exemplo de vida, sei que suas orações sustentam meu espírito e fazem suportar os momentos difíceis da vida.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Ao meu Deus, pelo dom da vida: Aquele que tudo pode e que nos dá condições de alcançarmos nossos objetivos. Presente ontem, hoje e sempre na minha vida.

À Universidade Federal de Minas Gerais, pela infraestrutura disponibilizada.

Ao Professor Dr. Marcos von Sperling pelas orientações e ensinamentos imprescindíveis para a realização deste trabalho. Por ser um exemplo de profissional ético, pelos conhecimentos científicos, que desde a minha graduação já admirava através dos seus livros. Agradeço a confiança depositada durante todo o período de desenvolvimento da tese, principalmente no término desta e a oportunidade de aprender com o senhor. Obrigada pela paciência e por ter aceitado esta tarefa.

Ao Professor Dr. Martin Seidl, mais do que coorientador, “anjo” vindo do outro lado do oceano. Me fez confiante e com a certeza de que é possível realizarmos nossos objetivos, mesmo em meio a tantas dificuldades. Pela boa disposição e partilha dos seus conhecimentos, que foram decisivos para a realização deste trabalho. Sempre serei grata.

Ao Professor Dr. Carlos Augusto Chernicharo, pela amizade e acolhimento quanto cheguei ao DESA, sempre me incentivando a continuar. Pela participação na banca de qualificação e valiosas sugestões.

Ao Professor Dr. Antônio Teixeira de Matos, pelas sugestões dadas durante este trabalho e na qualificação. Por ter me recebido em Viçosa (UFV), com tanta gentileza e simpatia, pronto a colaborar a qualquer momento, sempre transmitindo seus preciosos conhecimentos.

Ao Professor Dr. Luiz Rafael Palmier, pela mão amiga após a qualificação, pelas boas palavras, força, incentivo e conselhos que ajudaram a me valorizar e prosseguir. Agradeço muito.

Aos Professores do DESA, em especial às professoras Sílvia M. A. C. Oliveira, Juliana Calábria e Mônica Leão, pelas palavras carinhosas e incentivo para continuar a caminhada.

À Iara Maria Malta (PPG-SMARH) pela amizade, pelo carinho e pela constante colaboração.

À Norma R. de Abreu, pelo apoio no laboratório do DESA, pelas boas palavras, pela amizade.

Ao Sr. Raimundo, pela amizade leal, pela ajuda e grande esforço em todo tempo nos aparatos experimentais no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento - CePTS.

À amiga Denise Felício, pelo companheirismo desde o primeiro dia em que nos conhecemos na prova do doutorado, pelos momentos de alegrias, de boas risadas, pelo apoio nas horas difíceis e força incentivadora. Que nossa amizade seja para sempre.

A todos os bolsistas e estagiários, em especial ao bolsista Weber Luiz Pinto Martins, aluno do curso de Engenharia Ambiental/UFMG, pela amizade e auxílio proporcionado.

Ao CNPq, pela bolsa concedida, que foi fundamental.

Aos queridos amigos e especiais do Instituto de Meio Ambiente do Mato Grosso do Sul (IMASUL), Márcia Carolina N. da Cunha Gonçalves, Paulo Roberto Aquino, Adriana dos Santos Damião, Gislaine Brito Freitas, Dina Mara Figueiredo, Maria Helena Salomão e Maria Aparecida dos Santos, por estarem sempre torcendo por mim.

Aos meus pais, Crescêncio (*in memorian*) e Leonina exemplos de vida, pelo amor dedicado a mim, por me criarem na presença de Deus e pela pessoa que me tornei. Amo vocês.

Aos meus amados irmãos Jocinele, Joécio, Jonilce e Joilson, pela união constante. Mesmo longe de mim, me transmitem forças e um amor verdadeiro que me torna mais forte. Amo vocês.

Aos meus queridos sobrinhos Vaniélcio, Bruno, Douglas, Vinícius, Jayane e Vitória Helena, mesmo distantes de mim, o amor puro de vocês me alcança, me fortalece para seguir meus caminhos. Que eu posso ser exemplo de vida a vocês. Amo cada um.

À minha pequena afilhada Maria Eduarda fonte de energia e amor angelical. Te amo!

Aos meus cunhados e cunhadas pela amizade e apoio.

A todos familiares e amigos que estiveram sempre na torcida por minha vitória.

A todos que participaram, direta e indiretamente, da realização deste trabalho.

Como sempre digo Deus coloca anjos em forma de pessoas em cada momento da minha vida..... Agradeço a todos.

RESUMO

Um dos processos de tratamento de águas residuárias domésticas de potencial uso em pequenas comunidades é o tratamento em sistemas alagados construídos (SAC). No experimento foram utilizadas duas unidades de SAC de escoamento horizontal subsuperficial dispostas em paralelo e preenchidas com escória de alto forno, de granulometria semelhante à da brita #1. Cada unidade foi projetada para tratar uma vazão de $7,5 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, o equivalente a uma população de aproximadamente 50 habitantes cada, utilizado para o pós-tratamento de esgoto doméstico por reator UASB e filtro biológico percolador aberto (FBPA), instalados no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento - CePTS/UFGM/COPASA, localizado na ETE Arrudas, na cidade de Belo Horizonte – MG. As dimensões de cada unidade eram: comprimento 24,1 m; largura 3,0 m; altura do leito 0,4 m; altura do líquido 0,3 m. Uma unidade foi plantada com *Typha latifolia* respeitando-se uma densidade mínima de 4 plantas por m^2 . Quando necessário, foram realizadas podas periódicas. A outra unidade não foi vegetada, servindo como controle do experimento. A montante do sistema experimental o esgoto recebe tratamento preliminar, composto por gradeamento mecanizado (grade grossa e fina) e desarenador da própria COPASA. As amostras foram coletadas semanalmente ou quinzenalmente no esgoto bruto, na saída do efluente do FBPA, na entrada e saída das unidades plantada e não plantada do SAC. Quinzenalmente também foram coletadas amostras em 03 pontos distintos ao longo do comprimento das mesmas. Para avaliação do desempenho dos sistemas, foram quantificadas as seguintes variáveis: demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrogênio total, fósforo, oxigênio dissolvido, alcalinidade, condutividade elétrica, pH, temperatura, potencial redox, condutividade elétrica. Para a avaliação do crescimento das plantas cultivadas e sua influência no desempenho da unidade plantada, amostras da taboa foram avaliadas através de medições da altura da planta. Para caracterização da composição da biomassa vegetal, foi coletada a parte aérea das plantas para a quantificação da matéria seca e de nitrogênio e fósforo. A evapotranspiração foi medida em tanques evaporímetros e posteriormente calculada através de fórmulas. A análise estatística para comparações entre a unidade não vegetada e a vegetada foi realizada pelo método não paramétrico de comparação entre variáveis dependentes, com amostras pareadas, utilizando o Teste de Wilcoxon e nível de significância de 5%, utilizando o software Statistica®. Os resultados sugerem uma melhoria significativa na qualidade do efluente. Na Fase 1 (tratamento do efluente do reator UASB), as concentrações médias efluentes de DBO, DQO e SST das unidades plantada e não plantada foram de 25 e 23 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 50 e 55 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 9 e 6 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ respectivamente. Para a Fase 2 (tratamento do efluente do sistema composto por reator UASB e filtro biológico percolador aberto), as médias das concentrações efluentes para as unidades plantada e não plantada foram também muito baixas, relativas a DBO (13 e 12 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), DQO (26 e 31 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) e SST (16 e 12 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$). NTK e N-amoniaco na Fase 2 apresentaram valores de concentrações médias finais menores do que na Fase 1, cerca de 22 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e 23 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de NTK e 19 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e 20 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de N-amoniaco para unidade plantada e não plantada, respectivamente. A média das concentrações finais de Fósforo na Fase 1 foi de 2,3 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e na Fase 2 de 1,3 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ para ambas as unidades. Em termos de cargas removidas na primeira fase houve diferença estatística significativa apenas para o N total, com eficiência de remoção de cargas de 12,4% para a unidade plantada e 16,0% para a unidade não plantada. Já na Fase 2 houve diferença estatisticamente significativa para os parâmetros de DQO, DBO, SST, N total e P total, sendo que a eficiência de remoção no SACs relacionados a cargas removidas foram maiores na unidade plantada para DQO (80 e 76%), NTK (38 e 33%) e N amoniaco (37 e 32%). A raiz

da *Typha latifolia* teve concentração de nutrientes semelhante da parte aérea (resultados da última coleta), com valores de 16,5 g.kg⁻¹ N e 4,1 g.kg⁻¹ P para nitrogênio e fósforo na raiz, respectivamente. Observou-se que a eficiência de remoção nas unidades do SAC foi pouco afetada pela mudança da característica do efluente advindo do reator UASB e FBPA, exceto para N-amoniaco, NTK, P-total, que foram maiores para os efluentes do FBPA. Para porção foliar encontrou-se 24,1 g N.kg⁻¹ de nitrogênio e 4,4 g P. kg⁻¹. Nenhum impacto de precipitação na eficiência ou remoção de poluentes foi constatado. Não foram observados grandes impactos da evapotranspiração na eficiência de remoção de N e P. Medições do perfil longitudinal da concentração de DQO indicaram contínuo decaimento ao longo do comprimento dos SACs, com comportamento similar para as unidades plantada e não plantada. Apesar dos vários pontos positivos encontrados, deve-se registrar que, após os quatro anos, observou-se colmatação do meio, conduzindo a expressivo escoamento superficial nas unidades. De modo geral, e tendo por base os resultados obtidos neste monitoramento de longo prazo, pode-se concluir que sistemas de alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial constituem ótima alternativa para o pós-tratamento de efluentes anaeróbios e aeróbios. Acredita-se que este sistema, em virtude dos ótimos resultados e do período relativamente longo testado, esteja pronto para ser utilizado em escala real para pequenas comunidades.

Palavras-chave: *Wetlands* construídas, sistemas alagados construídos, reator UASB, águas residuárias domésticas, *Typha latifolia*.

ABSTRACT

One method of treating domestic wastewater for potential use in small communities is the treatment in constructed wetlands. In the experiment, two units of subsurface horizontal flow constructed wetlands arranged in parallel were used and filled with blast furnace slag, similar to the particle size of crushed stone # 1. Each of the units has been designed to treat a flow of $7.5 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, equivalent to a population of approximately 50 people each, for the post-treatment of domestic wastewater by UASB reactor and open biological trickling filter (FBPA). The system was installed at the Center for Research and Training in Sanitation - CePTS / UFMG / COPASA, located in Arrudas WWTP in the city of Belo Horizonte – Brazil. The dimensions of each unit were: length 24.1 m; width 3.0 m; filter bed height 0.4 m; liquid height 0.3 m. One unit was planted with *Typha latifolia* (cattail) respecting a minimum density of 4 plants per m^2 . When necessary, periodic pruning was carried out. The other unit was not planted, serving as an experimental control. The wastewater received preliminary treatment, consisting of fine screening and grit removal. Samples were collected weekly or fortnightly in the raw sewage, effluent from UASB reactor and open trickling filter and in the effluent from the planted and unplanted wetlands. Fortnightly samples were also collected at 03 different points along the length of the wetlands. To evaluate systems performance, the following variables were quantified: chemical oxygen demand (COD), biochemical oxygen demand (BOD), total nitrogen, phosphorus, dissolved oxygen, alkalinity, pH, temperature, redox potential and electrical conductivity. To evaluate the growth of cultivated plants and their influence on the performance of the planted unit, cattail samples were evaluated by measurements of plant height. To characterize the composition of plant, biomass was collected at the shoot for the quantification of dry matter and nitrogen and phosphorus. The evapotranspiration was measured in evaporimetric tanks. Statistical analysis for comparison between the vegetated and non-vegetated unit was performed by nonparametric comparison of dependent variables, with paired samples, by the Wilcoxon test at a significance level of 5%, using the Statistica® software. The results showed a significant improvement in effluent quality. In Phase 1 (treatment of the effluent from the UASB reactor), the average effluent concentrations of BOD, COD and TSS from the planted and not planted units were 25 and 23 mg L^{-1} , 50 and 55 mg L^{-1} , 9 and 6 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ respectively. For Phase 2 (treatment of the effluent from a system comprised by UASB reactor and open trickling filter), the mean effluent concentrations for planted and not planted units were also very low, for BOD (13 and 12 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), COD (26 and 31 mg L^{-1}) and TSS (16 and 12 mg L^{-1}). TKN and N-ammonia in Phase 2 showed values of final average concentrations lower than in Phase 1, about 22 mg L^{-1} and 23 mg L^{-1} TKN and 19 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ and 20 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ for N-ammonia for the planted and unplanted units, respectively. The average final concentrations of phosphorus in Phase 1 was 2.3 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ and in Phase 2 of 1.3 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ for both units. In terms of loads removed in the first phase were statistically significant only for total nitrogen removal efficiency, with 12.4% for planted unit and 16.0% for unplanted unit. In Phase 2 there was statistically significant difference for the parameters COD, BOD, TSS, total N and total P. The removal efficiencies based on loads were higher in the planted unit for COD (80 and 76%), TKN (38 and 33%) and N ammonia (37 and 32%). The root of *Typha latifolia* had nutrient concentrations similar to the shoot (results from last sampling), with values of 16.5 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ N and 4.1 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ P in the root. It was observed that the removal efficiency in the wetland units was little affected by changing the characteristic of the effluent arising from the UASB reactor and open trickling filter, except for N-ammonia, TKN, total-P, which were higher in the treatment of the effluent from the trickling filter. The foliar portion had 24.1 $\text{g N} \cdot \text{kg}^{-1}$ and 4.4 $\text{g P} \cdot \text{kg}^{-1}$. No impact of precipitation on the removal

efficiency of pollutants was found. No major impacts of evapotranspiration were observed in the removal efficiency of N and P. Measurements of the longitudinal profile of the concentration of COD indicated continual decay along the length, with similar behavior in both units. Despite the various positive aspects, it should be noted that, after four years, there was clogging, leading to substantial runoff in both units. In general, and based on the results of this long-term monitoring, it can be concluded that horizontal subsurface flow constructed wetland systems are a very good alternative for the post-treatment of anaerobic and aerobic effluents. It is believed that this system, due to the good results and the relatively long duration of the test is ready to be used for small-scale communities.

Keywords: Subsurface flow constructed wetlands, UASB reactor, trickling filter, domestic wastewater, *Typha latifolia*.

LISTA DE ABREVIATURAS

APHA – American Public Health Association.

AWWA – American Water Works Association.

WEF - Water Environment Federation.

B – Boro.

Ca – Cálcio.

CePTS – Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento.

Cd – Cádmio.

CF – Coliformes fecais (coliformes termotolerantes).

CERH/MG - Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Estado de Minas Gerais.

CESP – Companhia Elétrica do Estado de São Paulo.

Cl – Cloro.

CO₂ – Dióxido de Carbono.

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente.

COPAM/MG - Conselho Estadual de Política Ambiental de Minas Gerais.

COPASA – Companhia de Saneamento de Minas Gerais.

Cr – Cromo.

Cu – Cobre.

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio.

DQO – Demanda Química de Oxigênio.

EPA – United States Environmental Protection Agency.

ESALQ – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”.

ET – Evapotranspiração.

ETc – Evapotranspiração de cultura.

ETE – Estação de Tratamento de Esgotos.

ETo – Evapotranspiração de referência.

ETP – Evapotranspiração Potencial.

ETr – Evapotranspiração real.

FBPA – Filtro Biológico Percolador Aberto.

FBPs – Filtros Biológicos Percoladores.

Fe – Ferro.

FeS – Sulfeto ferroso.

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia.

IWA - International Water Association.

K – Potássio.

Kc – Coeficiente de cultura.

mm – Milímetro.

Mg – Magnésio.

Mn – Manganês.

Mo – Molibdênio.

N – Nitrogênio.

N₂ – Nitrogênio Molecular.

Ni – Níquel.

NH₄⁺ – Amônio.

NH₃ – Amônia.

NO₂⁻ – Nitrito.

N₂O – Óxido Nitroso.

NO₃⁻ – Nitrato.

NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl.

P – Fósforo.

Pb – Chumbo.

PbSO₄ – Sulfato de chumbo.

pH – potencial hidrogeniônico.

pKa - Constante de Acidez.

PVC - Policloreto de Vinila.

PT – Fósforo total.

PO₄³⁻ - Fosfato.

S – Enxofre.

SABESP – Companhia de Saneamento de São Paulo.

SACs – Sistemas de Alagados Construídos.

SAC – EHSS – Sistema de Alagados Construídos de Escoamento Horizontal Subsuperficial.

SANEPAR – Companhia de Saneamento do Paraná.

Ssed – Sólidos sedimentáveis.

SST – Sólidos Suspensos Totais.

ST – Sólidos Totais.

TDH – Tempo de Detenção Hidráulica.

UASB – Reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo.

UFMG – Universidade Federal de Minas Gerais.

UP – Unidade Plantada.

UNP. – Unidade Não Plantada.

USEPA - United States Environmental Protection Agency.

Zn – Zinco.

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1	Vista de um Sistema de Alagado Natural.....	28
Figura 3.2	Sistemas de Alagados Construídos de Escoamento Superficial...	32
Figura 3.3	Sistemas de Alagados Construídos de Escoamento Subsuperficial.....	32
Figura 3.4	Sistemas de Alagados Construídos de Escoamento vertical.....	33
Figura 3.5	Algumas Espécies de Vegetação Utilizadas em SACs.....	34
Figura 3.6	Ciclo do Nitrogênio em SACs de escoamento superficial.....	49
Figura 3.7	Processo de Evapotranspiração.....	59
Figura 3.8	Processo de Transpiração de Plantas.....	61
Figura 3.9	Tanque Classe A e Evaporímetro de Piche para Medição de Evaporação.....	62
Figura 3.10	Modelo de Lisímero para Medição da Evapotranspiração.....	63
Figura 3.11	Esquema Representativo do Balanço Hidrológico Aplicado ao SAC.....	65
Figura 4.1	Vista Aérea do CePTS UFMG/Copasa, com Destaque para os SACs.....	69
Figura 4.2	Desenhos Esquemáticos do Sistema: a) UASB – SAC e b) UASB – FBPA- SAC.....	71
Figura 4.3	Caixa Distribuidora de Vazão.....	72
Figura 4.4	Caixa Distribuidora de Vazão Atual.....	72
Figura 4.5	Representação Esquemática – Reator UASB.....	73
Figura 4.6	Detalhes dos Sistemas de Distribuição (entrada) e saída do FBP Aberto.....	74
Figura 4.7	a) Planta Baixa e Corte das Unidades do SAC, b) Vista das Unidades do SAC, Plantada e não Plantada.....	76
Figura 4.8	Esquema Representativo do SAC.....	77
Figura 4.9	Vista das Unidades do SAC, Plantada e não Plantada, com suas Respectivas Entradas de Efluentes.....	77
Figura 4.10	Vista do leito de Pedra de Mão na Saída das Unidades do SAC, Plantada e não Plantada.....	78
Figura 4.11	Pontos de Coleta de Amostras e de Determinação da Condutividade Hidráulica nas Unidades do SAC.....	79
Figura 4.12	Diferentes Fases da <i>Typha latifolia</i> , da Poda ao Florescimento.....	80
Figura 4.13	Pontos de Coleta de Amostras e Medição da Vazão na Entrada e Saída das Unidades do SAC.....	81
Figura 4.14	Coleta de Amostras e Medição de Vazões na Saída das Unidades do SAC.....	81
Figura 4.15	Desenho Esquemático do Local de Coleta de Amostras para o Perfil.....	82
Figura 4.16	Exemplo de Etiquetagem logo após Efetuada a Poda.....	83
Figura 4.17	Desenho Esquemático da Divisão de Parcelas.....	84
Figura 4.18	Desenho Esquemático do Local de Coleta de Amostras do Meio Suporte.....	86
Figura 4.19	Tanque para Leitura de Evaporação e Evapotranspiração.....	88

Figura 4.20	Corte dos tanques para leitura de evaporação e evapotranspiração.....	88
Figura 4.21	Dispositivo para Esvaziamento dos Tanques.....	89
Figura 4.22	Evaporímetro Modificado.....	89
Figura 5.1	Distribuição de frequência acumulada das concentrações efluentes de DQO e DBO e SST para Fases 1 e 2.....	95
Figura 5.2	Relação média de DQO e DBO para Fases 1 e 2.....	100
Figura 5.3	Séries temporais das concentrações efluentes de DQO e ABO para Fases 1 e 2	102
Figura 5.4	Box-plots das concentrações e efluentes de DQO e DBO do reator UASB, FBPA e das UP e UNP.....	102
Figura 5.5	Box-plots de decaimento das concentrações de DQO, ao longo das unidades plantada e não plantada.....	104
Figura 5.6	Séries temporais das concentrações efluentes de SST para Fases 1 e 2.....	106
Figura 5.7	Box-plots das concentrações efluentes de SST, SSF e SSV nas Fases 1 e 2 das UP e UNP.....	107
Figura 5.8	Perfil de SST e DBO ao longo das unidades do SACs – Fase 2..	109
Figura 5.9	Séries temporais das concentrações efluentes de N – Total para Fases 1 e 2.....	112
Figura 5.10	Box-plots das concentrações efluentes de NT, NTK, N – Amoniacal, Nitrito e Nitrato Fases 1 e 2.....	114
Figura 5.11	Perfil de N – Amoniacal, Nitrito e Nitrato ao longo das unidades do SAC – Fase 2.....	117
Figura 5.12	Perfil de oxigênio dissolvido, pH, Potencial Redox, Alcalinidade e Condutividade elétrica ao longo das unidades do SAC – Fase 2.....	119
Figura 5.13	Distribuição média das formas de nitrogênio nas concentrações efluentes para as Fases 1 e 2.....	120
Figura 5.14	Séries temporais das concentrações efluentes de P – Total para Fases 1 e 2.....	122
Figura 5.15	Box-plots das concentrações efluentes de P – Total – Fases 1 e 2.....	123
Figura 5.16	Perfil de P – Total ao longo das unidades do SAC – Fase 2.....	123
Figura 5.17	Carbono orgânico total (COT), DBO, SST e P-total no biofilme aderido ao meio suporte das unidades do SAC.....	125
Figura 5.18	Porcentagem do comprimento das unidades plantada e não plantada que apresentam escoamento superficial nas Fases 1 e 2.....	128
Figura 5.19	Disposição das plantas durante o plantio no leito filtrante.....	130
Figura 5.20	Primeiras flores da cultura de taboa.....	130
Figura 5.21	Características da vegetação do ano de 2007 a 2013.....	131
Figura 5.22	Diferença de diversidade de ocupação da taboa ao longo do leito em períodos de operação diferentes: a) distribuição homogênea e b) distribuição variada.....	132
Figura 5.23	Diferença de densidade de ocupação da taboa ao longo do leito nos anos de 2010 e 2011.....	132
Figura 5.24	Detalhes do SAC no período de remoção da biomassa da taboa na unidade plantada e no tanque para medição da	

	evapotranspiração.....	133
Figura 5.25	Detalhes do sintoma de toxidade nas taboas (clorose e queimação das folhas).....	133
Figura 5.26	Crescimento da <i>Typha latifolia</i> (Taboa), no SAC – Fase 2.....	134
Figura 5.27	Média das alturas das folhas da <i>Typha latifolia</i> (Taboa), no SAC – Fase 2.....	135
Figura 5.28	Média do número de folhas por planta - <i>Typha latifolia</i> (Taboa), no SAC – Fase 2.....	135
Figura 5.29	Médias quantificadas da <i>Typha latifolia</i> (Taboa) no final do projeto (Setembro/2013), no SAC – Fase 2.....	137
Figura 5.30	Taxa média de crescimento da <i>Typha latifolia</i> (Taboa), no SAC – Fase 2.....	137
Figura 5.31	a) Média de crescimento da <i>Typha latifolia</i> (Taboa), no SAC – Fase 2, relacionada com a temperatura do ar e do efluente; b) Média de crescimento da <i>Typha latifolia</i> (Taboa), no SAC – Fase 2, relacionada com a temperatura do ar e do efluente.....	139
Figura 5.32	Perfil da temperatura nas unidades do SAC – Fase 2.....	140
Figura 5.33	Cargas aplicadas e removidas de N-total na UP e taxas médias de crescimento da <i>Typha latifolia</i> no SAC – FASE 2.....	141
Figura 5.34	Média de extração do nitrogênio foliar nas parcelas do SAC – FASE 2.....	142
Figura 5.35	Cargas aplicadas e removidas de P-total na UP e taxas médias de crescimento da <i>Typha latifolia</i> no SAC – FASE 2.....	143
Figura 5.36	Média do fósforo foliar nas parcelas do SAC – FASE 2.....	143
Figura 5.37	Valor médio do teor de Nitrogênio e Fósforo foliar da parte aérea e da raiz de <i>Typha latifolia</i> (coleta 03/07/2013) – Fase 2...	144
Figura 5.38	Balanco de massa de Nitrogênio da unidade plantada – Fase 2..	147
Figura 5.39	Balanco de massa do fósforo da unidade plantada do SAC – Fase 2.....	150
Figura 5.40	Vazões afluentes e efluentes medidas num período de 12 horas, nas unidades do SAC – Fase 2.....	154
Figura 5.41	a) Valores de precipitação registrados no período de monitoramento do experimento com efluentes nas fases 1 e 2; b) Valores comparativos entre leituras do pluviômetro e da estação INMETRO/BH – Fase 2.....	156
Figura 5.42	Resultados das precipitações, temperaturas do ar, transpiração e eficiência de remoção do N-total no período de um ano (junho/2012 – junho/2013).....	158
Figura 5.43	Resultados das precipitações, temperaturas e eficiência de remoção do P-total, período de um ano (junho/2012 – junho/2013).....	159
Figura 5.44	Balanco hídrico no SAC – Fase 2.....	160

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1	Viabilidade de Denominação de <i>Wetlands</i> Construídos.....	29
Tabela 3.2	Possibilidades de Aplicações do SACs.....	31
Tabela 3.3	Sumário dos Principais Papéis de Macrófitas em Sistema de Alagados Construídos.....	35
Tabela 3.4	Influência das plantas em SACs na remoção de poluentes.....	36
Tabela 3.5	Uso de <i>Typha</i> em SAC para Vários Tipos de Tratamentos de Efluentes.....	38
Tabela 3.6	Alguns Materiais Utilizados para o Preenchimento do Meio Suporte em SACs.....	39
Tabela 3.7	Mecanismos de Remoção de Poluentes em SACs.....	43
Tabela 3.8	Potencial de Magnitude de Transformações de N em Vários Tipos de SACs.....	50
Tabela 3.9	Valores Médios de Remoção de N - Total em Vários Tipos de SACs (Médias de Países e Continentes Diferentes).....	51
Tabela 3.10	Valores Médios de Remoção de Amônio e Nitrato em Vários Tipos de SPF, SAC-ES, SAC-EHSS, SAC-EV.....	53
Tabela 3.11	Fatores Ambientais que Afetam a Nitrificação e Implicações Recorrentes.....	54
Tabela 3.12	Métodos da Obtenção de Evaporação.....	62
Tabela 3.13	Métodos da Obtenção da Evaporação Potencial e Real.....	63
Tabela 3.14	Eficiência Percentual da Remoção da Carga Poluidora de Atributos do Esgoto Sanitário, Considerando Taxas de Evapotranspiração de 0%, 20%, 40% e 60%.....	67
Tabela 4.1	Principais Características Construtivas e Operacionais para o FBPA.....	75
Tabela 4.2	Principais Características de projeto de Cada Unidade do SAC	75
Tabela 5.1	Concentração média e desvio padrão dos parâmetros de qualidade do efluente ao longo do sistema – Fase 1.....	92
Tabela 5.2	Concentração média e desvio dos parâmetros do sistema de tratamento – Fase 2.....	93
Tabela 5.3	Concentração média efluente corrigida em função das perdas de água em cada unidade do SAC, na Fase 1 e em função da evapotranspiração e evaporação, na Fase 2.....	96
Tabela 5.4	Eficiências médias de remoção nas unidades do SAC – Fase 1	97
Tabela 5.5	Eficiências médias de remoção nas unidades do SAC – Fase 2	98
Tabela 5.6	Estatística descritiva da concentração de matéria orgânica (DQO e DBO) ao longo do sistema – Fase 1 (SACs após reator UASB) e Fase 2 (SACs após FBPA).....	99

Tabela 5.7	Valores médios observados do decaimento da concentração de matéria orgânica (DQO filtrada) ao longo das unidades (n=22 dados para cada ponto na Fase 1 e n=20 para cada ponto na Fase 2).....	103
Tabela 5.8	Estatística descritiva dos parâmetros relativos aos sólidos suspensos para o SAC – Fase 1 e fase 2.....	105
Tabela 5.9	Estatística descritiva dos parâmetros relativos a NTK, N-Amoniacal e Nitrato para o SAC – Fase 1 e Fase 2.....	110
Tabela 5.10	Concentração de bactérias nitrificantes e desnitrificantes nas unidades plantada e não plantada.....	116
Tabela 5.11	Estatística descritiva dos parâmetros relativos a P-total – Fase 1 e Fase 2.....	121
Tabela 5.12	Resultado do teste de Wilcoxon para as medianas das concentrações e cargas efluentes das unidades plantada e não plantada – Fases 1 e 2.....	126
Tabela 5.13	Sequência de eventos durante o período de experimento.....	129
Tabela 5.14	Número de plantas (<i>Typha latifolia</i>) por parcelas.....	138
Tabela 5.15	Valores médios dos teores de N e P no tecido vegetal da <i>Typha latifolia</i> na Fase 2.....	146
Tabela 5.16	Médias das vazões de afluentes e efluentes de cada unidade do SAC (Fases 1 e 2).....	153
Tabela 5.17	Valores de evapotranspiração em SACs.....	163

SUMÁRIO

1 Introdução.....	22
1.1 Justificativa.....	24
2 Objetivos.....	25
2.1 Objetivo geral.....	25
2.2 Objetivos específicos.....	25
3 Revisão de literatura.....	26
3.1 Os sistemas naturais (wetlands).....	26
3.2 Os sistemas de alagados artificiais ou construídos (SACs).....	28
3.2.1 Tipos de sistemas alagados construídos.....	30
3.2.2 Tipos de vegetação utilizada em sistemas de alagados construídos.....	33
3.2.3 Pré-tratamento de efluentes direcionados para SACs.....	39
3.2.4 Remoção de poluentes em SACs.....	41
3.2.5 Relação substrato-planta.....	45
3.2.6 Nutrientes no SACs.....	46
3.2.6.1 Nitrogênio.....	47
3.2.6.2 Fósforo.....	57
3.2.7 Evapotranspiração.....	58
4 Materiais e métodos.....	69
4.1 Local e caracterização da unidade experimental.....	69
4.2 Descrição das unidades de tratamento.....	70
4.2.1 Reator anaeróbio de fluxo ascendente – UASB.....	72
4.2.2 Filtro biológico percolador aberto (FBPA).....	73
4.2.3 Sistemas de alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial.....	75
4.3 Plantio e manutenção da taboa (<i>Typha Latifolia</i>).....	79
4.4 Avaliação do comportamento global do sistema em termos de remoção.....	80
4.5 Avaliação do papel da vegetação na remoção de poluentes comparando o SAC plantado com a unidade não plantada.....	83
4.6 Avaliação do papel da evapotranspiração na remoção de contaminantes por meio do balanço hídrico.....	87
4.7 Análises estatísticas.....	91
5 Resultados e discussão.....	92
5.1 Avaliação do comportamento global do sistema em termos de	

remoção dos principais poluentes.....	92
5.1.1 Concentrações efluentes e eficiências de remoção.....	92
5.1.2 Matéria orgânica.....	99
5.1.3 Sólidos.....	104
5.1.4 Nutrientes.....	110
5.1.4.1 Nitrogênio.....	110
5.1.4.2 Fósforo.....	121
5.1.4.3 Análises do meio suporte.....	124
5.1.5 Comparação estatística entre a unidade plantada e não plantada.....	126
5.1.6 Evolução do escoamento superficial sobre o leito.....	127
5.2 Avaliação do papel da vegetação na remoção de poluentes, comparando o SACs plantado com a unidade não plantada.....	129
5.2.1 Operação do SAC.....	129
5.3 Avaliação do balanço e da influência da evapotranspiração na remoção de contaminantes	153
5.3.1 Vazões, precipitações, evapotranspiração e evaporação no SAC.....	153
6 Conclusões e recomendações.....	165
Referências.....	170

1 INTRODUÇÃO

O aumento da população urbana e, conseqüentemente, do consumo de água nos centros urbanos gera, simultaneamente, maior volume de esgotos sanitários. Estes, por sua vez, exigem destinação adequada, para eliminar o risco de contaminação dos ecossistemas aquáticos por organismos patogênicos, efeitos negativos como a desoxigenação e eutrofização dos corpos hídricos e acumulação de micropoluentes nos sedimentos.

Essa realidade corrobora a necessidade de se desenvolver e adaptar tecnologias economicamente viáveis de tratamento de águas residuárias. Nesse sentido, a utilização do reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) poderá ser uma solução para o tratamento secundário de esgotos, uma vez que esse reator, quando operado adequadamente com tempo de detenção hidráulica de cerca de 8 horas, remove DQO e DBO₅ com eficiência próxima a 60 e 70%, respectivamente. No entanto, é necessário que o efluente advindo do reator UASB seja submetido a um pós-tratamento, a fim de complementar a remoção de matéria orgânica e remover, sobretudo, nutrientes (nitrogênio e fósforo) e organismos patogênicos.

Portanto, considerando a necessidade de pós-tratamento do efluente advindo de reator UASB, pesquisas desenvolvidas recentemente no país vêm demonstrando que Filtros Biológicos Percoladores (FBPs), atuando como pós-tratamento de reatores de manta de lodo (UASB) são eficientes no atendimento aos padrões de efluentes, quanto à remoção de DBO, DQO e SST e podem promover a nitrificação, dependendo da taxa aplicada. Os Filtros Biológicos Percoladores (FBPs) são sistemas de tratamento de esgotos baseados no princípio da oxidação bioquímica aeróbia do substrato orgânico presente nos esgotos, apresentando assim ambiente potencialmente favorável para que ocorra a nitrificação.

Ainda na busca por tecnologias sustentáveis, os Sistemas de Alagados Construídos (SACs) (*wetlands* construídos) vêm se destacando por ser um tratamento de baixo custo de construção e operação e poder ser mantidos por pessoas com pouco treinamento (CAMPOS *et al.*, 2002).

SACs são sistemas de leitos filtrantes projetados para utilizar plantas aquáticas 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, proporcionam o tratamento de águas residuárias (SOUSA *et al.*, 2000; SOUSA *et al.*, 2003).

Nos SACs, as plantas servem de suporte a microrganismos que os degradam. Segundo Brix (2003) a presença das macrófitas permite a estabilização da superfície dos leitos, aumentando a condutividade hidráulica e realizando a decomposição da matéria orgânica através da sua assimilação como fonte de nutrientes. Costa *et al* (2003) reportaram que a vegetação também absorve e acumula substâncias no seu tecido vegetal, no sistema radicular faz a absorção de contaminantes, tornando-os imóveis e liberando oxigênio para o meio e com isso proporcionando o aumento na eficiência de remoção de constituinte orgânica.

Uma característica típica de SACs no tratamento de esgotos e de forte influência na eficiência calculada do processo pode ser a taxa de evapotranspiração no sistema. No caso de grande perda líquida ocasionada pelo fenômeno da evapotranspiração (ET), a concentração de alguns constituintes (parâmetros de qualidade) do esgoto pode até mesmo ser aumentada no efluente do SACs (KADLEC *et al.*, 1997). Altas taxas de ET podem levar à concentração do efluente, devido à perda de água, mesmo quando há eficientes remoções de determinados poluentes (KADLEC, 1998). A absorção pelas plantas possibilita a remoção de nutrientes e poluentes das águas residuárias.

Outra característica de influência é a colmatação nos SACs. O arranjo de entrada promove o acúmulo preferencial de sólidos sobre a superfície do leito próximo à entrada do SAC, que vai se prolongando em direção à saída com o decorrer do tempo. As raízes e rizomas das macrófitas são os principais intervenientes na condução hidráulica das águas residuárias ao longo do leito, devido ao seu crescimento e desenvolvimento com várias orientações, criando-se passagens no meio suporte que impedem a colmatação do leito. Enquanto a parte subterrânea das plantas não estiver muito desenvolvida, é natural que a circulação hidráulica não seja tão eficiente, pois vão acumulando partículas no leito, contidas no efluente e a consequente formação de precipitados (SARAIVA, 2001 *apud* SECO, 2008).

Neste trabalho, um sistema que em uma primeira fase recebeu efluentes oriundos de um reator anaeróbio do tipo UASB e na segunda fase de Filtro Biológico Percolador aberto, ambos seguidos de um Sistema de Alagados Construídos de Escoamento Horizontal Subsuperficial (SAC-EHSS), com duas unidades dispostas em paralelo, foi avaliado para o tratamento, em

escala de demonstração de águas residuárias geradas na cidade de Belo Horizonte/MG – Brasil. Uma unidade era plantada com *Typha latifolia* (taboa) e outra não era plantada, atuando como controle.

A presente pesquisa propõe estudar a remoção de poluentes de esgotos sanitários, avaliar aspectos relacionados à operação, levando em consideração o tipo da vegetação, bem como estudar o balanço hídrico e a influência da evapotranspiração na remoção de contaminantes e o balanço de massa de nutrientes (N, P) em um Sistema de Alagados Construídos de Escoamento Horizontal Subsuperficial, localizado na Estação de Tratamento de Esgotos Experimental, pertencente ao CePTS (Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento) UFMG/COPASA, município de Belo Horizonte, Minas Gerais.

1.1 Justificativa

Com o propósito de adoção de tecnologias de tratamento de esgotos que atendam aos requisitos de simplicidade operacional e socioambiental, pode-se considerar o sistema combinado composto por reator UASB, filtro biológico percolador aberto e Sistemas de Alagados Construídos de Escoamento Horizontal Subsuperficial como tecnologias simplificadas. Pesquisas desenvolvidas no país vêm demonstrando que os FBPs atuando como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB são eficientes, no que diz respeito ao atendimento aos padrões de efluentes, quanto à remoção de DBO, DQO e SST e podem promover a nitrificação (AISSE, 2003; USEPA, 2009).

SAC–EHSS podem constituir boa alternativa como pós-tratamento de efluentes, pois apresentam, potencialmente, elevada capacidade de remoção de DBO (KADLEC e KNIGHT, 2005). SACs têm sido empregados no tratamento de águas residuárias domésticas, industriais, agrícolas e de drenagem pluvial urbana e rural. Dados apresentados no penúltimo congresso internacional da IWA sobre *wetlands*, realizado em outubro de 2010, mostraram a extraordinária evolução de sua aplicação nos últimos anos, sendo que, somente na Europa, já existem mais de 10.000 unidades implantadas em pequenas comunidades e condomínios.

Segundo Souza *et al.* (2004), estudos foram realizados em SACs na tentativa de pós-tratar efluente anaeróbio. Espera-se que o sistema combinado proposto possa promover, de maneira eficiente, a remoção (nitrificação e desnitrificação) e recuperação (biossorção) de nutrientes.

A significância da pesquisa proposta reside principalmente nos benefícios/vantagens que poderão ser atingidos em tratamento de efluentes líquidos de origem doméstica por sistema de alagado construído de escoamento horizontal subsuperficial (SAC - EHSS), vegetados ou não, sob condições locais. Este estudo poderá auxiliar na implantação de sistemas de tratamento de esgotos domésticos de pequenas comunidades e/ou como pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios do tipo UASB e filtro biológico percolador, permitindo a melhoria da qualidade do efluente final, de forma que esses venham a atender aos padrões vigentes de lançamento em corpos hídricos (Resoluções CONAMA 357/2005 e 430/2011 e, no caso de Minas Gerais, Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH nº 1/2008).

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar a remoção de poluentes em sistemas de alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial plantado e não plantado tratando esgotos sanitários após tratamento prévio em reatores UASB e filtros biológicos percoladores.

2.2 Objetivos específicos

1. Avaliar o comportamento global do sistema em termos de remoção dos principais poluentes;
2. Avaliar a influência do tratamento a montante dos SACs (reator UASB e filtro biológico percolador);
3. Avaliar o balanço hídrico e a influência da perda de água por evapotranspiração na remoção de poluentes;
4. Avaliar o papel da vegetação na remoção de nitrogênio e fósforo, comparando as unidades do SAC plantada e não plantada.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Os sistemas naturais (*wetlands*)

O termo *wetland* é utilizado para caracterizar áreas parcialmente ou totalmente alagadas ou inundáveis durante todo o ano, que apresentem condições apropriadas para o crescimento de macrófitas. Os sistemas naturais (*wetlands* naturais) são facilmente reconhecidos como as várzeas dos rios; os banhados; os pântanos; as formações lacustres de baixas profundidades em parte ou em todas as grandes ou pequenas áreas com lençol freático muito alto, porém nem sempre com afloramento superficial; os manguezais; dentre outros (SALATI, 2000).

Segundo o mesmo autor, as características e as propriedades desses ecossistemas podem variar, dependendo da geologia, geomorfologia, dos solos das áreas consideradas e das condições climáticas. Esses ecossistemas podem proporcionar:

- a) Alteração na qualidade das águas;
- b) Regularização das vazões, amortecendo os picos de enchentes;
- c) Ambiente para reprodução e alimentação da biota aquática, inclusive peixes;
- d) Retenção de material particulado, evitando entupimento da calha do rio a jusante;
- e) Proteção da biodiversidade, servindo como refúgio para a fauna terrestre.

Segundo Philippi e Sezerino (2004), desde o início do século XX, os sistemas naturais (Figura 1) eram utilizados como ponto de lançamento para o tratamento de esgotos, porém a descarga de efluentes em sistemas naturais, como as zonas úmidas, acarretava distúrbios na dinâmica natural ecossistêmica, o que não caracterizava uma alternativa ecologicamente correta. Entretanto, sua aplicação com base tecnológica se deu de fato durante a década de 1970, nos Estados Unidos (em 1973, foi construído o primeiro sistema experimental americano de tratamento por zonas úmidas), refletindo um maior interesse de pesquisa e uso desse tipo de tratamento.

Segundo Welsch *et al.* (1995), as áreas inundadas devem ter uma frequência ou duração suficiente para suportar ou criar ambientes para o desenvolvimento, principalmente de

espécies vegetais que se adaptam à vida em condições de solos saturados. Os mesmos autores citam os fatores que devem ser observados para a caracterização de ambiente de áreas alagadas, a saber: lugares onde o solo é predominantemente mal drenado, ambiente com capacidade de suportar hidrófitas e a necessidade de o solo estar saturado ou inundado na estação de crescimento das plantas.

Os sistemas naturais são capazes de sustentar uma população diversificada de bactérias que crescem nas raízes submersas e caules das plantas aquáticas. Esses são tipicamente caracterizados por vegetação aquática emergente, como taboas (*Typha*), *Scirpus*, e os juncos (*Phragmites*). Os mesmos também podem conter algumas espécies flutuantes e submersas, como *phreatophytes* (EPA, 2000). As macrófitas aquáticas, principais comunidades vegetais de SACs, apresentam alta produtividade e grande capacidade de adaptação aos mais diversos ambientes.

Segundo Kivaisi (2001), as áreas alagadas naturais são locais de recarga para aquíferos e servem de suporte a uma rica diversidade de vida selvagem, além de, ao longo de margens de lagos e de rios, estabilizar as linhas de contorno, protegendo-as da erosão. As macrófitas aquáticas são eficientes para a remoção de poluentes, em virtude de suas altas taxas de crescimento em águas eutróficas, além de possuírem intensa capacidade de remoção de nutrientes, oferecendo um sistema de baixo custo para a fitodepuração.

Os sistemas naturais são como uma transição entre os sistemas terrestre e aquático, em que a periodicidade de inundações age como fator determinante no desenvolvimento dos solos e na seleção das comunidades biológicas existentes. Segundo Silvestre e Jesus (2002), os sistemas de tratamento em SACs procuram imitar os sistemas encontrados em banhados naturais, sendo diferenciados pelo grau de controle exercido sobre os processos naturais.

Mitsch e Gosselink (2007) relatam que o estudo sobre o uso de sistemas naturais, ao invés de promover sua utilização no tratamento de efluentes, gerou um conjunto de restrições legais que impediu esta finalidade. Contudo, Oliveira e Vidal (2008) *apud* Oliveira e Vidal (2007) afirmam que, fazer uso de sistemas naturais para o tratamento de efluentes, devido aos efeitos danosos que causam à flora e à fauna. Assim, o tratamento adequado deve ter dimensionamento corretos e estudos técnicos, constituindo mecanismos que se assemelham ao de um meio natural.



Figura 3.1 – Vista de um Sistema de Alagado Natural
Fonte: <http://www.flickr.com/photos/womeos/3414627905/>

3.2 Os sistemas de alagados artificiais ou construídos (SACs)

Os sistemas artificiais ou construídos, também denominados SACs, são sistemas biológicos de tratamento de efluentes em áreas inundadas ou saturadas contidas num leito artificial preenchido com solo ou outro meio natural ou artificial, com profundidade tipicamente inferior a 1 m, que suporta o crescimento de algumas espécies de plantas (SILVESTRE e JESUS, 2002).

O termo “*Construted Wetlands*” é utilizado internacionalmente para identificação do sistema que, no Brasil, tem variadas denominações, conforme apresentado na Tabela 3. 1. Alguns pesquisadores usam o termo Zona de Raízes, sendo este traduzido do termo em inglês “Root Zone” muito utilizado na Europa. O termo Terras Úmidas Construídas também é utilizado por alguns pesquisadores (MAZZOLLA, 2003).

Segundo Zanella (2008), essa variação de nomes dada aos sistemas de alagados construídos gera dificuldade para o reconhecimento das experiências e a consolidação do sistema como uma alternativa viável de tratamento nas diversas condições ambientais no Brasil.

Tabela 3.1 - Variabilidade de denominações de *Wetlands* Construídos

Nome das unidades de tratamento	Referências	Ano
Leito de Macrófitas	MANSOR, M.T. C	1998
Zonas Úmidas	KERN & IDLER	1999
Banhados Construídos	BERTHOLDO, D. T.	1999
Terras Alagadas Cultivadas Construídas	NEDER <i>et al.</i>	2000
Zonas Artificiais	SILVESTRE & JESUS	2002
Zonas de Raízes	KAICK T. S. V.	2002
Leitos Cultivados	VALENTIM M.A.A.	2003
Zona Alagadiça	ANJOS, J.A.S.A. dos	2003
Filtro Plantado com Macrófita	SEZERINO & PHILIPPI	2003
Sistemas de Alagados Construídos	BRASIL <i>et al.</i>	2007
Sistemas Construídos de Áreas Alagadas	MONTEIRO <i>et al.</i>	2008
Sistema de Plantas Aquáticas Emergentes	SCHULZ G.	2009

Zanella (2008) ainda chama atenção para a necessidade de se estabelecer um consenso no meio acadêmico para a consonância da nomenclatura de *wetlands* construídas. No presente trabalho será utilizado o termo Sistema de Alagados Construídos (SACs), para explicitar os sistemas de tratamento em áreas alagadas.

Para Philippi e Sezerino (2004) *apud* Zanella (2008), os astecas, no México, já utilizavam SACs, entretanto as primeiras investigações científicas sobre o tratamento de efluentes por meio de SACs datam da década de 1950, com experiências conduzidas pela bióloga alemã Käthe Seidel, no Instituto Max Planck (CAMPBELL e OGDEN, 1999). A partir dos anos 80, as pesquisas nessas áreas foram intensificadas. Esse fato fez com que fossem estudadas inúmeras configurações, formas, arranjos, variações de tempo de detenção hidráulica, meio suporte e plantas, a partir dos sistemas naturais.

O projeto pioneiro utilizado no Brasil foi realizado por Salati, na Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESALQ), em Piracicaba, SP, onde foi construído lago artificial nas proximidades do Rio Piracicamirim, altamente poluído (SALATI, 2003).

De acordo com Naime e Garcia (2005), após os estudos de Salati, em Piracicaba, houve desenvolvimento, visando aumentar a eficiência e reduzir custos da utilização de enraizadas, tendo como destaque a Companhia de Saneamento de São Paulo (SABESP), a Companhia de

Saneamento do Paraná (SANEPAR) e a Companhia Elétrica do Estado de São Paulo (CESP) (Oliveira *et al.*, 2008).

Para Rousseau *et al.* (2008), as porcentagens de remoção são dependentes principalmente da temperatura, tempo de detenção hidráulica e da carga aplicada e são muito diferentes entre si.

3.2.1 Tipos de Sistemas Alagados Construídos

Posterior às pesquisas de sistemas naturais, algumas classificações foram realizadas em relação ao nível de água, ao leito, sentido do escoamento hidráulico e espécie de vegetação utilizada (ZANELLA, 2008). Os SACs imitam as condições ótimas de tratamento que ocorrem em sistemas naturais, mas possuem a flexibilidade de serem construídos em quase todas as localidades e de poderem ser usados para o tratamento de diversos tipos de efluentes, tais como esgotos domésticos nos níveis preliminar, primário, secundário e terciário, efluentes industriais e agroindustriais, líquidos percolados de aterros sanitários, efluente de drenagem ácida de mina e águas de drenagem pluvial (IWA, 2000), bem como, no tratamento de águas subterrâneas e de águas para reuso; no manejo de lodo, de águas de drenagem pluvial e contaminada com substâncias tóxicas; e na produção de biomassa (BAVOR *et al.*, 1995; KADLEC, 1995). Algumas possibilidades de aplicação são apresentadas na Tabela 3.2.

Tabela 3.2 - Possibilidades de aplicações dos SACs

Aplicação	Conceito e Uso
Tratamento Primário e Secundário	Completo tratamento da água, incluindo remoção de nutrientes. Indicados para pequenas comunidades, hotéis, condomínios, casas isoladas e tratamento de dejetos de confinamentos (gado leiteiro e de corte, suinocultura).
Desinfecção	Determina as condições de remoção de vários indicadores de microrganismos e suas condições de eliminação e monitoramento. Explora o potencial do SACs em promover a remoção dos microrganismos patogênicos da água.
Polimento Terciário	Caracterizado por Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) elevado, principalmente para remoção de fósforo. Tratamento de efluentes de indústrias de processamento de alimentos, papel, petroquímicas e abatedouros.
Escoamento Superficial	Identificação de estratégias e locais apropriados ao manejo de escoamento superficial. Possibilidade de utilização em microbacias.
Manejo de materiais Tóxicos	Conhecimento e modelagem da remoção de substâncias tóxicas. Tratamento de águas de minas de carvão e de chorume de aterro sanitário.
Manejo do Lodo	Longo tempo de disposição de resíduos que possam conter elevados níveis de metais pesados. Secagem de lodo de estações de tratamento de esgoto.
Produção de Biomassa	Identificação, desenvolvimento de usos e viabilidade econômica de produtos gerados pelos SACs.
Tratamento de águas destinadas ao reuso	Desenvolvimento de acordo com os níveis de tratamento dos efluentes exigidos para o reuso pretendido. Com uso potencial para indústrias de processamento de alimentos e confinamentos de animais (gado leiteiro, suinocultura e gado de corte).

Fonte: Adaptado de BAVOR *et al.*; KADLEC (1995) *apud* VALENTIM (2003).

Os SACs são classificados como de escoamento superficial, de escoamento subsuperficial e de escoamento vertical, de acordo com as seguintes características (USEPA, 1988; VYMAZAL, 1998):

- **Sistemas de alagados construídos de escoamento superficial**

Em sistemas de alagados de escoamento superficial, o efluente corre sobre base rasa em contato com o sedimento subjacente, que fornece condições de desenvolvimento para as plantas, sendo que a água flui superficialmente a uma pequena profundidade (0,1 a 0,3m), (Figura 3.2). Melhores resultados são obtidos como tratamento terciário. Plantas emergentes (enraizadas) e flutuantes podem ser usadas. Por apresentarem lâmina de água aparente e exposta ao ar livre; a incorporação de oxigênio é maior quando se compara ao subsuperficial (MONTEIRO, 2009).

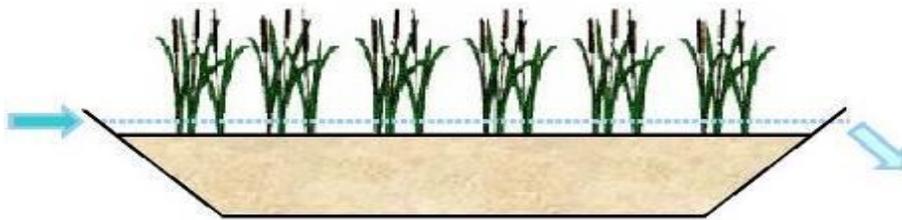


Figura 3.2 - Sistemas de Alagados Construídos de Escoamento superficial
Fonte: Silvestre e Jesus (2002).

- **Sistemas de Alagados Construídos de Escoamento Subsuperficial**

São essencialmente filtros horizontais preenchidos com brita ou areia como meio suporte, onde as raízes das plantas se desenvolvem (Figura 3.3). O efluente é mantido abaixo da superfície do substrato, geralmente granular. Este sistema mostrou-se eficiente no tratamento secundário de águas residuárias (ROSTON, 1994; SOUZA e BERNARDES, 1996; MANSOR, 1998; VALENTIM, 1999), porém com baixa taxa de nitrificação. Plantas emergentes de banhados podem ser utilizadas (NELSON *et al.*, 2003). Esta é a variante objeto da presente pesquisa.

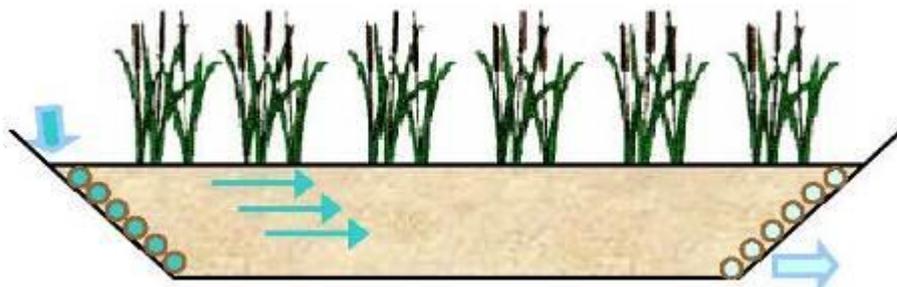


Figura 3.3 - Sistemas de Alagados Construídos de Escoamento Subsuperficial
Fonte: Silvestre e Jesus (2002).

- **Sistemas de alagados construídos de escoamento vertical**

São filtros de escoamento vertical intermitente preenchidos com brita ou areia (Figura 3.4). São os mais empregados na promoção da etapa de oxidação biológica do nitrogênio - a nitrificação, devido, principalmente, à incorporação de oxigênio via convecção e difusão atmosférica e ao transporte pelas macrófitas no solo reconstituído e rizosfera (PLATZER, 1999; BRIX, 1997).

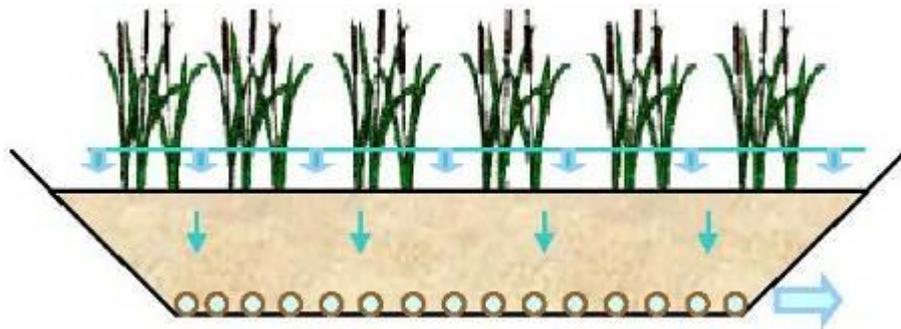


Figura 3.4 - Sistemas de Alagados Construídos de Escoamento Vertical
Fonte: Silvestre e Jesus (2002).

3.2.2 Tipos de vegetações utilizada em sistemas de alagados construídos

Existem vários termos para definir estas plantas utilizadas, devido à ambiguidade nas definições e à complexidade de sua classificação, sendo os termos usuais: hidrófitas, macrófitas aquáticas, hidrófitas vasculares, plantas aquáticas e plantas aquáticas vasculares (GUNTENSPERGEN *et al.*, 1988). A vegetação desempenha um papel fundamental no tratamento de esgotos com plantas, pela transferência de oxigênio através das raízes e rizomas (DIAS *et al.*, 2002).

Segundo USEPA (2003), nem toda espécie vegetal apresenta características adequadas para cultivo em SACs, pois elas devem tolerar a combinação de inundação contínua e exposição a altas cargas orgânicas e outros contaminantes. A espécie de planta selecionada deve ser tolerante às cargas tóxicas, para não deixar de cumprir a função planejada para ela (LAUTENSCHLAGER, 2001; MATOS *et al.*, 2008).

Segundo Maier (2007), existem em torno de 150 espécies conhecidas para serem utilizadas em SACs. Dentre elas, as mais utilizadas e de resultados conhecidos são *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Acorus calamus*, *Iris pseudacorus* e *Schoenoplectus lacustris*. Várias são as

espécies testadas para o uso em processos de tratamento de água (Figura 3.5). As espécies mais utilizadas para pesquisa têm sido a *Phragmites australis* (Caníço-comum), a *Typha latifolia* (Taboa, Junco), *Heliconia psittacorum* (Helicônia-papagaio), *Gladiolus hortulanus* (Gladiolo, Palma, Palma-de-santa-rita) e a *Scirpus lacustris* (Bunho), *Brachiaria mutica* (capim Angola), o capim-tangola, que é um híbrido natural entre *Brachiaria mutica* (capim Angola) e *Brachiaria arrecta* (Tanner Grass).



a) *Typha latifolia*



b) *Phragmites australis*



c) *Heliconia psittacorum*



d) *Scirpus lacustris*

Figura 3.5 - Algumas espécies de vegetação utilizadas em SACs

Na Tabela 3.3, encontram-se algumas funções das macrófitas em SACs.

Tabela 3.3 - Sumário dos principais papéis das macrófitas em Sistema de Alagados Construídos

Funções das Macrófitas	Papel no processo de tratamento
Parte área vegetal	Influência no microclima – isolamento durante o inverno; Redução da velocidade do vento - redução de ressuspensão de material sólido; Armazenamento de nutrientes; Potencial estético com aparência agradável.
Tecido vegetal em contato com a água (efluentes)	Filtragem – Filtrar as partículas maiores; Redução da velocidade de escoamento – aumento da taxa de sedimentação, redução de ressuspensão de sólidos; Liberar oxigênio na fotossíntese – aumento da degradação aeróbica na matéria orgânica; Retirada de nutrientes.
Raízes e rizomas no sedimento	Prevenção de erosão; Fornecimento de superfície e alimento para o crescimento bacteriano; Liberação de oxigênio – auxílio na degradação aeróbia da matéria orgânica e na nitrificação; Retirada de nutrientes.

Fonte: Modificado de BRIX (1997) *apud* VYMAZAL (2011).

A utilização de plantas no tratamento de esgoto representa uma tecnologia emergente, eficiente, estética e de baixos custos energéticos, que está se revelando como boa alternativa aos sistemas convencionais (VICZNEVSKI e MARCHESINI, 2002, PRESZNHUK *et al.*, 2003, ALMEIDA *et al.*, 2005).

O tratamento do efluente ocorre em razão da associação substrato com as plantas. As raízes das plantas se fixam no substrato e retiram os elementos essenciais ao seu desenvolvimento, oxigenam e criam ambiente biológico e químico favorável para o desenvolvimento dos microrganismos que degradam a matéria orgânica e excretam substâncias bactericidas, eliminando parte dos coliformes fecais (HUSSAR, 2001).

Na Tabela 3.4 encontram-se comparações da eficiência de SAC plantados e não plantados.

Tabela 3.4 – Influência das plantas em SACs na remoção de poluentes

Locais	Vegetação	Parâmetros	Efeitos	Referências
Alemanha	<i>Phragmites australis</i>	CF	Nenhum	Vacca <i>et al.</i> (2005)
Brasil	<i>Thypha latifolia</i>	DQO, DBO, SST, NT, NH ₄ -N, CF, PT	Positivo	Dornelas <i>et al.</i> (2008)
Canadá	<i>Phragmites australis</i> <i>Thypha latifolia</i>	DBO ₅ , DQO, NTK, NH ₄ -N SST, PT, PO ₄ -P, NO ₃ -N	Positivo Nenhum	Naylor <i>et al.</i> (2003)
China	<i>Phragmites australis</i> <i>Zizania caduciflora</i>	NT NT	Positivo Positivo	Zhou <i>et al.</i> (2004)
Costa Rica	<i>Coix lacryma-jobi</i>	DBO ₅ , CF	Positivo	Dallas & Ho (2005)
Espanha	<i>Thypha latifolia</i>	DBO ₅ , NH ₄ -N, CF SST, DQO	Positivo Nenhum	Ciria <i>et al.</i> (2005)
Grécia	<i>Thypha latifolia</i>	NTK, PT	Positivo	Akratos e Tsihrintzis,(2007)
México	<i>Phragmites australis</i>	CF	Positivo	Rivera <i>et al.</i> (1995)
Marrocos	<i>Thypha sp.</i> <i>Arundo donax</i>	CF DQO, SST, NH ₄ -N, PT	Positivo Positivo	El Hafiane e El Hamouri (2004)
Nepal	<i>Phragmites karka</i>	DBO ₅ , DQO, NTK, PT, SST, NH ₄ -N	Positivo Nenhum	Pandey <i>et al.</i> (2006)
Nova Zelândia	<i>Scirpus validus</i>	DBO ₅ , SST, CF	Nenhum	Tanner <i>et al.</i> (1995)
Tanzânia	<i>Thypha latifolia</i>	DQO, NH ₄ -N, PO ₄ -P, SO ₄ ²⁻	Positivo	Mbuligwe (2004)
USA	<i>Colocasia Esculenta</i> <i>Scirpus validus</i> <i>Phragmites australis</i> <i>Thypha latifolia</i>	NO ₃ -N	Nenhum Positivo	Gersberg <i>et al.</i> (1986)
USA	<i>Juncus effuses</i> <i>Scirpus cyperinus</i> <i>Typha latifolia</i> Mistura das três	PT, NTK, NH ₄ -N SST, CF DBO ₅	Positivo Nenhum Positivo	Coleman <i>et al.</i> (2001)

Fonte: Modificado de VYMAZAL (2011).

Dentre os vários tipos de macrófitas indicadas para os SACs, os gêneros *Typha sp* foram escolhidos para a presente pesquisa, por serem abundantes em todo Brasil e adaptados ao clima tropical e pela facilidade de obtenção de suas mudas.

Typha sp são plantas herbáceas perenes e vigorosa que crescem em lugares alagadiços e brejos, sob condições ambientais diversas e de fáceis propagações têm no caule uma parte rizomatosa rastejante e outra ereta que transporta as folhas (MAZZOLA, 2003). Essas plantas crescem até 3 m de altura, com uma extensa ramificação e sistema de rizoma horizontal. Possuem folhas planas ou levemente arredondadas e suas partes basais são esponjosas (SAINTY e JACOBS, 2003). A parte superior da espiga é de flores masculinas, que caem. A parte inferior é engrossada, cor de chocolate ou ocre, tem flores femininas e fruto com plumas. É tolerante à salinidade e também a pH entre 4,8 e 8,7 (POTT e POTT, 2000, *apud* OLIVEIRA, 2004).

As seguintes espécies de *Typha* (taboas) são mais importantes em SACs: *T. latifolia* L., *T. angustifolia* L., *T. domingensis* Pers., *T. glaucia* Godr. e *T. orientalis* C. Presl., (VYMAZAL, 2011). As espécies de *Typha* são muito produtivas, com valores elevados de biomassa, seja em sistemas naturais ou construídos, da ordem de 50 t. ha⁻¹ (MADDISON *et al.*, 2003; OBARSKA-PEMPKOWIAK e OZIMEK, 2003; MAINE *et al.* , 2006). As taboas são frequentemente usadas para tratamento de efluentes domésticos nos Estados Unidos (WALLACE e KNIGHT, 2006; KADLEC e WALLACE, 2008), mas também é comum encontrá-las em sistemas de tratamento de esgotos de outros locais, como mostra a Tabela 3.5.

Tabela 3.5 - Uso de *Typha* em SACs para vários tipos de tratamento de efluentes

Tipo de Tratamento	Localização	Espécies	Referência
Esgoto	Estonia França Portugal México Brasil Colômbia América Central Austrália Republica Checa Tanzania Tunisia Índia México	latifolia latifolia latifolia latifolia latifolia angustifolia domingensis orientalis domingensis latifolia latifolia latifolia latifolia latifolia	Mander <i>et al.</i> (2001) Merlin <i>et al.</i> (2002) Dias e Pacheco, (2001) Belmont <i>et al.</i> (2004) Dornelas <i>et al.</i> (2008) Williams <i>et al.</i> (1999) Platzer <i>et al.</i> (2002) Davison <i>et al.</i> (2005) Greenway (1996) Vymazal (2006) Kaseva (2004) M' hiri <i>et al.</i> (2005) Juwarkar <i>et al.</i> (1994) Rivas (2008)
Hospital	Índia	latifolia	Diwan <i>et al.</i> (2008)
Indústria Petroquímica	Sul da África Taiwan	sp. orientalis	Wood e Hensman (1989) Yang e Hu (2005)
Indústria de Papel e Celulose	Kenia USA	domingensis latifolia	Abira <i>et al.</i> (2005) Hammer <i>et al.</i> (1993)
Curtume	Portugal	latifolia	Calheiros <i>et al.</i> (2007)
Matadouro	Austrália México Uruguai	orientalis latifolia domingensis	Finlayson e Chick (1983) Poggi-Varaldo <i>et al.</i> (2002) Vymazal Kröpfelová (2008a)
Indústria de Processamento de Alimentos	Itália	latifolia	Mantovi <i>et al.</i> (2007)
Destilaria e Adega	Índia	latifolia	Billore <i>et al.</i> (2001) Murphy <i>et al.</i> (2008)
Indústria de Refrigerantes	Uruguai	domingensis	Vymazal Kröpfelová (2008a)
Tipo de Tratamento	Localização	<i>Espécies</i>	Referência
Água Mineral	USA	latifolia	Pantano <i>et al.</i> (2000)
Lavanderia	Austrália Tailândia	orientalis angustifolia	Davison <i>et al.</i> (2005) Kantawanichkul & Wara-Aswapati (2005)
Suinocultura	Austrália	domingensis	Finlayson <i>et al.</i> (1987)
Escoamento em Rodovias	Reino Unido	latifolia	Shutes <i>et al.</i> (2001)
Greenhouse runoff	Canadá	latifolia	Prystay e Lo (1998)
Lixiviados de Aterros	Noruega Eslovenia Canadá	Australis latifolia latifolia	Maehlum <i>et al.</i> (1999) Urbanc-Bercic <i>et al.</i> (1998) Bulc <i>et al.</i> (2006) Birkbeck <i>et al.</i> (1990)

Fonte: VYMAZAL, 2011.

Os SACs contam com um leito filtrante que serve como suporte para a vegetação. Depois de algumas experiências ruins com cascalho, atualmente é recomendado o uso de cascalho

lavado, com diferentes graus de classificação, de acordo com a qualidade do afluente (3-6, 5-10, 6-12 mm) (VYMAZAL, 1998). Farahbakhshazad e Morrison, (1998) *apud* Nogueira (2003) citam que a escolha do substrato depende do tipo de efluente a ser tratado e do regime hidráulico. Para Salatti (2003) há uma variação de acordo com o efluente tratado e a eficiência de remoção, da espessura da camada de solo, da sua composição e dimensões dos módulos do meio filtrante.

O material de enchimento consiste principalmente na combinação e variação de tamanhos. No primeiro metro do SACs podem ser utilizadas pedras de 100 mm de diâmetro e na outra porção do leito, cascalho limpo de 5 a 10 mm de diâmetro (MARQUES, 1999).

Monteiro (2009) comenta que a parcela final pode apresentar um material de enchimento com menor dimensão, pois pode ocorrer a retirada de matéria orgânica, reduzindo o problema de crescimento excessivo do biofilme. Segundo o mesmo autor, outro fator que contribui para a redução da granulometria do meio suporte é o aumento da capacidade de retenção de partículas, além do incremento da área superficial para o crescimento bacteriano. A superfície do leito deve ser plana. Uma variação na profundidade do leito igual a 10% da altura do material na área de entrada é suficiente (KADLEC *et al.*, 2000).

Na Tabela 3.6, pode-se observar alguns materiais utilizados para o preenchimento do meio suporte em SACs.

Tabela 3.6 - Alguns materiais utilizados para o preenchimento do meio suporte em SACs

MATERIAL DO MEIO SUPORTE	REFERÊNCIA
Conchas de ostras	Van Kaick (2003)
Caco de telha	Monteiro (2005)
Pneu picado	Collaço (2006)
Bambu	Zanella (2008)
Brita	Chagas (2008)
Escória de alto forno	Dornelas (2008)
Areia	Costa (2009)

3.2.3 Pré-tratamento de efluentes direcionados para SACs

O tratamento de esgotos em sistema de banhados, tanto naturais quanto construídos, combinado com lagoas de estabilização, é considerado um dos mais populares métodos para pequenas comunidades em regiões rurais (STEINMANN; WEINHART; MELZER, 2003).

Os reatores anaeróbios têm dificuldade em produzir um efluente que se enquadre nos padrões estabelecidos pela legislação ambiental brasileira. Torna-se de grande importância o pós-tratamento destes, como uma forma de adequá-los aos requisitos da legislação ambiental e propiciar a proteção dos corpos receptores (CHERNICHARO, 1997).

Pesquisas sobre o sistema combinado de lagoas e SACs para um efetivo tratamento de efluentes, realizadas por Steinmann; Weinhart; Melzer (2003) *apud* Oliveira (2004) demonstraram que uma barragem de filtro de areia com escoamento subsuperficial é uma possibilidade de redução contínua de algas no efluente de lagoa e polimento do efluente. A retenção de fitoplâncton é relacionada a um tratamento com componentes orgânicos (DBO₅, Nitrogênio Total e Fósforo Total), durante todo o ano (STEINMANN; WEINHART; MELZER, 2003 *apud* OLIVEIRA, 2004; GAMEIRO, 2000).

Outros sistemas que podem ser eficientes no tratamento de águas residuárias e que também podem ser utilizados como pré-tratamento em SACs são os reatores anaeróbios de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB) e os filtros biológicos percoladores. Muitas pesquisas têm sido realizadas com o intuito de contribuir para a avaliação dos mecanismos e desempenho de UASB, seguidos de filtros biológicos percoladores (FBP), tratando esgotos sanitários (NASCIMENTO, 2001). Segundo Santos (2005), o filtro biológico percolador funciona em escoamento contínuo e sem inundação da unidade. O mesmo autor cita que FBP, sistemas aeróbios, se permanentemente sujeitos à renovação do ar, que naturalmente circulam nos espaços vazios do meio suporte, disponibilizam o oxigênio necessário para a respiração dos microrganismos.

Os filtros biológicos são sistemas de tratamento de esgotos que podem encontrar uma elevada aplicabilidade, tendo em vista, principalmente, a sua simplicidade e baixo custo operacional. Segundo Jordão e Pessoa (1995), os primeiros filtros biológicos surgiram na Inglaterra, no final do século XIX. No Brasil, somente em 1910, foi construída a primeira estação de tratamento de esgotos utilizando a tecnologia da filtração biológica aeróbia – ETE Paquetá, no Rio de Janeiro (SANTOS 2005).

Uma das grandes vantagens de utilização dos filtros biológicos percoladores reside no fato de que a transferência de oxigênio ocorre naturalmente, a partir da circulação do ar atmosférico pelo material de enchimento, sem a necessidade de equipamentos mecânicos. No FBP aberto,

a circulação de ar é maior, devido à inexistência de paredes, para acondicionamento do material filtrante.

Campos (1999) cita que os reatores UASB surgiram na Holanda em estudos realizados pela equipe do Prof. Lettinga, nos anos 70. No interior do reator UASB ocorre a retenção de biomassa (flóculos e grânulos), que forma o lodo. São dotados de uma parte superior, formando um separador trifásico, onde há separação de líquido, gases e sólidos. O reator conta com uma câmara de decantação, onde os sólidos mais pesados retornam à manta de lodo no fundo do reator (ZANELLA, 2008).

Os sistemas de reatores UASB apresentam capacidade limitada de remoção de matéria orgânica, e baixa remoção de nutrientes e patógenos, em geral demandando pós-tratamento, seja para o lançamento em corpos receptores, seja para o reuso (CHERNICHARO, 2001).

3.2.4 Remoção de poluentes em SACs

Segundo Bertholdo (1999), SACs têm sido indicados como alternativa de baixo custo e fácil manutenção para controle de diversos tipos de efluentes líquidos. Esse autor estudou a eficiência de tratamento por SAC-EHSS em dois sistemas distintos: como pós-tratamento de efluente de um Reator Anaeróbio de manta de Lodo (UASB), em escala real, de uma ETE. Em ambos os casos, foram usadas espécies de macrófitas emergentes (*Typha subulata* e *Zizaniopsis bonariensis*), em diversas combinações e densidades. Os resultados obtidos para os sistemas vegetados foram: eficiência média para a remoção da DQO de 49,9% e 52,2%, nitrogênio amoniacal 46,9% e 38%, fosfato 76,2% e 62,8%, sólidos suspensos 59,8% e 63,7%. Dentre os metais analisados, a remoção de zinco foi de 43,6% e 28,8%.

A eficiência do tratamento de efluentes em SACs é intensificada com o uso de macrófitas, pois estas recriam o ciclo equilibrado aeróbio-anaeróbio do solo, o que facilita a existência de bactérias anaeróbias, aeróbias e facultativas, que são essenciais à realização do processo de tratamento de esgoto (EPA, 2000).

Segundo Valentim (2003), apesar do baixo valor de pH no afluente (5,6), houve sua atenuação em SACs, tendo sido obtidos valores efluentes em torno de 6,5, indicando que a substância que estava no afluente foi principalmente neutralizada pelos leitos (meio suporte utilizado foi brita #2) ou degradadas (ácidos orgânicos).

Zhu e Sikora (1995) associaram a remoção de N amoniacal à biomassa radicular: quanto maior a raiz, maior a absorção de N pelo vegetal. Em nota técnica, Souza *et al.* (2004), avaliando SACs cultivado com *juncus ssp*, constataram que a eficiência da remoção de nutrientes foi satisfatória (60 e 80% de nitrogênio e fósforo, respectivamente), provavelmente, devido aos fenômenos de adsorção, complexação e precipitação das formas de fósforo e da acumulação de lodo nas frações dos vazios da areia. No experimento, a remoção de fósforo em SACs contendo areia lavada como substrato diminuiu, à medida que aumentou o tempo de operação do sistema. Na pesquisa, a eficiência da remoção de matéria carbonácea expressa como DQO variou de 70 a 86%, não se observando diferenças significativas entre os SACs vegetados e o não vegetado.

Na maioria das pesquisas realizadas (GERSBERG *et al.*, 1984; EGER, 1994; OKE e JUWARKAR, 1996; MUNGUR *et al.*, 1997; SONG *et al.*, 2001) foi verificado que metais como Cu, Cd, Zn, Pb, Ni e Co poderiam ser removidos pelos SACs, embora a eficiência na remoção de metais pesados pareça ser influenciada pelos tipos de meios suportes utilizados e tipos de efluentes a serem tratados.

Uma síntese dos mecanismos de remoção de poluentes em SACs pode ser observada na Tabela 3.7.

Tabela 3.7 - Mecanismos de remoção de poluentes em SACs

Constituintes das águas residuárias	Mecanismos de remoção
Sólidos Totais	<ul style="list-style-type: none">- Sedimentação - Filtração- Decomposição- Precipitação e coprecipitação- Oxidação pelos microrganismos- Assimilação pelas plantas
DQO, DBO	<ul style="list-style-type: none">- Degradação microbiana (aeróbia e anaeróbia)- Sedimentação (acumulação de matéria orgânica na superfície do sedimento)- Filtração
Fósforo	<ul style="list-style-type: none">- Reações de adsorção aos sítios das plantas e microbiota- Precipitação com Al, Fe, Ca e argilo minerais presentes no meio suporte- Formação de complexos com a matéria orgânica- Assimilação pelas plantas aquáticas e microbiota
Nitrogênio	<ul style="list-style-type: none">- Amonificação seguida de nitrificação e desnitrificação- Assimilação pelas plantas aquáticas- Volatilização de amônia
Sulfato	<ul style="list-style-type: none">- Adsorção (troca iônica)- Respiração do sulfato- Precipitação do sulfato metálico (Ex: $PbSO_4$)
Metais	<ul style="list-style-type: none">- Sedimentação-Filtração- Reações de adsorção- Precipitação na forma de hidróxidos e sulfetos (Ex: FeS)- Precipitação com material orgânico e acúmulo no sedimento- Assimilação pelas plantas aquáticas- Transformações microbianas (oxidação)
Fenóis	<ul style="list-style-type: none">- Adsorção da matéria orgânica e partículas do solo- Degradação microbiana
Patógenos	<ul style="list-style-type: none">- Sedimentação-Filtração- Radiação ultravioleta- Adsorção à matéria orgânica e de material sólido- Predação e ataque de vírus e protozoários- Morte natural- Exposição a biocidas excretados por macrófitas

Fonte: BRIX, 1993; ESTEVES, 1988; FAULKNER e RICHARDSON, 1989; KADLEC, 1994; KADLEC *et al.*, 2000; LEITÃO *et al.*, 2006; REDDY e D' ANGELO, 1994; REED, CRITES e MIDDLEBROOKS, 1995; WATSON *et al.*, 1989, *apud* CUNHA, 2006.

O tratamento de efluentes primários em SACs tem sido eficiente na remoção de matéria orgânica, sólidos suspensos totais, coliformes termotolerantes e fósforo (BRASIL, 2005).

Ceballos *et al.* (2000) estudaram o desempenho de um SAC-EHSS, constituído de cinco tanques de cimento amianto, sendo quatro alimentados com água de um córrego poluído com esgoto doméstico, tempo de detenção hidráulica de 10 dias e cultivados com *Typha spp* (20 propágulos.m⁻²) e o quinto, sem plantas. No leito cultivado foi obtida uma taxa de remoção média (em %) de 98,97 (Coliformes fecais), 81,0 (DBO₅), 71,4 (Nitrogênio Amoniacal), 24,9 (Fósforo total) e 33,9 (Ortofosfato solúvel). O tanque não vegetado teve remoção média (em %) de 98,13 (Coliformes fecais), 85,2 (DBO₅), 67,9 (Nitrogênio Amoniacal), 16,2 (Fósforo total), 20,9 (Ortofosfato solúvel). Esse estudo também demonstrou a eficiência do SACs cultivados que tiveram significativos aumentos ao longo do tempo, indicando estreita relação entre a evolução da remoção dos parâmetros estudados e a evolução da formação do biofilme junto ao crescimento da rizosfera, evidenciando a influência da vegetação nas remoções dos parâmetros.

Sezerino e Philipi (2003) pesquisaram um filtro plantado com macrófitas que mostrou um comportamento variando do satisfatório ao excelente, no tratamento de esgoto doméstico. Parâmetros como sólidos suspensos totais (SST) e sólidos sedimentáveis (SSed) apresentaram remoções médias de 94% e 99%, respectivamente. A DQO, DBO₅ e sólidos totais (ST) apresentaram uma remoção média de 76%, 87% e 54%, respectivamente.

Em nota técnica, Souza *et al.* (2004), em pesquisa com sistema alagados utilizando *Juncus spp*, constataram que a eficiência da remoção de nutrientes foi satisfatória (60 e 80% de nitrogênio e fósforo, respectivamente), provavelmente devido aos fenômenos de adsorção, complexação e precipitação das formas de fósforo e da acumulação de lodo nas frações dos vazios da areia. A eficiência da remoção de matéria carbonácea, expressa como DQO variou de 70 a 86%. Nas condições do experimento, a remoção de fósforo em SAC contendo areia lavada como substrato diminuiu, à medida que aumentou o tempo de operação do sistema. Nos meses iniciais, a remoção foi máxima (eficiência de 90%). O SACs vegetado apresentou maior eficiência para a redução de coliformes termotolerantes (da ordem de 4 unidades logarítmicas), ao ser comparado com o SACs não vegetado (da ordem de 3 unidades logarítmicas), ambos operados com a mesma carga hidráulica (0,023 m³.m⁻².d).

Um exemplo de sucesso na combinação do reuso de efluentes tratados em SACs é o trabalho realizado por Barbedo *et al.* (2000), o qual descreveu sobre reuso de efluentes de lagoas de

estabilização, tratando efluente de matadouro bovino na produção de biomassa verde para alimentação de gado, utilizando um SAC-EHSS, cultivado com a gramínea Tangola (híbrido de *Brachiaria arrecta* (Tanner) x *Brachiaria mutica* (Angola)). O SAC-EHSS apresentou um bom desempenho nos três cortes realizados (média de 32 t.ha⁻¹), evidenciando a capacidade de produção de forragens aproveitando-se o esgoto de matadouro, além da obtenção de redução de DBO₅ e DQO de 40% e 51%, respectivamente. No que diz respeito à remoção de nutrientes, o processo apresentou bons resultados (46% para nitrogênio total Kjeldahl e 62% para Fosfato Total).

3.2.5 Relação substrato – planta

O conceito de solo como meio para o crescimento vegetal é uma noção antiga, desde os primórdios da agricultura. De fato, as características físicas e químicas dos solos condicionam o crescimento vegetal, ao fazer variar a capacidade de retenção de água, a solubilidade dos elementos minerais, as transformações minerais e bioquímicas, a lixiviação dos nutrientes e o pH.

A água é um fator fundamental na produção das plantas, sendo que seu excesso ou falta afetam, de maneira decisiva, o desenvolvimento das mesmas. Segundo Reichardt e Timm (2004), reservatório desta água é o solo, que temporariamente, armazena água e fornece-a às plantas, conforme as suas necessidades.

Bergamaschi (1992) comenta que, à medida que o solo seca, torna-se mais difícil às plantas a absorção de água, porque há um aumento da força de retenção e diminuição da disponibilidade de água no solo para as plantas. Segundo Ludlow e Muchow (1990), a redução no conteúdo de água no solo causa significativa variação na distribuição e desenvolvimento radicular, podendo mudar o período de disponibilidade e a quantidade de água disponível para as plantas. Assim, nem toda a água que o solo armazena é disponível às plantas (CARLESSO, 1995).

Em solos inundados, as plantas podem apresentar adaptações morfológicas, anatômicas ou metabólicas, de forma a minimizar os efeitos da falta de oxigênio (CRAWFORD e BRANDLE, 1996).

Assim, o solo e o clima são outros fatores determinantes na distribuição e produção de plantas, porém as espécies forrageiras adaptam-se a diversas situações. Algumas espécies forrageiras são capazes de crescer em solos em condições adversas, no entanto, respondem favoravelmente a boas práticas de manejo, e as adubações, de maneira geral, oferecem oportunidades de melhores produtividades (FAGERIA *et al.*, 1991).

Nesse aspecto, têm-se os resultados obtidos por Lima Filho *et al.* (1992), com o plantio de *leucaena* sob deficiência hídrica, e os de Seiffert e Thiago (1983), que relatam a tolerância da *leucaena* à seca e à má drenagem. Já a *Typha latifolia* (taboa) é um exemplo de planta aquática, emergente, perene, rizomatosa, com folhas compridas, eretas, lineares, com bainha desenvolvida, possui folhas lineares, ensiformes, espessas, esponjosas (BARROS, 2005 *apud* MATOS *et al.*, 2010), sendo adaptada a solos alagados.

3.2.6 Nutrientes nos SACs

Para um crescimento e desenvolvimento adequados das culturas, com a obtenção de rendimentos elevados e de produtos de qualidade, é necessário que os nutrientes essenciais às plantas (macro e micronutrientes) se encontrem no solo em determinadas quantidades e proporções (DIAS, 2000; INIA, 2000).

Do ponto de vista quantitativo, segundo o Manual de Adubação (1971), os nutrientes são classificados como macronutrientes (N, P, S, Ca, Mg e K) e micronutrientes (Fe, Cu, Mn, Zn, Mo, B e Cl). A concentração de nutrientes em plantas expressa com base na matéria seca é afetada por vários fatores, incluindo espécies e cultivo, idade e órgão da planta, interação com outros nutrientes e fatores ambientais, como precipitação, temperatura e luminosidade (FAGERIA *et al.*, 1991).

Vários casos de acumulação de metais pesados, tais como Zn, Cu, Pb, Cd, Ni e Cr, têm sido minuciosamente estudados em espécies úmidas, tais como *Eichhornia crassipes*, *Typha latifolia*, *Spartina alterniflora* e *Phragmites australis* (SALTONSTALL, 2002; BRAGATO *et al.* 2006; JAYAWEERA *et al.*, 2007).

3.2.6.1 Nitrogênio

As principais transformações que ocorrem com os compostos nitrogenados são: assimilação, amonificação, fixação biológica, nitrificação e desnitrificação (SOUZA *et al.*, 2000). O nitrogênio pode ser encontrado nas águas nas formas de nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato. As duas primeiras são formas nitrogenadas reduzidas e as duas últimas, oxidadas (GIAFFERIS, 2011).

O nitrogênio tem um ciclo biogeoquímico com várias rotas bióticas/abióticas, envolvendo sete estados de valência (+5 para -3) (VYMAZAL, 2007). Os compostos incluem uma variedade de formas de nitrogênio inorgânico e orgânico que são essenciais para toda a vida biológica. As formas de nitrogênio inorgânico mais importantes em SACs são: amônio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-). Nos SACs, pode existir também nitrogênio gasoso como: Nitrogênio molecular (N_2), óxido nitroso (N_2O), óxido nítrico (NO_2 e N_2O_4) e amônia (NH_3). A somatória dessas formas de nitrogênio forma o nitrogênio total (N-Total). O nitrogênio orgânico e o nitrogênio amoniacal formam o denominado Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK).

O nitrogênio é muito abundante na forma gasosa como N_2 , representando cerca de 78% dos constituintes da atmosfera. Contudo, nesta forma não está disponível para as plantas, sendo necessária sua fixação biológica. Para entrada no tecido vegetal, o mesmo é um dos contaminantes considerados importantes na remoção por sistemas de alagados construídos, sendo relacionados aos processos de crescimento da planta e outros organismos.

O nitrogênio tem função estrutural na planta, sendo fundamental para o crescimento vegetativo e produção (KLIEMANN *et al.*, 1986; BAUMGARTNER, 1987).

Segundo Brasil (2005), as formas de nitrogênio que são bioquimicamente interconvertíveis, isto é, que podem transformar-se uma na outra e vice-versa, tanto em águas naturais como em residuárias são, em ordem decrescente do estágio de oxidação: nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal e nitrogênio orgânico. No decorrer do ciclo de nitrogênio, verifica-se sempre uma “perda” de certa quantidade de nitrogênio, no sentido de se tornar não disponível para a planta. O nitrogênio pode ser removido também pela lixiviação do solo; os nitratos e nitritos, que são ânions, mostram-se particularmente suscetíveis à lixiviação pela água que se percola através do solo.

Em estudo de modelagem realizado por Kirk e Kronzucker (2005) foi sugerido que plantas de áreas úmidas podem ser eficientes na absorção de $N-NO_3^-$ formado na rizosfera. Canino *et al.* (2007) observaram que algumas espécies de plantas de áreas úmidas requerem $N-NO_3^-$ como fonte de N. Assim, a absorção de $N-NO_3^-$ pelas plantas nos SACs pode ser mais importante do que se pensava anteriormente (KIRK e KRONZUCKER, 2005 *apud* ZHENHUA *et al.*, 2007).

Vários estudos têm reportado as transformações e remoção de nitrogênio em SAC-EHSS (SENZIA *et al.*, 2003). De acordo com Reddy (2000), o nitrogênio em SACs encontra-se nas formas orgânicas e inorgânicas e as proporções destes são baseadas no tipo de efluente que alimenta o sistema. Em áreas alagadas construídas, a transformação do nitrogênio ocorre por meio da ação de microrganismos, absorção e síntese pelos vegetais. A remoção de N-Total do sistema ocorre por meio da colheita da vegetação e por perdas para a atmosfera. Acredita-se que a maior parte do nitrogênio removido ocorra pelo segundo caminho, ou seja, por meio dos processos de nitrificação e desnitrificação, sendo os microrganismos os principais responsáveis por essas transformações (REED *et al.*, 1995; MANDER *et al.*, 2004).

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

As bactérias presentes na rizosfera são capazes de contribuir para o aumento da produtividade de algumas lavouras devido à colonização das raízes e estímulo ao crescimento das plantas. StroscheinI *et al.* (2011). Das várias classes de organismos fixadores de nitrogênio, as bactérias simbióticas são, incomparavelmente, as mais importantes em termos de quantidades totais de nitrogênio fixado. A mais comum das bactérias fixadoras de nitrogênio é *Rhizobium*, que é um tipo de bactéria que se encontra nas raízes de leguminosas (angiospermas da família *Fabaceae* ou *Leguminosae*), tais como trevo, ervilha, feijão, ervilha e alfafa.

As bactérias não simbióticas dos gêneros *Azotobacter* e *Clostridium* são capazes de fixar o nitrogênio (VARGAS *et al.*, 2009). *Azotobacter* é aeróbia, ao passo que *Clostridium* é

anaeróbia; ambas são bactérias saprófitas comumente encontradas no solo. A distinção entre fixação do nitrogênio por organismos de vida livre e simbióticos pode não ser tão rigorosa como se pensava tradicionalmente. Alguns micróbios ocorrem regularmente no solo, ao redor das raízes de certas plantas que eliminam carboidratos, consumindo estes compostos e, ao mesmo tempo, fornecendo indiretamente nitrogênio para as plantas. As associações simbióticas entre bactérias normalmente de vida livre, como *Azotobacter*, e as células de plantas superiores em culturas de tecido induziram seu crescimento num meio artificial carente de nitrogênio.

Na Figura 3.6, encontra-se demonstrado o ciclo do nitrogênio em Sistemas de Alagados Construídos.

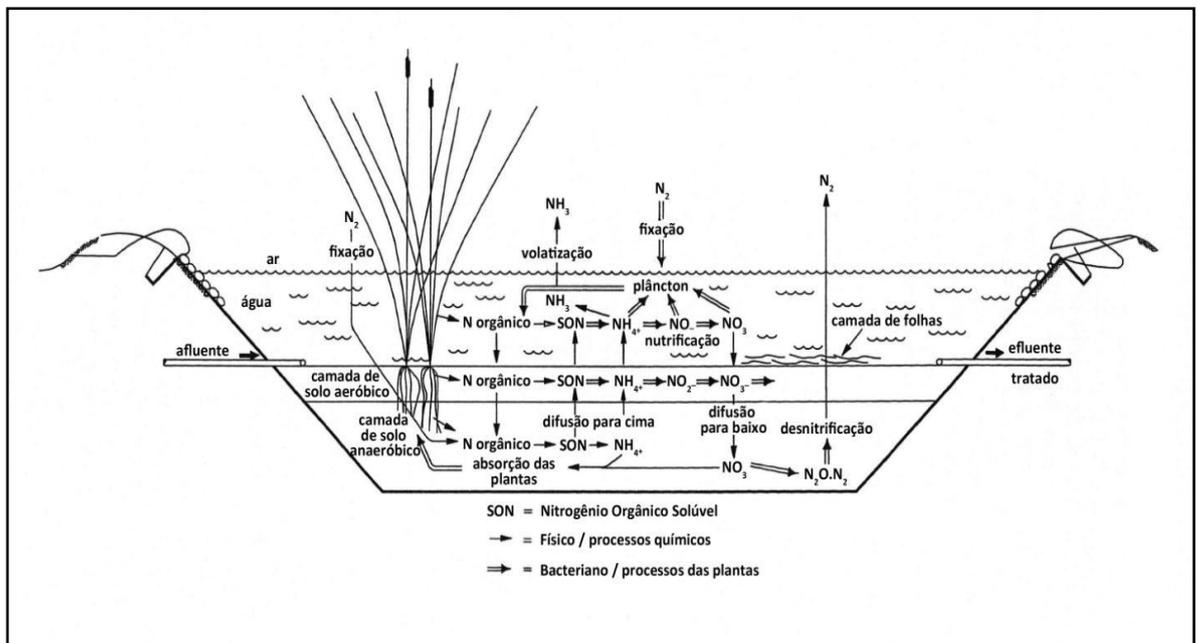


Figura 3.6 - Ciclo do nitrogênio em SACs de escoamento superficial
 Fonte: adaptado de CAMPBELL; OGDEN 1999 *apud* GIAFFERIS, 2011.

O nitrogênio orgânico em águas residuárias pode estar nas formas solúvel ou particulada, entre as quais se incluem principalmente as proteínas, ácido nucléico e ureia. O nitrogênio amoniacal pode ser encontrado na forma não ionizada NH_3 (amônia) e ionizada NH_4^+ (amônio), dependendo da temperatura e do pH da água. A forma ionizada é predominante em SACs. Em temperatura de 25°C e pH 7,0, a porcentagem de amônia é de, aproximadamente, 0,6 % do nitrogênio amoniacal (U.S. EPA, 2000 *apud* BRASIL, 2005).

O mecanismo de remoção de nitrogênio orgânico no SAC é a sequência dos processos de amonificação, nitrificação e desnitrificação e volatilização da amônia (IWA Specialist Group on Use of Macrophytes (2000); COOPER *et al.* (1996); KADLEC ; KNIGHT (1996); BRIX, 1993 *apud* ZHU, 1995), além da assimilação pelas plantas, se ocorrer a poda das macrófitas (REED *et al.* , 1995). Os nutrientes dos sedimentos são assimilados por macrófitas submersas, enraizadas com folhas flutuantes e emersas e da água por macrófitas livre-flutuantes. A capacidade de macrófitas enraizadas para utilizar nutrientes do sedimento é maior, em comparação com algas planctônicas em muitos sistemas (WETZEL, 2001).

Nem todos os processos ocorrem em todos os tipos de SACs e a magnitude dos processos individuais também varia de acordo com o tipo de SACs (Tabela 3.8).

Tabela 3.8 - Potencial de magnitude de transformações de N em vários tipos de SACs

	SPF (Superficial)	SAC-ES (Superficial)	SAC-EHSS (subsuperficial)	SAC-EV (vertical)
Volatilização	-	+/-	0	0
Amonificação	+	+	+	+
Nitrificação	-	+/-	--	++
Desnitrificação	+/-	+/-	++	--
Captação microbiana	-	-	-	-
Captação por plantas ^a	+/-	-	-	-
Adsorção de amônia	0	--	--	--
Nitrogênio orgânico	--	-	-	--

SPF = Sistema com plantas flutuantes, SAC-ES = Sistema de escoamento superficial, SAC-EHSS = Sistema de escoamento horizontal subsuperficial, SAC-EV = Sistema de escoamento vertical.

Os processos que em última análise removeram N - total a partir de águas residuais encontram-se em negrito.

^a – com a colheita e dependendo da carga de N.

Fonte: Adaptado de Vymazal (2007).

Nos sistemas de escoamento vertical, a ocorrência da nitrificação é mais intensa, visto que estes sistemas são bem oxigenados. Por outro lado, os SAC horizontais, pelo fato de possuírem condições anóxicas, favorecem a ocorrência da desnitrificação (COOPER *et al.*, 1999).

Valores médios de remoção de nitrogênio total em vários tipos de SACs encontram-se listados na Tabela 3.9.

Tabela 3.9 - Valores médios de remoção de N – Total em vários tipos de SACs (Médias de países e continentes diferentes)

Tipo de SAC	Unidade	NT Afluente	NT Efluente	Eficiência
CONCENTRAÇÃO				
SPF	mg.L ⁻¹	14,6	6,6	55%
SAC-ES	mg.L ⁻¹	14,3	8,4	41%
SAC-EHSS	mg.L ⁻¹	46,6	26,9	42%
SAC-EV	mg.L ⁻¹	68,4	37,9	45%
CARGA				
SPF	g.m ⁻² .ano ⁻¹	838	431	49%
SAC-ES	g.m ⁻² .ano ⁻¹	466	219	53%
SAC-EHSS	g.m ⁻² .ano ⁻¹	644	394	39%
SAC-EV	g.m ⁻² .ano ⁻¹	1222	592	52%

SPF = Resultados do sudeste dos EUA. SAC-ES = Resultados da Austrália, Canadá, China, Nova Zelândia, Polônia, Suécia, Holanda, EUA. SAC-EHSS = Resultados da Austrália, Áustria, Brasil, Canadá, República Checa, Dinamarca, Alemanha, Índia, México, Nova Zelândia, Polônia, Eslovênia, Suécia, Reino Unido, EUA. SAC-EV = Resultados da Austrália, Áustria, China, Dinamarca, França, Alemanha, Irlanda, Polônia, Noruega, Holanda, Turquia, Reino Unido.

Fonte: Adaptado de VYMAZAL (2001, 2005a, b *apud* VYMAZAL, 2007).

Grande parte do nitrogênio encontrado no solo provém de materiais orgânicos mortos, nos quais existe, sob a forma de compostos orgânicos, complexos como proteínas, aminoácidos, ácidos nucleicos e nucleótidos. Entretanto, estes compostos nitrogenados são, em geral, rapidamente decompostos em substâncias mais simples por organismos que vivem nos solos. As bactérias saprófitas e várias espécies de fungos são os principais responsáveis pela decomposição de materiais orgânicos mortos. Estes microrganismos utilizam as proteínas e os aminoácidos como fonte para suas próprias proteínas e liberam o excesso de nitrogênio sob a forma de amônio (NH₄⁺). Este processo é denominado amonificação.

Em geral, a amônia produzida por amonificação é dissolvida na água do solo, onde se combina prótons para formar o íon amônio, pois a maioria desses sistemas possui um pH moderado de menos de 8 e o pKa de amônio é de 9.25 (Kadlec e Wallace, 2009). Segundo Reddy (2000), a taxa de amonificação em SACs depende de fatores como a razão C/N (carbono/nitrogênio) residual, pH, temperatura e disponibilidade de nutrientes no meio.

Von Sperling (2005) cita que a amônia pode estar presente como amônia molecular (NH₃, que pode ser tóxica para as plantas em altas concentrações) ou íons amônio (NH₄⁺), sendo o equilíbrio entre as duas formas na água dependente do pH e da temperatura. Em relação ao pH, tem-se:

- pH<8 Praticamente toda a amônia na forma de NH₄⁺
- pH=9,5 Aproximadamente 50% NH₃ e 50% NH₄⁺
- pH>11 Praticamente toda a amônia na forma de NH₃

A nitrificação pode ser definida como o processo de oxidação biológica do N-amoniaco em nitrato (RAVEN *et al.*, 2001), que ocorre em duas fases. Na primeira fase da nitrificação acontece a oxidação da amônia a nitrato por bactérias nitrificantes quimiossintéticas, principalmente do gênero *Nitrosomonas*, estritamente aeróbias (IWA, 2000). Na segunda fase da nitrificação, ocorre a oxidação de nitrito a nitrato. O processo é realizado por bactérias, principalmente do gênero *Nitrobacter* (IWA, 2000). Na oxidação do amoníaco, a energia liberada é utilizada por essas bactérias para reduzir o dióxido de carbono, da mesma forma que as plantas autotróficas utilizam a energia luminosa para a redução do dióxido de carbono. As bactérias nitrificantes quimiossintéticas *Nitrosomonas* oxidam o amoníaco produzindo nitrito (NO₂⁻):



O nitrito é tóxico para as plantas superiores, mas raramente se acumula no meio. As bactérias oxidam o nitrito, formando nitrato (NO₃⁻), novamente com liberação de energia:



A nitrificação em áreas alagadas construídas (SAC-EHSS) deve ocorrer na zona radicular, adjacente ao rizoma ou próxima à superfície do leito, onde pode ocorrer alguma transferência de oxigênio para o sistema. Caso ocorra nitrificação, esta deve ser processada mais na parte final do leito, onde a demanda por oxigênio é menor (USEPA, 2000).

Nitrato é a forma de nitrogênio essencial para muitos organismos autótrofos fotossintéticos, porém, em excesso, conduz as águas superficiais à eutrofização. Em águas residuárias domésticas, o nitrato ocorre em pequenas concentrações (COLEMAN *et al.*, 1994 *apud* Melo Júnior, 2003).

O nitrato se encontra no interior da célula, é novamente reduzido a amônio, sendo os íons amônios formados transferidos a compostos carbonados para produzir aminoácidos e outros compostos orgânicos nitrogenados. Este processo é conhecido como aminação ou transaminação. A incorporação do nitrogênio em compostos orgânicos ocorre, em grande parte, nas células jovens e no crescimento das raízes. As etapas iniciais do metabolismo do nitrogênio parecem ocorrer diretamente nas raízes; quase todo o nitrogênio que ascende no xilema do caule já se encontra sob a forma de moléculas orgânicas, principalmente aminoácidos. A planta quer por aminação ou transaminação, é capaz de sintetizar todos os aminoácidos necessários, a partir do nitrogênio inorgânico.

Na Tabela 3.10, pode-se observar os valores médios de remoção de amônia e nitrato em sistemas com tipos de escoamentos diferentes. Observa-se que a maior eficiência em termos de remoção de amônio (NH₄⁺) foi no sistema de escoamento vertical subsuperficial, onde ocorre uma melhor nitrificação, devido à capacidade de transferência de oxigênio, enquanto a maior remoção de nitrato ocorreu no sistema de escoamento superficial, devido ao processo de desnitrificação.

Tabela 3.10 - Valores médios de remoção de amônio e nitrato em vários tipos de SPF, SAC-ES, SAC-EHSS, SAC-EV

Tipo de SAC	Afluente	Efluente	Eficiência (%)
Concentração (mg.L⁻¹)			
SAC-ES N - NH ₄	12,9	5,8	55,2
N- NO ₃	5,6	2,2	60,7
SAC-EHSS N - NH ₄	38,9	20,1	48,3
N- NO ₃	4,4	2,9	38,5
SAC-EV N - NH ₄	55,0	8,7	84,2
N- NO ₃	0,7	24,4	-
Carga (g.m⁻².ano⁻¹)			
SAC-ES N - NH ₄	137	71	66
N- NO ₃	34	18	16
TOTAL			48%
SAC-EHSS N - NH ₄	388	255	133
N- NO ₃	98	67	31
TOTAL			34%
SAC-EV N - NH ₄	780	129	651
N- NO ₃	19,6	376	-
TOTAL			81%

SPF = Sistema com plantas flutuantes, SAC-ES = Sistema de Alagados Construídos de escoamento superficial, SAC-EHSS = Sistema de Alagados Construídos de escoamento horizontal subsuperficial, SAC-EV = Sistema de Alagados Construídos de escoamento vertical.

Fonte: Adaptado de VYMAZAL (2001, 2005a, b *apud* VYMAZAL, 2007).

Vymazal (1995) *apud* IWA (2000) cita que a realização do processo de nitrificação pode ser influenciada por alguns fatores ambientais, tais como: temperatura, pH, alcalinidade, fonte de carbono inorgânico, população microbiana e concentrações de $\text{NH}_4\text{-N}$ e oxigênio dissolvido.

Na Tabela 3.11 estão apresentados alguns parâmetros ambientais que influenciam a nitrificação e as conseqüentes implicações.

Tabela 3.11 - Fatores ambientais que afetam a nitrificação e implicações recorrentes

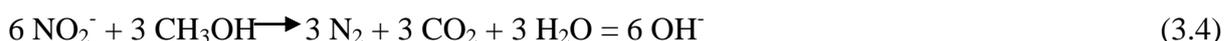
Fator Interveniante	Implicações recorrentes
<p>Concentração de OD</p> <p>Requisitos de O_2 (fase gasosa) para nitrificação: $1,8 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$</p> <p>Para ocorrência de acúmulo de nitrito: $0,5 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$.</p> <p>*não computados os requisitos de O_2 para biomassa heterotrófica</p>	<p>Microrganismos nitrificantes são estritamente aeróbios e possuem elevada afinidade por oxigênio. Caso o oxigênio não seja suficiente para atender aos requisitos da biomassa heterotrófica e nitrificante, a taxa de remoção de amônia decresce em função da competição por oxigênio, predominantemente capturado pela biomassa heterotrófica nas porções externas do biofilme.</p> <p>A baixa disponibilidade de OD exerce maior efeito inibitório sobre oxidadoras de nitrito do que em oxidadoras de amônia, podendo resultar em acúmulo de nitrito no sistema.</p>
<p>Temperatura</p> <p>Temperatura ótima para nitrificação: $28\text{-}36^\circ\text{C}$ (cultura pura).</p> <p>Taxas de crescimento específico (μ) variam em função da temperatura. A avaliação dos efeitos da temperatura no tratamento de esgotos apresenta complexidade em virtude outros fatores intervenientes.</p>	<p>O metabolismo microbiano e a taxa de remoção de amônia podem diminuir em ambientes com temperaturas abaixo de 10°C. Para filtros biológicos percoladores, com temperaturas do ar variando de 10°C para 20°C a taxa de nitrificação pode aumentar por um fator de 1,5.</p> <p>Os efeitos da temperatura podem variar em função da taxa de remoção de amônia: sistemas com elevadas taxas de nitrificação são mais afetados pela temperatura do que sistemas onde a taxa de nitrificação tende a ser menor. Fatores como disponibilidade de oxigênio, predadores, cargas orgânicas podem obscurecer a avaliação do efeito da temperatura em sistemas de tratamento de esgotos.</p>
<p>Concentrações de matéria orgânica solúvel e particulada</p>	<p>Para elevadas concentrações de matéria orgânica a nitrificação diminui, pois a biomassa heterotrófica compete com sucesso por oxigênio</p>

<p>DBO solúvel acima de 20 mg.L⁻¹: maior dificuldade de produção de nitrato.</p> <p>DBO solúvel abaixo de 12 mg.L⁻¹: favorável para ocorrência de nitrificação.</p>	<p>e espaço, expulsando microrganismos nitrificantes do biofilme.</p> <p>Matéria orgânica solúvel: intensifica o crescimento de microrganismos heterotróficos elevando espessura do biofilme, o que dificulta a transferência de substrato (N-amoniaco) e oxigênio para porções internas do biofilme.</p>
<p>Relação DBO: NTK</p> <p>DBO: NTK = 25: pouca disponibilidade de formas reduzidas de nitrogênio para nitrificação.</p> <p>DBO: NTK = 5 – 10: pode ser favorável ao processo de nitrificação, a depender das condições operacionais impostas.</p>	<p>Maiores relações DBO: NTK favorecem a predominância da biomassa heterotrófica no biofilme em virtude da maior taxa de crescimento específico e fluxo de síntese observado para esses microrganismos. Adicionalmente, a síntese da biomassa heterotrófica diminui a concentração de formas reduzidas de nitrogênio, como a amônia.</p> <p>O incremento da predominância de microrganismos heterotróficos dificulta a transferência de substrato (N-amoniaco e O₂) não condescendo à coexistência de microrganismos nitrificantes e heterotróficos no biofilme para elevadas relações DBO:NTK.</p>
<p>pH e alcalinidade</p> <p>pH ótimo para nitrificação: em biofilmes: 7,5 – 8,5.</p> <p>Alcalinidade residual mínima para nitrificação em sistemas com biofilmes: > 45 mg.L⁻¹ (observado) 50 mg.L⁻¹ (recomendado)</p>	<p>pH: a taxa de nitrificação declina substancialmente para valores abaixo de 6,8. Adicionalmente, baixos valores de pH podem ocasionar a formação de HNO₂ (inibidor da etapa de nitrificação) e aumento da concentração de íons de hidrogênio H⁺ (tóxico para nitrificantes).</p> <p>Alcalinidade: escassez de alcalinidade carbonato no sistema impede a síntese de microrganismos nitrificantes por déficit de carbono inorgânico.</p> <p>Adicionalmente, a manutenção do pH em faixas adequadas para ocorrência de nitrificação pode ser comprometida.</p>
<p>Compostos orgânicos e inorgânicos</p> <p>Sulfetos: 0,5 mg.L⁻¹ Metals pesados: variável N-amoniaco: 20 mg.L⁻¹</p>	<p>Nitrificantes são sensíveis a vários compostos orgânicos e inorgânicos. Na presença de tais compostos, as taxas de nitrificação tendem a diminuir.</p> <p>Concentrações de N-amoniaco acima de 20 mg.L⁻¹ pode iniciar a inibição de microrganismos oxidadores de nitrito.</p>

Fonte: Almeida (2007).

A desnitrificação é um processo biológico, no qual bactérias quimioheterotróficas reduzem o nitrato a óxido nítrico, óxido nitroso e, finalmente, nitrogênio gasoso, sob condições anóxicas, não se verificando qualquer atividade abaixo dos 5°C (SIRIVEDHIN e GRAY, 2006). As bactérias mais importantes são os gêneros *Bacillus*, *Micrococcus* e *Pseudomonas* (IWA, 2000). Alvarenga (2005) cita que, em ambiente onde o oxigênio não está presente (anóxico), as bactérias desnitrificantes utilizam o oxigênio de fontes como nitrato, nitrito e fosfato ou até mesmo do sulfato e produzem nitrogênio gasoso.

O processo de desnitrificação, usando o metanol como doador de elétrons, compreende as equações (3.3) e (3.4) (Metcalf e Eddy, 1979 *apud* USEPA, 2007).



Segundo Giafferis (2011), a remoção do nitrogênio por absorção pela planta é mais eficaz em SACs que utilizam plantas flutuantes, enquanto nos sistemas com plantas fixas emergentes, o potencial de remoção de nitrogênio é menor. O mesmo autor cita que o processo de adsorção do nitrogênio é limitado em SAC – EHSS, onde o contato entre o esgoto e o meio suporte é pequeno.

Assim como a nitrificação, existem também fatores ambientais que influenciam a desnitrificação, como: ausência de oxigênio, potencial redox, umidade do solo, temperatura, pH de bactérias desnitrificantes, tipo de solo, teor de matéria orgânica e concentração de N-NO₃⁻ (VYMAZAL, 2007).

Novos processos biológicos para remoção de nitrogênio têm sido estudados, como por exemplo, ANMMOX. Mulder *et al.* (1995) conceituam esse processo como a transformação do NO₂⁻ e do NH₄⁺ em N₂, sob condições anaeróbias. Para Tsushima *et al.* (2007), o pH, a alcalinidade e a concentração de oxigênio dissolvido são alguns fatores que auxiliam no crescimento de ANAMMOX.

3.2.6.2. Fósforo

Segundo Galetti (1989), o fósforo é encontrado em todos os órgãos das plantas; possui fundamental importância no processo de reprodução, multiplicação e crescimento. A remoção de fósforo é obtida por meio de remoção pelas plantas, imobilização microbiana, retenção pelo subsolo e precipitação na coluna de água. Para Akratos e Tshirintzis (2007), a remoção de fósforo ocorre essencialmente por absorção das plantas e através da precipitação e adsorção por parte do meio de enchimento, incluindo os detritos. Diferentemente do nitrogênio e do carbono, o fósforo não pode ser perdido nas zonas radiculares por processos metabólicos, não havendo perdas pela forma gasosa. Desta forma, o fósforo tende a se acumular no sistema.

Quanto ao consumo de fósforo pelas plantas, este ocorre durante a fase de crescimento das mesmas, especialmente na época de floração. Valentim (2003) cita que a vegetação usada nos SACs não é considerada um fator significativo na remoção deste elemento químico. Se não for realizada a colheita nos SACs, o fósforo volta para o sistema, devido ao decaimento natural da vegetação. Segundo Soares (2012), a remoção de fósforo pelas plantas está limitada ao seu período de crescimento (durante o período de senescência, outono e inverno). Já o meio tem capacidade limitada de adsorção, e quando esse limite é ultrapassado, a adsorção fica muito reduzida.

A remoção de fósforo ocorre também por incorporação à biomassa sendo removida junto com o biofilme, porém a remoção fica limitada às necessidades das plantas, não excedendo 50-70% do fósforo presente no afluente (REED *et al.*, 1995). A faixa de concentração incorporada no tecido das macrófitas varia entre 0,1 a 0,4% em peso seco (KADLEC e KNIGHT, 1996). As reações de adsorção e precipitação, em geral, são as formas de maior remoção de fósforo dos efluentes.

Outro componente de grande importância nos estudos sobre SACs é as macrófitas emergentes que contêm aerênquima extenso, permitindo assim, o transporte de gases (ARMSTRONG, 1989). Nestas plantas, o CO₂ produzido na respiração pelas raízes submersas e rizomas se move para a parte aérea, resultando no aumento do fornecimento de CO₂ para a fotossíntese, durante o dia (BRIX, 1990; CONSTABLE *et al.*, 1992). Stress osmótico pode resultar na limitação de difusão de CO₂, o que restringe a disponibilidade de CO₂ intercelular para

carboxilação (BRUGNOLI e LAUTERI, 1991; OUERGI *et al.*, 2000 *apud* WOO, 2005). Apesar de relativamente pequeno em comparação à área de floresta, o armazenamento de carbono orgânico nos sistemas de alagados naturais é estimativamente responsável por cerca de 15% do armazenamento de carbono orgânico na Terra (SABINE *et al.*, 2004).

3.2.7 Evapotranspiração

A evapotranspiração (ET) consiste na perda combinada de água resultante da evaporação direta e da transpiração das plantas (Figura 3.7). Este fenômeno segue um ciclo diário que depende diretamente da temperatura do ar e da radiação e exposição solar. Assim, verifica-se, em regra, um aumento gradual da ET ao longo do dia, à medida que a temperatura do ar aumenta, com um valor máximo no início da tarde, após a qual este valor vai diminuindo, atingindo o mínimo de madrugada. Em ambientes propícios a elevados índices de ET e durante períodos mais secos, é possível ocorrer uma redução de efluente à saída do sistema, até atingir-se vazões nulas. Assim, a evapotranspiração requer suprimento de energia, proveniente da radiação solar. A evapotranspiração, portanto, é mais elevada no verão, quando os dias são mais longos e a radiação solar é maior. Nos trópicos, a energia solar e a evapotranspiração, no curso do ano, são significativamente mais elevadas do que em regiões de clima temperado (CAMARGO e CAMARGO, 2000).

Segundo Tucci e Beltrame (2000), a evapotranspiração pode ser classificada em dois tipos: a evapotranspiração real (ET_r) e a evapotranspiração potencial (ET_o). A primeira é a quantidade de água transferida para a atmosfera por evaporação, nas condições reais de fatores atmosféricos e umidade do solo. A segunda é a quantidade de água transferida à atmosfera por evaporação e transpiração, na unidade de tempo de uma superfície extensa e completamente coberta por vegetação de porte baixo e bem suprida de água, ou seja, considerando condições ideais para a mesma (PENMAN, 1956). A mesma ocorre numa situação em que não haja fatores limitantes, tanto para planta como para o solo, que possam impedir que a planta transpire em sua condição máxima em uma determinada situação de clima local. Portanto, toda vez que surgir um fator limitante que impeça a condição máxima de evapotranspiração, esta passa a ser a real. Por isso, a ET_r é sempre menor ou igual à ET_o.

Penman (1948) conceitua a Evapotranspiração Potencial (ET_p) como sendo a transferência de água para a atmosfera por transpiração ou evaporação de uma superfície com vegetação em pleno crescimento e sem restrição hídrica e, a partir da ET_p, estima-se a demanda hídrica de um cultivo.

Na literatura está disponível um grande número de métodos para estimativa da ET_p, sendo as equações vantajosas por usarem dados meteorológicos padrões, coletados em tempo real ou históricos, e apresentar resultados confiáveis, a um baixo custo (FERREIRA e FARIA, 2000).



Figura 3.7 – Processo de evapotranspiração

Fonte: <<http://pt.wikipedia.org/wiki/Evapotranspira%C3%A7%C3%A3o>>.

A evapotranspiração tem como consequência a redução temporária do nível de água, um aumento do tempo de retenção hidráulico, TRH e um aumento da concentração dos poluentes (USEPA, 2000).

A evaporação é um processo físico de mudança de fase, passando a água do estado líquido para o estado gasoso. Para que ocorra evaporação da água, é necessário o consumo de energia, denominada calor latente de vaporização.

Segundo Collischonn (2001), os principais fatores atmosféricos que afetam a evaporação são: a radiação solar, a temperatura, a umidade do ar e a velocidade do vento.

- Radiação solar

Na atmosfera e na superfície terrestre, a radiação solar é refletida e sofre transformações. O fluxo de calor latente ocorre quando há a evaporação e a intensidade desta evaporação depende da disponibilidade de energia. Regiões mais próximas ao Equador recebem maior radiação solar e, por isso, apresentam maiores taxas de evapotranspiração. Da mesma forma, em dias de céu nublado, a radiação solar é refletida pelas nuvens e nem chega à superfície, reduzindo a energia disponível para a evapotranspiração.

- Temperatura

A quantidade de vapor de água que o ar pode conter varia com a temperatura. Ar mais quente pode conter mais vapor, portanto o ar mais quente apresenta maior potencial para a evaporação.

- Umidade do ar

Quanto menor a umidade do ar, mais fácil é o fluxo de vapor da superfície que está evaporando. Se o ar da atmosfera próxima à superfície estiver com umidade relativa próxima a 100%, a evaporação diminui porque o ar já está praticamente saturado de vapor.

- Velocidade do vento

O vento é uma variável importante no processo de evaporação, porque remove o ar úmido diretamente do contato da superfície que está evaporando ou transpirando. O processo de fluxo de vapor na atmosfera próxima à superfície ocorre por difusão, isto é, de uma região de alta concentração (umidade relativa), próxima à superfície para uma região de baixa concentração, afastada da superfície.

Na Figura 3.8 encontra-se demonstrado o processo de transpiração nas plantas.

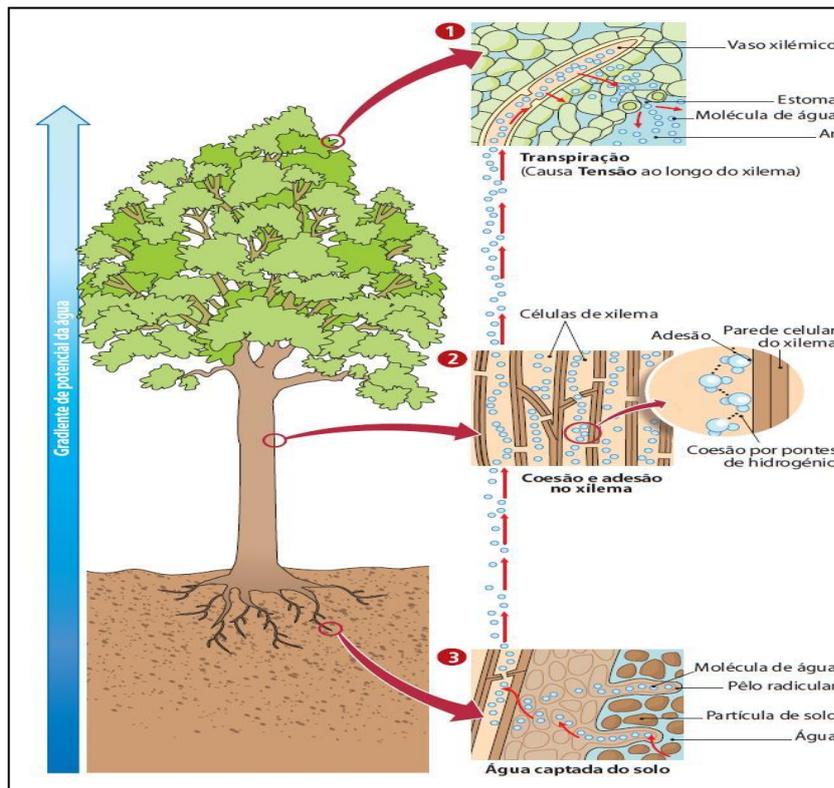


Figura 3.8 – Processo de transpiração nas plantas

Fonte: <http://gracieteoliveira.pbworks.com/w/page/50081554/Sistemas%20de%20transporte%20plantas>

A transpiração é um processo biofísico pelo qual a água que passou pela planta, fazendo parte de seu metabolismo, é transferida para a atmosfera, preferencialmente pelos estômatos, vencendo uma série de resistências desde o solo, passando pelos vasos condutores (xilema), mesófilo, estômatos e, finalmente, indo para a atmosfera (SENTELHAS e ANGELOCCI, 2009). As plantas têm certo controle ativo sobre a transpiração ao fechar ou abrir os estômatos, que são as aberturas na superfície das folhas por onde ocorre a passagem do vapor para a atmosfera.

A evaporação é medida através de métodos diretos ou indiretos, conforme Tabela 3.12.

Tabela 3.12 - Métodos de obtenção de evaporação

Direta	Indireta
Evaporímetros	
• Tanque A – USWB	Método da transferência de massa
• Tanque GGI – 3000	Método da energia
• Tanque flutuante	Método do balanço hídrico
• Tanque de 20 m ²	Método das fórmulas empíricas
Atmômetros	(Método de Penman)
• Livingston	
• Bellani	
• Piché	
Evapógrafo de balança	

Fonte: Adaptado de Porto *et al.* (2000).

As formas mais comuns de medir a evaporação são o Tanque Classe A e o Evaporímetro de Piche (COLLISCHONN, 2001). O evaporímetro de Piche e o tanque Classe A (Figura 3.9) destacam-se por serem de uso mais fácil quando comparados aos modelos usados para estimar a demanda evaporativa da atmosfera ou a evapotranspiração de referência (VALERO e MAÑAS, 1993 *apud* TAGLIAFERRE *et al.*, 2011).



a) Tanque Classe A

b) Evaporímetro de Piche

Figura 3.9 - Tanque Classe A e Evaporímetro de Piche para medição da evaporação

A Tabela 3.13 mostra os principais métodos para obtenção da evapotranspiração real e potencial.

Tabela 3.13- Métodos de obtenção da evapotranspiração potencial e real

	Direta	Indireta
Evapotranspiração Potencial	Lisímetros	Equação de Thornthwaite
	<ul style="list-style-type: none">• Tipo Percolação	Método de Blaney-Criddle
	<ul style="list-style-type: none">• Tipo de paisagem	Método de Penman
Evapotranspiração Real	–	Método do Balanço Hídrico
		Método dos coeficientes de cultura

A evapotranspiração pode ser entendida como a quantidade equivalente de água evaporada por unidade de tempo, geralmente expressa como lâmina de água por unidade de tempo (mm.d^{-1}), (BURMAN *et al.*, 1983 *apud* VESCOVE e TURCO, 2005).

Segundo Vescove e Turco (2005), para determinar o quanto de água está sendo perdido por evaporação e transpiração, é necessária a utilização de métodos que permitam estimar essas perdas.

Na Figura 3.10, encontra-se modelo de lisímetro para medição de evapotranspiração.

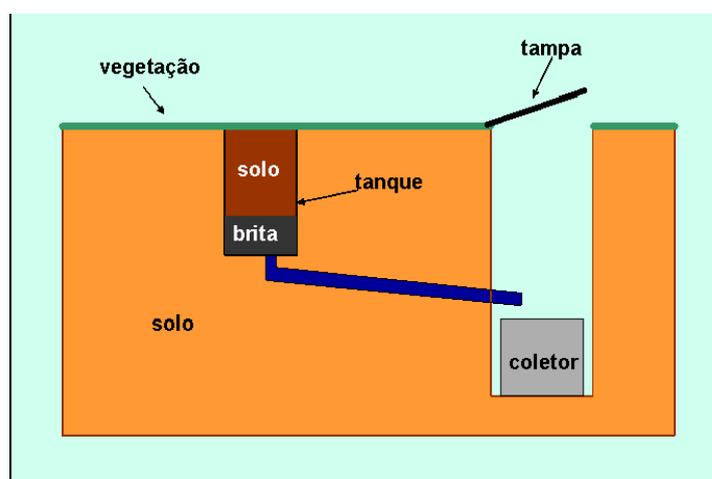


Figura 3.10 - Modelo de lisímetro para medição da evapotranspiração

O método de Penman (1948) foi o primeiro método indireto que combinou os efeitos do balanço de energia com o poder evaporante do ar e, por essa razão, é denominado, método combinado. Pereira *et al.* (2005) dizem que ele é baseado em princípios físicos corretos.

Apesar de não ser operacionalmente perfeito e correto, é considerado por muitos como modelo padrão, ou seja, é a melhor opção para estimar a ET_o (TUCCI e BELTRAME, 2000).

Segundo Bernardo (2002), o cálculo de método de Penman é bastante trabalhoso, pois exige a determinação de grandes números de dados meteorológicos, porém apresenta boa precisão.

Para Vanzela *et al.* (2007), citado por Kobiyama e Vestena, (2006), os bons resultados obtidos devem-se à forte influência da radiação solar no processo de evapotranspiração. A maior limitação ao seu emprego reside na dificuldade em se obter todos os dados meteorológicos necessários, o que tem levado vários pesquisadores a sugerirem modificações, almejando aperfeiçoar e simplificar o método de Penman. Entre eles, destacam-se Monteith (1965) e Doorenbos e Pruitt (1977), ambos citados por Kobiyama e Vestena, (2006).

Pode-se citar ainda a evapotranspiração de cultura (ET_c), que é um processo dinâmico da água que ocorre no sistema solo-planta-atmosfera, a partir do momento em que a água é aplicada natural (através da chuva) e/ou artificialmente (através da irrigação) sobre um cultivo agrícola. O coeficiente de cultura (K_c) é a razão entre a evapotranspiração máxima ou potencial da cultura (ET_c) e a evapotranspiração potencial de referência (ET_o), que apresenta o mesmo processo descrito para a ET_c , entretanto, neste caso, a cultura é específica.

Várias pesquisas têm mostrado a importância da troca de água, em várias fases, no sistema solo-planta-atmosfera, destacando-se entre elas aquelas que envolvem a radiação solar, tensão de vapor e vento. Informações a respeito da evapotranspiração de referência e da evapotranspiração máxima daquela cultura permitem determinar o coeficiente de cultivo (K_c) que, de acordo com Doorenbos e Pruitt (1975), variam com o estágio de desenvolvimento da cultura, velocidade do vento e umidade relativa do ar.

Na escolha de um método para a determinação da evapotranspiração devem ser levados em consideração praticidade e precisão, pois, apesar de esses métodos teóricos e micrometeorológicos serem baseados em princípios físicos, apresentam limitações, principalmente quanto à instrumentação, o que pode restringir a sua utilização (BERLATO e MOLION, 1981 *apud* VESCOVE e TURCO, 2005).

Israelsen e Hansen (1973) afirmam que o método de Thornthwaite tem as mesmas limitações que o método de Penman, no que diz respeito à sua aplicação, dando resultados aceitáveis

quando empregado em regiões úmidas e com bastante vegetação. Somente o lisímetro pode oferecer resultados confiáveis na determinação da evapotranspiração (VILLA NOVA, 1981; DE DATTA, 1981). O balanço hídrico caracteriza a contabilidade de entrada e saída de água no solo. A entrada é representada pela precipitação, enquanto a saída é dada pela evapotranspiração e pela drenagem de água subsuperficial para o lençol freático, considerado como excedente (TUBELIS e NASCIMENTO, 1988).

A vazão que entra em um SAC não corresponde em regra com a vazão de saída, devido à influência da precipitação (P), da infiltração (I) e da evapotranspiração (ET). A Figura 3.11 esquematiza o balanço hídrico associado a um SAC, segundo Wallace e Knight (2006).

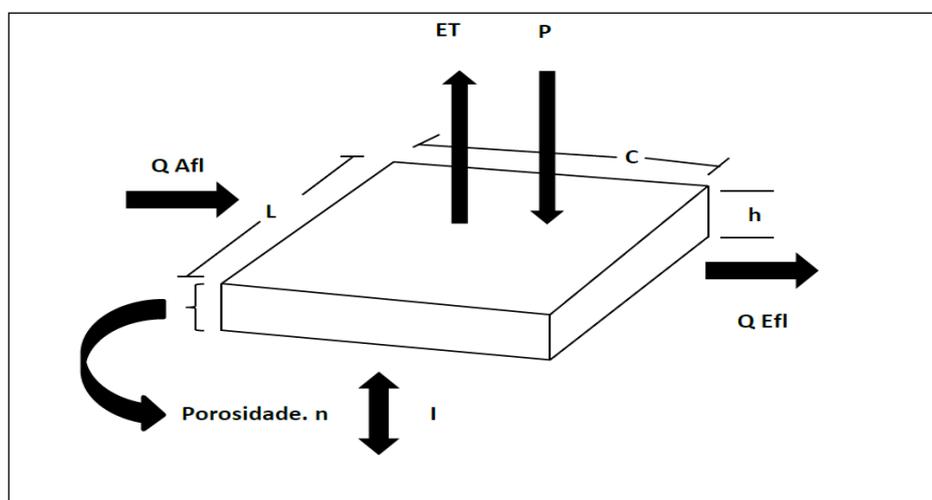


Figura 3.11 - Esquema representativo do balanço hidrológico aplicado ao SAC

Legenda: Q Afl – vazão afluyente ao leito; Q Efl – Vazão efluente do leito ; ET – evapotranspiração; P – precipitação; I – Infiltração; L – largura do leito; C – comprimento do leito; h – espessura do leito; η – porosidade. (Adaptado de WALLACE & KNIGHT, 2006 *apud* RIBEIRO, 2007)

Considerando que o armazenamento no interior do leito é desprezível, é possível escrever a seguinte equação de balanço (WALLACE e KNIGHT, 2006):

$$Q_{efl} = Q_{afl} + P - ET - I \quad (3.5)$$

Sendo:

Q_{efl} – Vazão efluente do leito [m³.d⁻¹]

Q_{afl} – Vazão afluyente no leito [m³.d⁻¹]

P – precipitação [$\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$]

I – infiltração [$\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$]

ET – evapotranspiração [$\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$]

Em sistemas de grandes dimensões, pode-se utilizar um valor de evapotranspiração de referência (ET_o). No caso de sistemas menores, torna-se necessário utilizar um coeficiente de cultura (K_c) específico de cada espécie de plantas e de densidade de cultura, cuja forma pode-se verificar na equação seguinte (KADLEC, 2003):

$$ET = K_c ET_o \quad (3.6)$$

Em condições de cultivo em solos não saturados, os valores de K_c acompanham basicamente a área foliar de uma cultura. No caso das culturas anuais, o K_c inicial varia de 0,3 a 0,5; K_c médio de 0,8 a 1,2, e o K_c final de 0,4 a 0,7, dependendo do tipo de cultura. Na ausência de equipamentos de medidas evapotranspiradas da cultura, lança-se mão de estimativas baseadas na evapotranspiração de referência (ET_o) e no coeficiente de cultura (K_c).

A evapotranspiração desempenha um papel fundamental no comportamento hidrológico nos SACs, promovendo a diminuição do volume de água que sai do leito de macrófitas para a linha de água. As perdas por ET reduzem o volume de água, aumentando a concentração dos poluentes, o que não conduz, no entanto, a um aumento da carga de poluentes no efluente do SAC. De acordo com Kadlec e Knight (1996), em SAC-EHSS, a evapotranspiração pode variar entre 0 a $50 \text{ mm} \cdot \text{d}^{-1}$ e pode alcançar até $200 \text{ mm} \cdot \text{d}^{-1}$ em períodos e condições bastante favoráveis (THOMPSON e AMRHEIN, 2003 *apud* CHAZARENC, 2010).

A redução do volume efluente do esgoto numa estação de tratamento faz com que os cálculos de eficiência resultem em valores subestimados, uma vez que utilizam apenas os dados de concentração de determinado atributo. Todavia, no cálculo de eficiência dos sistemas de tratamento de esgoto com plantas têm sido utilizadas as mesmas fórmulas adotadas nos demais sistemas, em que a evapotranspiração praticamente inexistente. Assim fizeram Knowlton *et al.* (2006), Haberl *et al.* (2007), Olleda *et al.* (2008), Almeida *et al.* (2010), Almeida e Ucker, 2011, dentre outros.

Fazendo uma comparação das vazões obtidas na entrada e na saída do SACs com gramínea, se faz notável a redução entre seus valores. Tal redução advém essencialmente da evaporação da água interceptada pelas folhas dos vegetais e diretamente, a partir da superfície mineral do solo, função da ação da incidência solar, a qual fornece energia para manter o processo de evaporação líquida (SOARES, 2000). A transpiração realizada pela vegetação, ou seja, a evaporação d'água das células vivas dos tecidos vegetais, através dos estômatos (poros de respiração das plantas) também contribui para a perda de líquido nos SACs (SOARES, 2000).

A eficiência do sistema pode ser influenciada pelo ciclo hidrológico e, segundo Davis (1995), as precipitações e as perdas de água por evapotranspiração devem ser consideradas no dimensionamento do mesmo. As precipitações podem provocar elevação temporária do nível da água, alterando o comportamento hidráulico e podendo causar escoamento superficial no sistema e, com isso, proporcionando redução na eficiência do tratamento. A ocorrência da evapotranspiração reduz, por sua vez, o nível da água no tanque e, por consequência, proporciona concentração dos poluentes presentes na água residuária em tratamento, possibilitando subestimativa da eficiência de remoção e, em certos casos, podendo provocar efeitos tóxicos à vegetação.

Almeida e Ucker (2011) estudaram eficiências simuladas com taxas de evapotranspiração de 20% (ETP₂₀), 40% (ETP₄₀) e 60% (ETP₆₀) do volume de esgoto, utilizando resultados de pesquisas da área. Os resultados encontram-se na Tabela 3.14.

Tabela 3.14 - Eficiência percentual de remoção da carga poluidora de atributos do esgoto sanitário, considerando taxas de evapotranspiração de 0%, 20%, 40% e 60%

Atributo	Conc. Afluente	Conc. Efluente	Efic.(%)	Efic.(%)	Efic.(%)	Efic.(%)
			ETP ₀	ETP ₂₀	ETP ₄₀	ETP ₆₀
DBO (mg . L ⁻¹)	400	120	70,0	76,0	82,0	88,0
DQO (mg . L ⁻¹)	800	160	80,0	84,0	88,0	92,0
N (mg. L ⁻¹)	50	10	80,0	84,0	88,0	92,0
P (mg . L ⁻¹)	20	10,4	48,0	58,4	68,8	79,2

Fonte: Almeida e Ucker (2011)

Observa-se na Tabela 3.14 que, quanto maior a taxa de evapotranspiração, mais elevada foi a eficiência de remoção dos parâmetros estudados. LIM *et al.* (2001), em sistemas alagados,

cultivados com *Typha angustifolia*, encontraram valores de evapotranspiração variando de 18,2 a 32,9 mm.d⁻¹. Brasil (2005) encontrou através de pesquisa o valor máximo de 14 mm d⁻¹ de evapotranspiração, obtido pela espécie *Typha sp.* Galvão e Matos (2012) concluíram em seu estudo que, durante os meses mais quentes, a evapotranspiração em leitos de macrófitas pode ser significativa, influenciando, deste modo, a carga de poluente descarregada.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Local e caracterização da unidade experimental

A pesquisa foi desenvolvida na Estação de Tratamento de Esgotos Experimental, pertencente ao CePTS (Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento) UFMG/COPASA, localizado na ETE Arrudas, nas coordenadas geográficas de 19°53'42" S e 43°52'42" O, no município de Belo Horizonte, Minas Gerais.

A Figura 4.1 mostra uma vista aérea do CePTS UFMG/Copasa na ETE Arrudas.



Figura 4.1 - Vista aérea do CePTS UFMG/Copasa, com destaque para o SAC
Fonte: Google Earth (2013)

A ETE experimental recebe esgoto bruto municipal oriundo da bacia do Ribeirão Arrudas, localizado na cidade de Belo Horizonte/MG. Este efluente é submetido a um tratamento preliminar, composto por gradeamento mecanizado (grade fina e grossa) e desarenador.

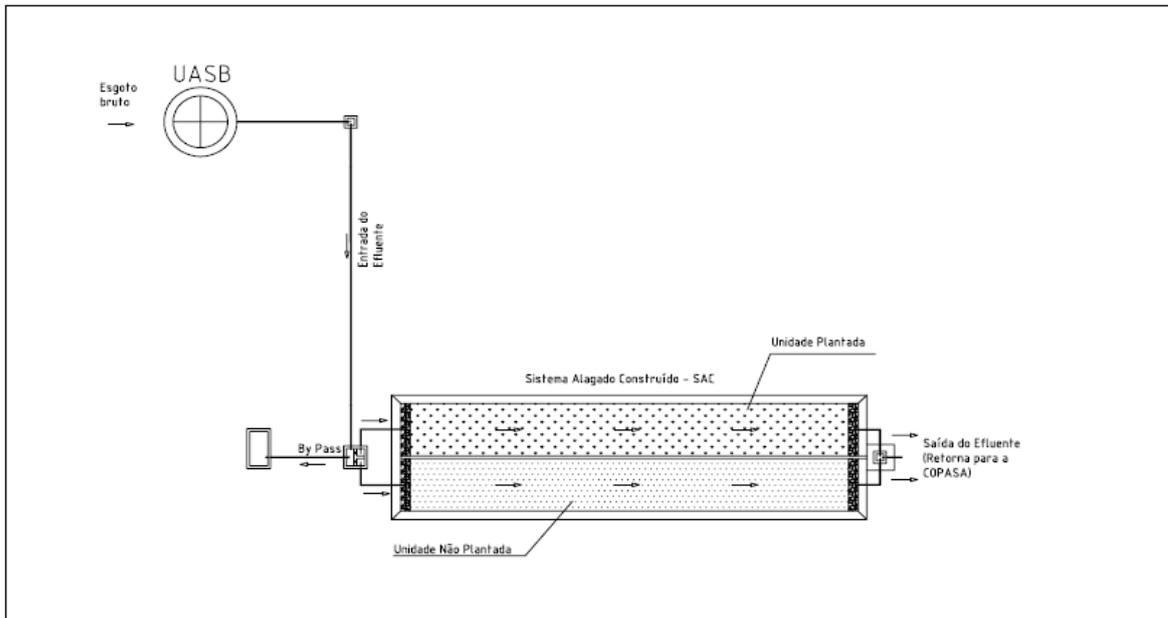
A coleta do esgoto bruto ocorre em um ponto específico do canal que conduz parte do esgoto recalcado por um conjunto de moto-bomba e direcionado para as unidades de tratamento da ETE Experimental CePTS UFMG/COPASA.

4.2 Descrição das unidades de tratamento

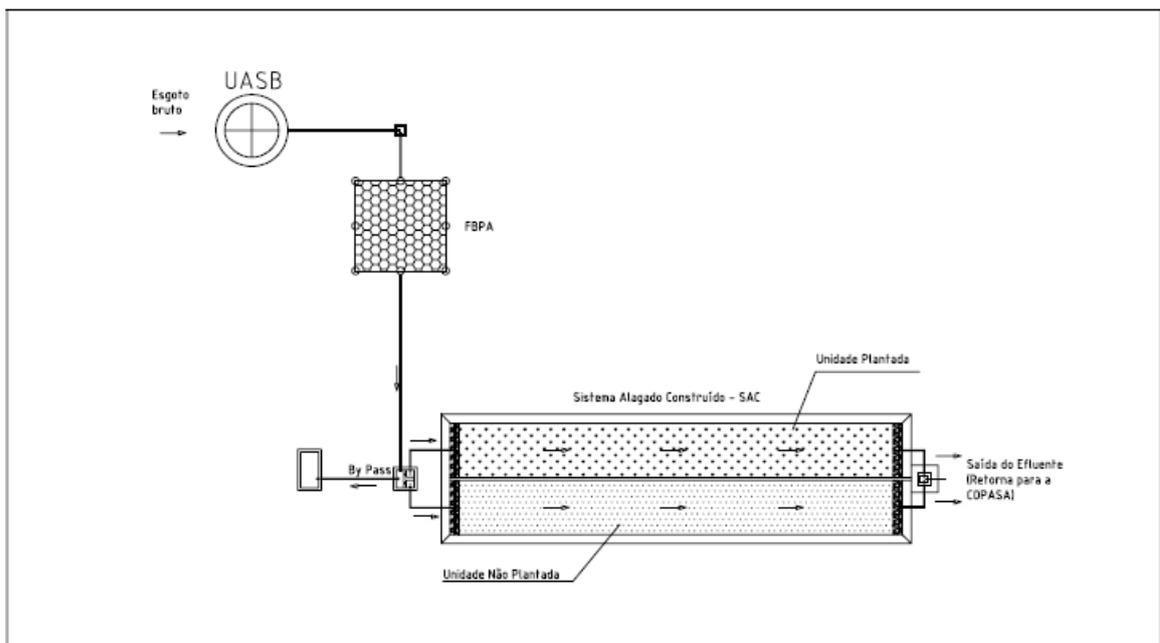
Na presente pesquisa, o sistema de tratamento de efluentes foi dividido em duas fases. A primeira fase foi de setembro 2007 a agosto de 2011, sendo que os dados de monitoramento do período de setembro 2007 a julho de 2009 fazem parte das pesquisas de Dornelas (2008) e De Paoli (2010).

Na primeira fase, o sistema de tratamento foi composto pelas seguintes unidades: um reator UASB seguido por duas unidades de SAC, sendo uma unidade plantada (*Typha latifolia*) e outra não plantada (Figura 4.2a). Para a segunda fase (setembro de 2009 até julho de 2013), o sistema de tratamento foi composto das seguintes unidades: um reator UASB seguido por um filtro biológico percolador aberto (FBPA), o qual era seguido pelas mesmas duas unidades de SAC (uma unidade plantada com *Typha latifolia* e outra não plantada) (Figura 4.2b).

Nessa fase foi introduzido o FBPA, com a expectativa de que obtivesse nitrificação em função da ventilação lateral induzida pela ausência de paredes, o que poderia reduzir os problemas de baixos teores de oxigênio dissolvido (essencial para nitrificação), que podem ocorrer nos filtros tradicionais.



a)



b)

Figura 4.2 - Desenhos esquemáticos do sistema: a) UASB – SAC e b) UASB –FBPA –SAC

A distribuição da vazão para o SAC na Fase 1 era feita através de uma caixa vertedora (Figura 4.3), construída de metal e protegida por uma camada de tinta anticorrosiva. A caixa possuía diâmetro de 0,6 m e era dividida em três partes: duas de mesmo comprimento de vertedor

correspondentes ao SAC e a outra com comprimento de vertedor igual ao somatório das outras duas relativas ao SAC, cuja vazão era direcionada a um sistema de *bypass*.



Figura 4.3 - Caixa distribuidora de vazão

A caixa de metal foi substituída por uma caixa de PVC (Figura 4.4), quando o filtro biológico percolador aberto passou a ser o pré-tratamento do SAC (Fase 2). A caixa foi rebaixada 60 cm do solo.



Figura 4.4 - Caixa distribuidora de vazão atual

4.2.1 Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente – UASB

O reator UASB (Figura 4.5) possuía uma seção transversal de 1,20 m x 1,20 m (área de 1,44 m²) e uma altura útil de 5,0m, proporcionando um volume útil de 7,2 m³.

O reator UASB de aço carbono recebia $30 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ de efluente doméstico, correspondente a uma população em torno de 200 habitantes. A vazão de alimentação do reator era controlada por um inversor de frequência associado a uma bomba para recalque. Levando em consideração a configuração geométrica do reator, este operou com um tempo de detenção hidráulica (TDH) médio de 5,76 h e velocidade ascensional média equivalente a $0,87 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$. A cada 30 dias, o lodo gerado no reator era descartado.

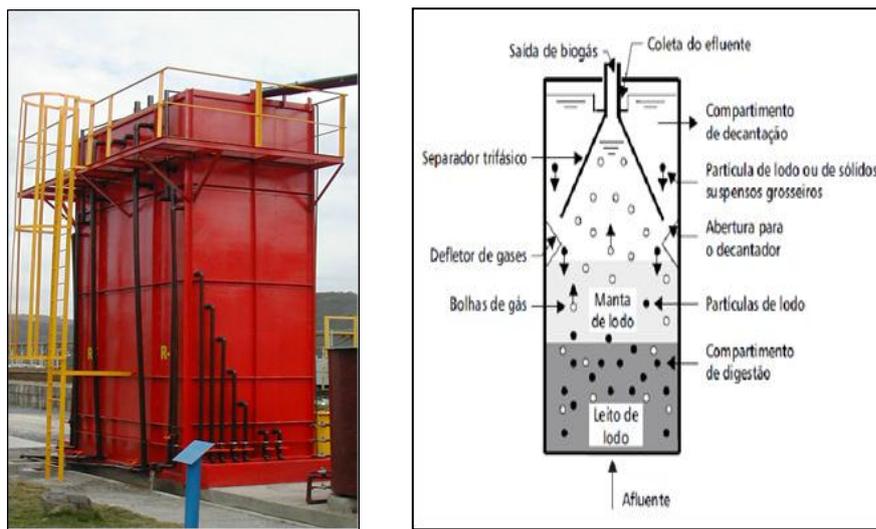


Figura 4.5 – Representação esquemática – reator UASB
Fonte: PROSAB (1999)

4.2.2 Filtro Biológico Percolador Aberto (FBPA)

No mês de setembro de 2011, objetivando testar novas condições operacionais no SAC (principalmente com relação à possível entrada de nitratos), o SAC começou a receber efluente de um filtro biológico percolador que, por sua vez, tratava o efluente de um reator UASB. Este filtro teve as laterais abertas, e por isso foi denominado filtro biológico percolador aberto (FBPA). O efluente do reator UASB foi distribuído na parte superior do filtro biológico percolador aberto. O fluxo de esgoto passou a ter uma trajetória descendente, através de um material de enchimento (meio suporte). A seguir são apresentados alguns detalhes do FBP aberto existente no CePTS UFMG/COPASA (Figura 4.6).

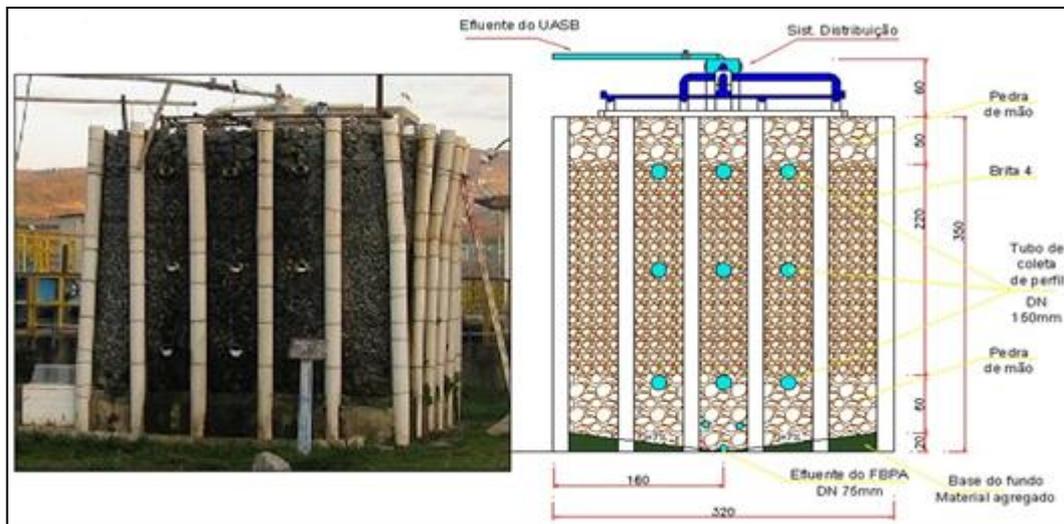


Figura 4.6 - Detalhes dos sistemas de distribuição (entrada) e saída do FBP aberto
 Fonte: Vieira (2012)

O FBP aberto não possui compartimento de decantação e recirculação, sendo que o biofilme desprendido sai junto com o efluente tratado e, desta forma, ocorre uma renovação constante do biofilme aderido ao meio suporte.

No FBP aberto não há também paredes laterais e lajes de fundo falso, proporcionando economias adicionais de concreto.

O filtro foi projetado para uma população equivalente de cerca de 250 a 300 habitantes. Na Tabela 4.1, encontram-se as principais características operacionais para o FBPA. Maiores detalhes podem ser obtidos em Vieira e Von Sperling (2012), Vieira *et al.*(2012a), Vieira *et al.* (2012b).

Tabela 4.1– Principais características construtivas e operacionais para o FBPA

Parâmetro	Unidade	Valor
Largura total	m	3,20
Largura útil ¹	m	2,80
Comprimento	m	2,80
Área útil	m ²	7,84
Altura útil	m	2,40
Volume útil	m ³	19
Vazão de projeto	m ³ .d ⁻¹	43,2
Taxa de aplicação hidráulica	m ³ .m ⁻² .d ⁻¹	5

¹ sem as vigas de sustentação.

4.2.3 Sistemas de Alagados Construídos de Escoamento Horizontal Subsuperficial

Foram construídas duas unidades de SAC de escoamento horizontal subsuperficial. As unidades de tratamento dispostas em paralelo foram projetadas para vazão média de 7,5 m³.d⁻¹ cada, para o atendimento de uma população equivalente de cerca de 50 habitantes e recebendo efluentes do reator UASB na primeira fase e do conjunto reator UASB – FBPA na segunda fase.

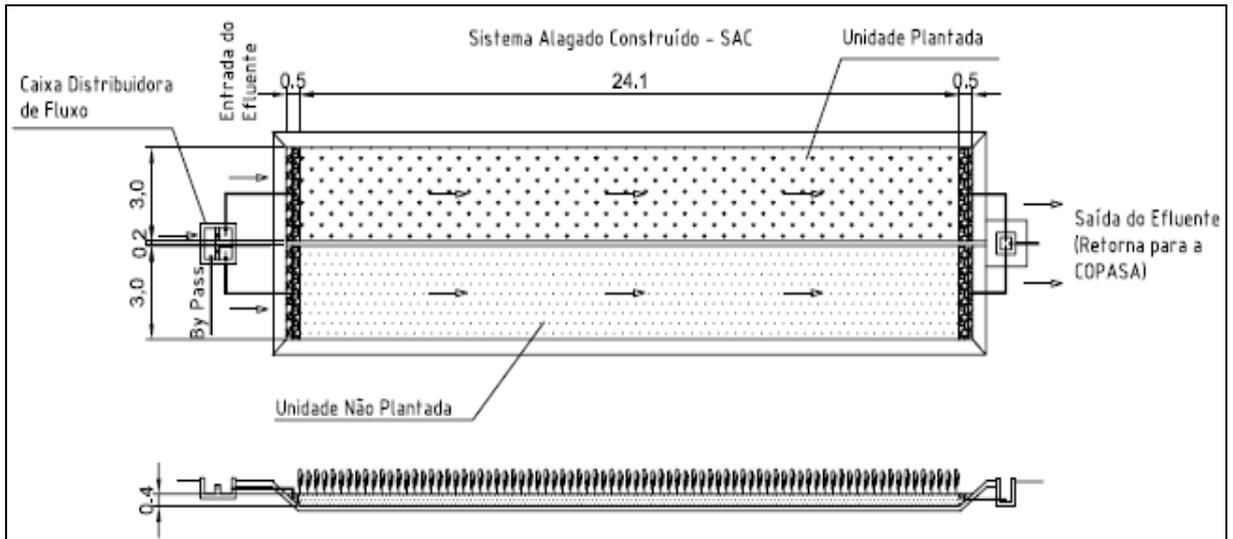
O dimensionamento seguiu recomendações contidas em Middlebrooks *et al.* (2005). A Tabela 4.2 resume as principais características operacionais do sistema implantado na ETE experimental para ambas as unidades do SAC.

Tabela 4.2 - Principais características de projeto de cada unidade do SAC

PARÂMETRO	VALOR	UNIDADE
Altura dos leitos	0,4	m
Comprimento	24,1	m
Largura	3,0	m
Área superficial	72,3	m ²
Altura do líquido nos leitos	0,3	m
Taxa de aplicação hidráulica	0,12	m ³ .m ⁻² .d ⁻¹
Tempo de detenção hidráulica	1,2	d
Vazão	7,5	m ³ .d ⁻¹
Volume de escória no leito	31,2	m ³

Fonte: Dornelas (2008).

Conforme Figura 4.7, uma unidade do SAC encontra-se plantada com taboa (*Typha latifolia*) e outra não plantada, funcionando como unidade controle.



a)



b)

Figura 4.7 – a) Planta baixa e corte das unidades do SAC, b) Vista das unidades do SAC, plantada e não plantada (vista de jusante para montante)

Na Figura 4.8 há o esquema representativo do SAC – EHSS.

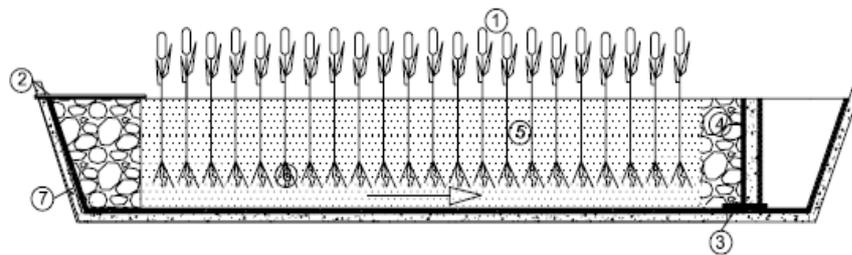


Figura 4.8 - Esquema representativo do SAC - EHSS 1) Macrófitas (*Typha latifolia*); 2) Tubulação de alimentação perfurada; 3) Tubulação de coleta perfurada; 4) Pedra de mão na zona de entrada e de saída; 5) Escória de alto forno no leito filtrante; 6) Raízes e rizomas; 7) Impermeabilização da lateral e do fundo.

As unidades do SAC eram alimentadas continuamente através de uma tubulação perfurada de PVC, disposta perpendicularmente ao escoamento no interior de cada uma (Figura 4.9).



Figura 4.9 - Vista das unidades do SAC, plantada e não plantada, com suas respectivas entradas de efluentes

Na entrada das unidades do SAC foram dispostas “pedras de mão” com granulometria entre 10 e 15 cm de diâmetro, com dimensões de 3,0 m largura x 0,4 m altura x 0,5 m comprimento, formando um leito (Figura 4.9), com a finalidade da distribuição uniforme do efluente e da contenção de sólidos provenientes do pré-tratamento.

Na zona de saída também foi construído um leito com as mesmas características do leito de entrada de efluente (Figura 4.10). Neste leito havia uma tubulação de PVC perfurada com 60 mm de diâmetro, colocada no fundo do mesmo e perpendicular ao comprimento de cada unidade. Para a limpeza de eventuais obstruções do sistema, foi disposta verticalmente uma

tubulação que podia ser conectada a uma mangueira de água para a desobstrução dos orifícios da tubulação de drenagem (DORNELAS, 2008).

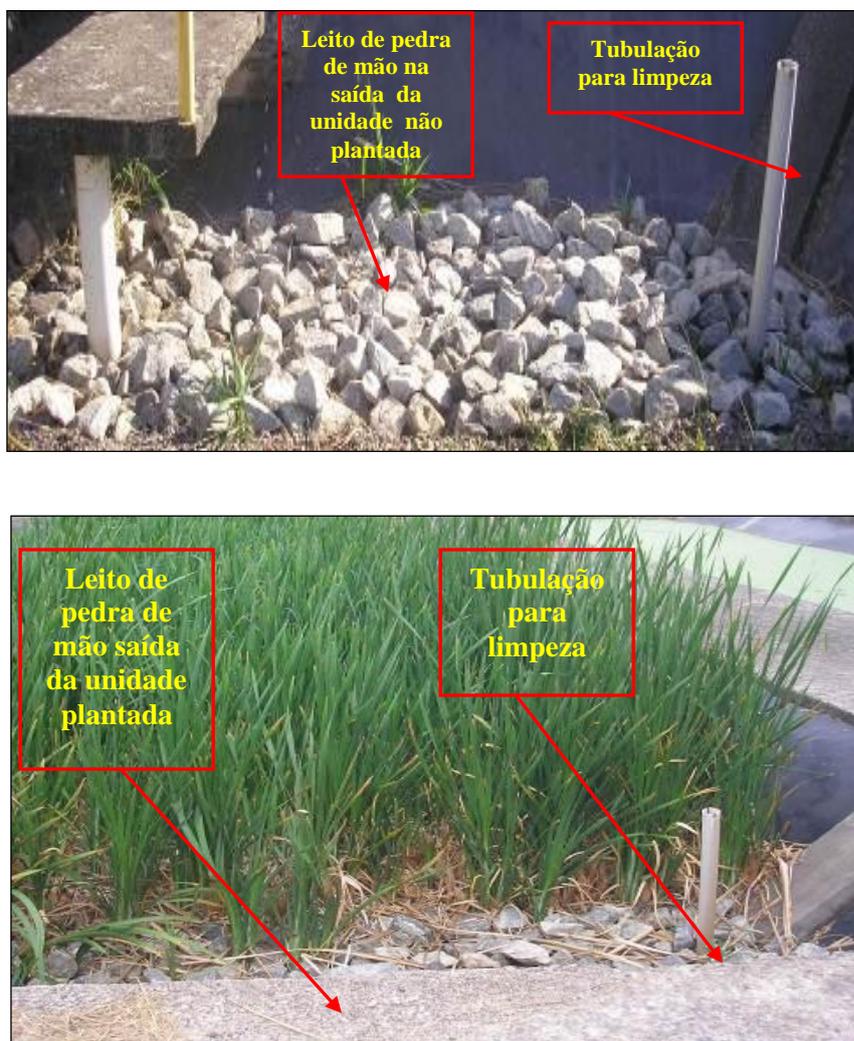


Figura 4.10 - Vista do leito de pedra de mão na saída das unidades do SACs, plantada e não plantada

As duas unidades foram preenchidas por escória de alto-forno previamente britada. Em pesquisa realizada por Dornelas (2008) para análise da porosidade da escória, o resultado obtido mostrou que o material possuía granulometria equivalente à brita 0 ($d_{10} = 19$ mm, coeficiente de desuniformidade $d_{60}/d_{10}=1,2$). Da análise da composição química realizada através da técnica de difração de raios x, foram obtidos os seguintes resultados: Escória Verde – pouco densa e bastante porosa, de coloração esverdeada; Escória Cinza – densidade e peso intermediários, com porosidade semelhante à escória verde. Possuía coloração acinzentada; Escória Preta – mais pesada que os outros dois tipos, com ausência de poros e de característica vítrea, com coloração preta.

Ao longo do comprimento do leito, foram introduzidas tubulações perfuradas de PVC com diâmetro de 100 mm, distanciadas entre si 3,5 m para coletas de amostras e determinação de condutividade hidráulica (Figura 4.11).



Figura 4.11 - Pontos de coleta de amostras e de determinação da condutividade hidráulica nas unidades do SACs

4.3 Plantio e manutenção da taboa (*Typha latifolia*)

A macrófita selecionada para o plantio em uma das unidades do SAC foi a taboa (*Typha latifolia*). A vegetação foi coletada em ambiente natural alagado nas proximidades do município de Belo Horizonte e conduzida à ETE Experimental.

A coleta para o plantio foi realizada manualmente, com cuidado para preservação das partes anatômicas das plantas, especialmente as raízes e os rizomas (DORNELAS, 2008). Segundo o mesmo autor, antes do plantio, a unidade já funcionava com a entrada de efluente durante 12 dias, isso para a produção de biomassa no leito de escória.

A taboa foi plantada com uma densidade de quatro plantas por metro quadrado, densidade esta sugerida por Reed *et al.* (2005). A poda foi realizada manualmente, após o florescimento das plantas, deixando uma altura de 20 cm, relativo ao solo (Figura 4.12).



a) Plantas podadas



b) Fase de crescimento intermediário



b) Florescimento

Figura 4.12 - Diferentes fases da *Typha latifolia*, da poda ao florescimento

Para atendimento dos objetivos específicos serão utilizadas as metodologias apresentadas na sequência.

4.4 Avaliação do comportamento global do sistema em termos de remoção dos principais poluentes

- **Amostragem do líquido**

As medições das vazões e coletas de efluentes foram realizadas semanalmente na entrada e saída das unidades do SAC (Figura 4.13).



Figura 4.13 - Pontos de coleta de amostras e medição da vazão na entrada e saída das Unidades do SAC

As medições das vazões na entrada e saída de cada unidade do SAC, do UASB e do FBPA foram realizadas através de método direto, usando balde graduado e cronômetro (Figura 4.14).



Figura 4.14 - Coleta de amostras e medição de vazões na saída das unidades do SAC

Na Fase 1, as coletas pontuais foram realizadas semanalmente, entre 09 e 11 horas da manhã. As amostras de efluentes foram coletadas no esgoto bruto, na tubulação da saída do reator UASB e na saída de cada unidade do SAC.

Na Fase 2, as amostras foram coletadas semanalmente ou quinzenal no esgoto bruto, na saída do efluente do FBPA, na entrada e saída das unidades plantada e não plantada do SAC, quinzenalmente também foram amostradas 03 pontos distintos ao longo do comprimento das

mesmas (Figura 4.11). Nos três pontos intermediários (Figura 4.15), ao longo das unidades do SAC, foram coletadas quinzenalmente amostras para determinação do perfil longitudinal.

Para a determinação do perfil longitudinal as amostragens foram realizadas retirando primeiramente 2L do conteúdo dos tubos para coletas, sendo que este líquido era descartado e posterior coletados 0,5L para a própria amostra.

Para cada ponto de coleta, foram utilizados frascos de polietileno de 0,5 – 1,0L. Após a coleta, os frascos eram acondicionados em recipientes de isopor contendo gelo e levados ao Laboratório de Análises Físico-químicas e ao Laboratório de Microbiologia do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental DESA /UFMG.

Os seguintes parâmetros físico-químicos foram avaliados nas amostras dos efluentes: sólidos sedimentáveis, sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos voláteis (SSV), alcalinidade total, DBO₅ DQO NTK, nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺), nitrogênio nitrito (N-NO₂⁻), nitrogênio-nitrato (N-NO₃⁻), fósforo total, condutividade elétrica. Para estes parâmetros, foram adotadas as metodologias de análises descritas em “*Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*”, de APHA/AWWA/WEF (2005). O pH, OD, Potencial Redox e a temperatura estão mensurados por meio da sonda multiparâmetros de campo da marca Hach (modelo HQ 40d). Todos os parâmetros foram analisados semanalmente ou quinzenalmente.

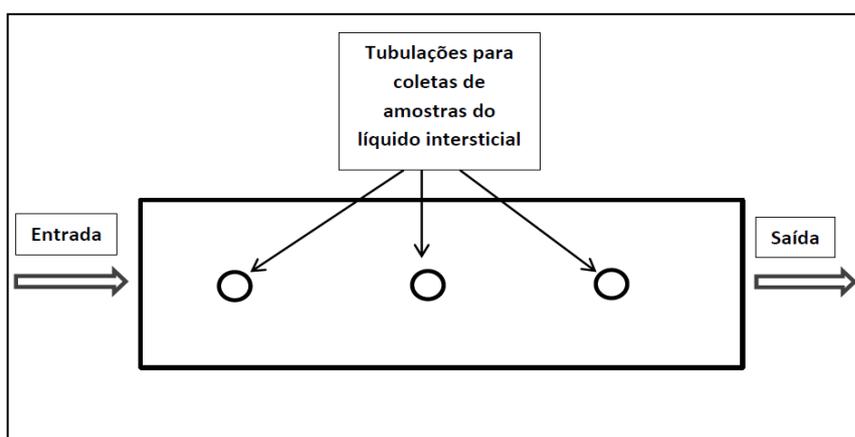


Figura 4.15 - Desenho esquemático do local de coleta de amostras para o perfil

4.5 Avaliação do papel da vegetação na remoção de poluentes comparando o SAC plantado com a unidade não plantada

- **Crescimento das plantas**

Para a avaliação do crescimento das plantas cultivadas e sua influência no desempenho da unidade plantada, amostras da taboa foram avaliadas através de medições da parte aérea, segundo Olijnyk (2008) é uma das principais funções das macrófitas em SACs é o armazenamento de nutrientes na parte aérea. Através do cálculo do estoque (refere-se à quantidade de cada elemento acumulado por unidade de área) de um determinado nutriente, na biomassa aérea de macrófitas, pode-se avaliar a contribuição destes vegetais para a ciclagem de nutrientes na coluna d'água. Dornelas (2008). As amostras foram etiquetadas (Figura 4.16), logo depois de efetuada a poda.



Figura 4.16 - Exemplo de etiquetagem logo após efetuada a poda

A unidade foi dividida em quatro parcelas (espaços entre os tubos, entrada e saída) ao longo do leito (Figura 4.17) e foram selecionadas aleatoriamente dez plantas em cada parcela (A, B, C, D) e marcada com etiquetas numeradas. A altura de cada planta foi medida com trena, bem como o pseudocaule. Foi também realizada a contagem das folhas. As medições foram realizadas com trena.

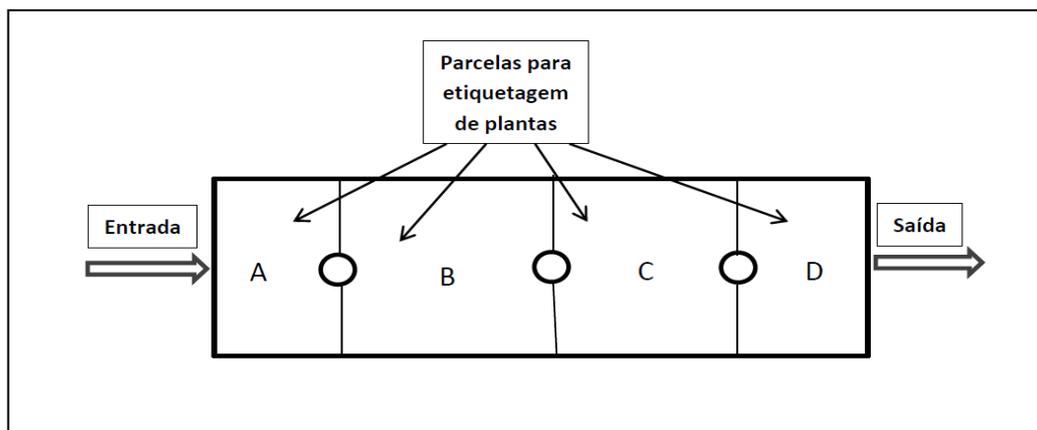


Figura 4.17 - Desenho esquemático da divisão de parcelas

- **Caracterização da biomassa vegetal**

Para caracterização da composição da biomassa vegetal, a coleta das plantas foi dividida em três fases distintas do seu ciclo: fase 1 - regeneração; fase 2 – fase de crescimento exponencial; fase 3 - estacionária. Foi coletada a parte aérea das plantas para a quantificação da matéria seca e de nitrogênio e fósforo.

A coleta foi realizada em três áreas de 3 m² ao longo do leito do SAC, onde o crescimento foi determinado. As plantas foram escolhidas aleatoriamente no entorno dos tubos de amostragem.

O material vegetal úmido foi pesado no Laboratório de Nutrição Animal do Departamento de Zootecnia da Universidade Federal de Minas Gerais, que utiliza a metodologia descrita em Malavolta *et al.* (1997), para determinação da produção da biomassa e, após a secagem (60^o C), para a determinação de produção da matéria seca. Uma parte representativa desta amostra serviu para as análises de nutrientes (N, P). A produtividade de matéria seca (P_{MS}), em g.m⁻², foi obtida pela Equação 4.1, enquanto que a capacidade das plantas em extrair nutrientes foi obtida pelo produto da concentração do nutriente na planta e da produtividade de massa seca (Equações 4.2 e 4.3).

$$P_{MS} = \frac{M_S}{A*t} \quad (4.1)$$

Em que:

P_{MS} = Produtividade de massa seca ($\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$);

M_S = Massa de matéria seca na parcela amostrada (g.kg^{-1});

A = Área da parcela amostrada (m^2)

t = Tempo de crescimento (d)

A capacidade de remoção de nutrientes (N, P) nas plantas foi obtida pela seguinte equação:

$$R = P_{MS} * (C_N/100) \quad (4.2)$$

Onde:

R = Capacidade de remoção de nutrientes ($\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$);

P_{MS} = Produtividade de massa seca ($\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$);

C_N = Concentração foliar de nutrientes (% ou dag.kg^{-1})

A eficiência de remoção de nutrientes (N, P) nas plantas foi obtida pela seguinte equação:

$$E = \frac{R * A_{SAC} * 100}{C_{af} * Q_{af}} \quad (4.3)$$

Em que:

E = Eficiência de remoção de nutrientes (%)

R = Capacidade de remoção de nutrientes ($\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$);

A_{SAC} = Área do SAC (m^2);

C_{af} = Concentração de nutrientes no afluente (mg.L^{-1});

Q_{af} = Vazão afluente ($\text{m}^3.\text{d}^{-1}$)

Foi realizada uma coleta de doze plantas escolhidas aleatoriamente, sendo três em cada parcela da unidade do SAC, para quantificação da biomassa do pseudocaule e foliar. O material úmido foi pesado no Laboratório de Análises Físico-químicas do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - DESA /UFMG, para a determinação da biomassa e, após isto, foi feita secagem na estufa a uma temperatura de 60°C, durante um período de 72 horas para a determinação de produção da matéria seca. Também foi medida a altura de cada folha e dos pseudocaules.

- **Amostragem do meio suporte**

Foram realizadas análises de carbono total do meio suporte. As amostras foram retiradas a uma profundidade de 25 cm e foram coletados 250 mL de material contendo escória e biomassa aderida. O material foi coletado próximo às tubulações para coletas de amostras existentes nas unidades, plantada e não plantada (Figura 4.18), perfazendo um total de três amostras para cada unidade do SAC, de forma a compor um perfil de concentração ao longo dessas unidades.

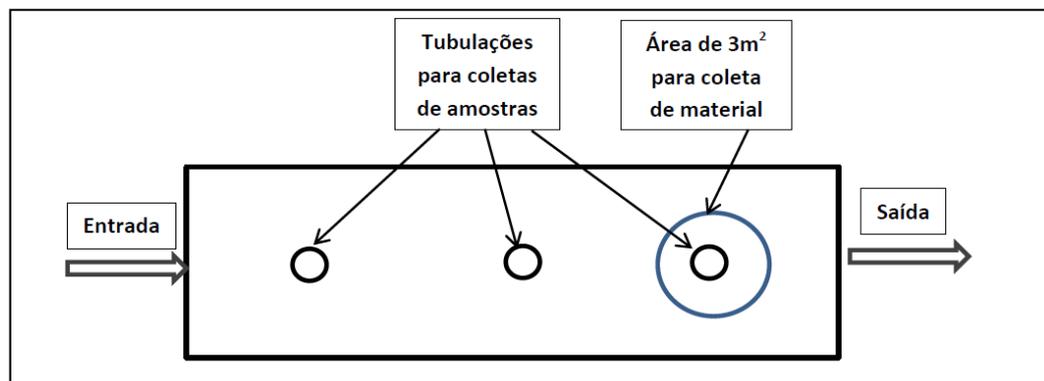


Figura 4.18 - Desenho esquemático do local de coleta de amostras do meio suporte

As análises foram realizadas no laboratório do DESA. A amostra de escória foi primeiramente passada por uma peneira (abertura = 2,38mm) e lavada uma vez com o efluente do próprio local, sem grandes revolvimentos, para não desprender a biomassa aderida. Esse líquido foi caracterizado como contendo sólidos intersticiais. Para extração da biomassa aderida na escória, a amostra coletada foi lavada três vezes com cerca de 333mL de água destilada, totalizando 1L de água destilada, passando de um para outro frasco de vidro sempre homogeneizando cerca de 3 minutos, separando ao final, o líquido em frascos para coletas.

A parte líquida foi analisada de acordo com os procedimentos constantes no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA/AWWA/WEF, 2005).

Foram coletadas amostras do meio suporte nas duas unidades, na entrada logo após a faixa de pedra de mão e na saída antes dessa faixa. As amostras foram retiradas a uma profundidade de 25 cm e foram coletados 0,5 L de material contendo a escória e o biofilme aderido. Dessas amostras foram realizadas análises para a quantificação de bactérias nitrificantes e desnitrificantes. A técnica utilizada para as análises foi a de Número Mais Provável (NMP),

que é um método que permite estimar a densidade de microrganismos viáveis presentes em uma amostra sob análise.

4.6 Avaliação do papel da evapotranspiração na remoção de contaminantes por meio do balanço hídrico

Os dados de precipitação e temperatura do ar foram obtidos do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), da Estação Climatológica Principal de Belo Horizonte/ MG, localizada nas coordenadas: Latitude: 19°56'S, Longitude: 43°56'W e Altitude: 915 m, em relação ao nível do mar.

Apesar de esta estação estar localizada a cerca de 12 km da ETE Arrudas, é uma estação que possui dados confiáveis e sem interrupção. Pode haver diferenças horárias e mesmo diárias entre a precipitação na Estação Climatológica Principal de Belo Horizonte e no CePTS (Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento) UFMG/COPASA, porém acredita-se que o impacto no presente estudo tenha sido pequeno, uma vez que se trabalhou com dados semanais. Para comparação com os dados obtidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) da Estação Climatológica Principal de Belo Horizonte/ MG, foi instalado um Pluviômetro digital – Marca TFA – Mousin Funk – Regenmesser.

Em campo, foram instalados três tanques de PVC, com capacidade de 250 L e área de 0,75 m² cada, para determinação da evaporação e evapotranspiração. Um tanque foi preenchido com água (Figura 4.19 a), um com escória de alto forno e plantado com *Typha latifolia* e um preenchido apenas com escória de alto forno. Os dois últimos tanques citados buscam simular as unidades do SAC (Figura 4.19 b, c) e foram alimentados com o mesmo afluentes das unidades do SAC. A escória de alto forno foi colocada na mesma altura do meio suporte do SAC, ou seja, 40 cm, e altura do líquido de 30 cm, assim como altura da lâmina do tanque com água (Figura 4.20). O tanque plantado e o com escória de alto forno foram alimentados com efluentes de entrada das unidades do SAC.



a) Tanque com água



b) Tanque com escória de alto forno



c) Tanque com escória de alto forno, plantado com *Typha latifolia*

Figura 4.19 - Tanques para leitura de evaporação e evapotranspiração

Na Figura 4.20 encontra-se o corte dos tanques para leitura de evaporação e evapotranspiração.

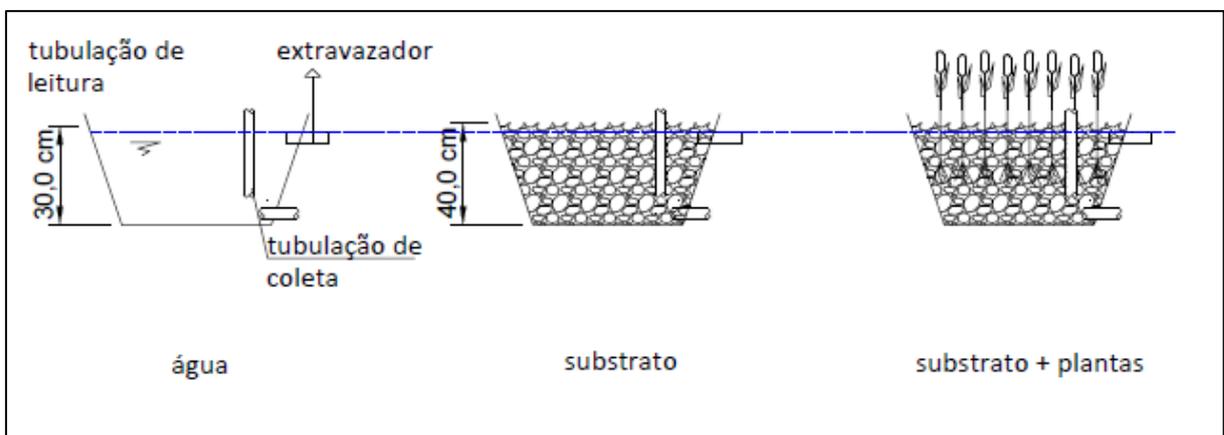


Figura 4.20 - Corte dos tanques para leitura de evaporação e evapotranspiração

Nos tanques também foram instalados dispositivos para esvaziamento do líquido em baldes, se em época de chuva a lâmina ultrapassasse a altura de 30 cm (Figura 4.21). A determinação da quantidade de líquido foi feita por medição de volume.



Figura 4.21 - Dispositivo para esvaziamento dos tanques

Para a evapotranspiração foi também realizada uma comparação dos resultados dos tanques com os resultados utilizando evaporímetro modificado de leitura direta, Modelo JR 200 (Figura 4.22).



Figura 4.22 - Evaporímetro Modificado

Para a determinação da diferença de volume de líquido nos tanques foi utilizada a seguinte fórmula:

$$DLT = (LV/PL)/A_T \quad (4.4)$$

Em que:

DLT = Diferença na altura do líquido no tanque por unidade de tempo (mm.d^{-1});

LV = Leitura do volume do líquido (retirado ou para preencher o tanque até a lâmina de 30 cm) (L);

PL = Período de leitura (d);

A_T = Área superficial do tanque (m^2).

Determinação da taxa de evapotranspiração no tanque plantado

$$T_{ET} = DTL + \text{Prec} \quad (4.5)$$

Em que:

T_{ET} = Taxa de evapotranspiração (mm.d^{-1});

DTL = Diferença do líquido no tanque (mm.d^{-1});

Prec = Precipitação no dia (mm.d^{-1}).

Determinação da taxa de evaporação no tanque não plantado

$$T_{EV} = DTL + \text{Prec} \quad (4.6)$$

Em que:

T_{EV} = Taxa de evaporação (mm.d^{-1});

DTL = Diferença do líquido no tanque (mm.d^{-1});

Prec = Precipitação (mm.d⁻¹).

Para a determinação da evapotranspiração e evaporação com base nas medições de vazões das duas unidades de SAC investigadas, foi utilizada, respectivamente, tanto para a unidade plantada como para a não plantada, a seguinte fórmula:

$$T_{ET} = 1000 * [(Q_{afl} - Q_{efl}) / A_{SAC}] + Prec \quad (4.7)$$

Em que:

T_{ET} = Evapotranspiração na unidade plantada (mm.d⁻¹)

Q_{afl} = Vazão afluente (m³.d⁻¹)

Q_{efl} = Vazão efluente (m³.d⁻¹)

A_{SAC} = Área superficial do SAC (m²)

$$T_{EV} = 1000 * [(Q_{afl} - Q_{efl}) / A_{SAC}] + Prec \quad (4.8)$$

Em que:

T_{EV} = Evaporação na unidade não plantada (mm.d⁻¹)

Q_{afl} = Vazão afluente (m³.d⁻¹)

Q_{efl} = Vazão efluente (m³.d⁻¹)

A_{SAC} = Área superficial do SAC (m²)

Acompanhamento da evolução de escoamento superficial

Como houve colmatção do leito, resultando em escoamento de parte do esgoto acima da superfície do leito (escoamento superficial), sua progressão nas unidades do foi acompanhada semanalmente, através de medição com trena do avanço longitudinal da lâmina superficial do líquido a cada 50 cm da largura das unidades.

4.7. Análises estatísticas

A análise estatística dos dados para comparar o desempenho entre as unidades plantada e não plantada do SAC foi realizada através do teste não paramétrico entre variáveis dependentes *Wilcoxon matched-pairs test* a 5% de significância, empregando o *software* Statistica®.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados serão apresentados em duas etapas, ou seja, no período em que as unidades do SAC recebiam efluentes do reator UASB (Fase 1, de setembro de 2007 a agosto de 2011) e, posteriormente, quando passaram a receber efluentes do Filtro Biológico Percolador Aberto (FBPA) (Fase 2, de setembro de 2011 a julho de 2013).

A seguir serão apresentados os resultados levando em consideração os objetivos específicos.

5.1 Avaliação do comportamento global do sistema em termos de remoção dos principais poluentes

5.1.1 Concentrações efluentes e eficiências de remoção

Nas Tabelas 5.1 e 5.2, encontram-se as concentrações médias e desvios padrão dos parâmetros da qualidade dos esgotos ao longo do sistema nas Fases 1 e 2.

Tabela 5.1 - Concentração média e desvio padrão dos parâmetros de qualidade do efluente ao longo do sistema – Fase 1

Parâmetros	Esgoto Bruto		Reator UASB		SAC - Unidade plantada		SAC - Unidade não plantada	
	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão
DQO	414	195	179	75	50	19	55	25
DBO	293	223	83	58	25	19	23	17
SST	296	115	51	53	9	8	6	7
SSF	69	55	15	20	5	5	3	5
SSV	227	86,0	36	37	4	4	3	3
NTK	29	10	32	8,0	30	9,3	31	9,0
N Amoniacal	24	6,5	29	8,0	27	10,0	28	10,0
Nitrito	0,02	0,06	0,02	0,06	0,02	0,11	0,07	0,01
Nitrato	0,03	0,08	0,05	0,09	0,16	0,25	0,12	0,23
OD	1,03	0,70	0,74	0,81	0,68	0,60	1,32	0,91
P-total	-	-	3,2	2,3	2,3	2,0	2,3	2,0
pH	7,1	0,2	6,8	0,2	7,2	0,1	7,3	0,4
Alcalinidade	207	46,3	217	35,2	255	60,1	249	52,1
Cond. Elétrica	721	71,3	672	78,4	801	84,3	803	79,3

Para todos os parâmetros, a unidade adotada é mg/L, exceto: pH (adimensional) e Cond. Elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)

Tabela 5.2 - Concentração média e desvio padrão dos parâmetros de qualidade do efluente ao longo do sistema de tratamento – Fase 2

Parâmetros	Esgoto Bruto		UASB		FBPA		SAC – Unidade plantada		SAC – Unidade não plantada	
	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão
DQO	400	159	145	56,0	105	54,0	26	15,2	31	17,5
DBO	232	98,3	51	21,0	35	18,0	13	12,0	12	9,4
SST	167	83,2	63	37,4	58	40,5	16	12,0	12	12,0
SSV	127	70,0	43	27	37	24	8	9	6	8
SSF	40	21	20	15	21	18	8	8	6	6
NTK	30	6,4	35	8,0	28	7,0	22	8,0	23	8,0
N Amoniacal	26	6,4	30	7,0	24	6,0	19	7,0	20	7,3
Nitrito	0,03	0,11	0,01	0,01	1,15	0,77	0,10	0,26	0,54	0,45
Nitrato	0,06	0,05	0,07	0,10	2,49	1,88	0,25	0,75	0,15	0,27
OD	0,78	0,99	0,82	0,53	5,49	0,85	1,57	0,50	1,60	0,52
P-total	4,21	2,25	4,06	1,55	4,04	1,56	1,31	0,99	1,31	1,15
pH	7,36	0,38	6,95	0,38	7,86	0,45	7,33	0,39	7,56	0,39
Alcalinidade	226	33,6	246	31,1	200	34,5	221	41,1	213	45,3
Cond. Elétrica	547	89,4	744	67,4	691	72,1	686	74,9	682	84,5

Para todos os parâmetros, a unidade adotada é mg/L, exceto: pH (adimensional) e Cond. Elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)

Em geral, observou-se que no SAC recebendo efluente, tanto do reator UASB como do FBPA, a qualidade do efluente foi excelente para alguns parâmetros como DBO, DQO, SST. Segundo USEPA (2000), os SACs são eficientes na remoção de SST e DBO por motivo da baixa velocidade de escoamento e a grande área específica do meio suporte. Na Fase 1, as concentrações de DBO médias efluentes das unidades plantada e não plantada foram de 25 e 23 mg.L^{-1} , e de 13 e 12 mg.L^{-1} , na Fase 2. As concentrações mais baixas na Fase 2 são decorrentes da contribuição positiva do filtro biológico percolador. Para a DQO (Fase 2), as médias das concentrações foram também muito baixas, de 26 e 31 mg.L^{-1} , para UP e UNP. As menores concentrações na unidade plantada, provavelmente se devem à maior presença de microrganismos. Almeida *et al.* (2007) citam que a maioria das remoções de matéria orgânica em SACs se deve à maior translocação de oxigênio para a rizosfera, o que estimula a quebra dos compostos carbonáceos. Entretanto, ainda há controvérsias quanto a contribuição das plantas na remoção de poluentes em SACs. Tomoko *et al.* (2006), em seu estudo com macrófitas, não encontraram diferenças significativas entre unidades plantadas e não plantadas.

Observa-se nas Tabelas 5.1 e 5.2 que, em ambas as fases, a concentração média efluente de SST no SAC nas unidades plantada e não plantada foi baixa. Segundo Avelar (2008), a quantidade de matéria sólida se relaciona diretamente com poluentes presentes no meio, portanto, a redução da quantidade de SST se relaciona com a depuração do efluente a ser

tratado. Para tanto, contribuem processos como sedimentação, precipitação, filtração e incorporação de sólidos ao biofilme presentes em SACs.

Os valores das concentrações efluentes de DQO, DBO e SST cumpriram com os padrões de lançamento do Estado de Minas Gerais (Resolução COPAM/CERH n° 01/2008; DQO: 180 mg.L⁻¹; DBO: 60 mg.L⁻¹; SST: 100 mg.L⁻¹) e a Resolução CONAMA n° 430/2011, em ambas as fases.

A Figura 5.1 mostra a distribuição de frequência das concentrações efluentes de DQO, DBO e SST nas fases 1 e 2. Pode-se notar que a distribuição de frequência das concentrações efluentes de DQO e as unidades do SACs em ambas as fases atenderam em 100% do tempo monitorado ao padrão de lançamento do estado de Minas Gerais (DN COPAM-CERH n° 01/2008) e a Resolução CONAMA n° 430/2011. O reator UASB atendeu o padrão de lançamento para DQO (180 mg/L) em pouco mais de 60% do tempo monitorado e o FBPA cerca de 91%.

Pela Figura 5.1 observa-se o ótimo desempenho do FBPA em relação a DBO é comprovado na análise de frequência acumulada, cerca de 93% atenderam à Deliberação Normativa COPAM-CERH n° 01/2008 e a Resolução CONAMA n° 430/2011 e o reator UASB 44%. As unidades do SACs na Fase 1 atenderam às legislações citadas cerca de 95% e 96% para UP e UNP respectivamente, e para fase 2, 100% para ambas unidades.

Para o SST, o UASB apresentou mais de 95% dos seus dados abaixo do padrão de lançamento para o estado de Minas Gerais (DN COPAM-CERH n° 01/2008) e Resolução CONAMA n° 430/2011, que é de 100 mg.L⁻¹, enquanto o FBPA apresentou 84%.

As duas unidades do SACs apresentaram comportamento semelhante entre si quanto ao SST, com 100% dos dados abaixo do valor limite para o padrão de lançamento.

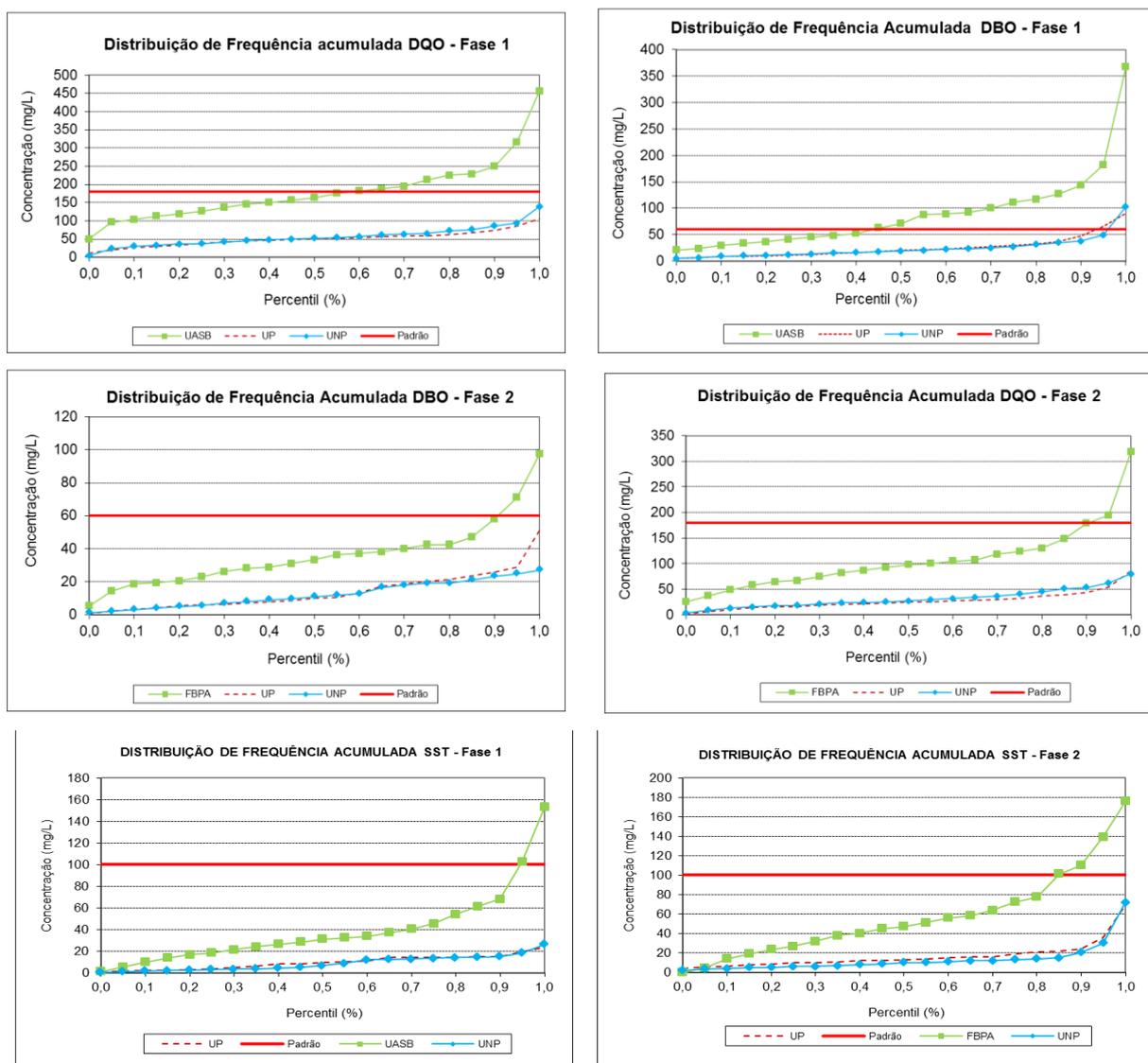


Figura 5.1 – Distribuição de frequência acumulada das concentrações efluentes de DQO e DBO e SST para Fases 1 e 2

NTK e N – Amoniacal na Fase 2 apresentaram valores de concentrações médias finais menores do que na Fase 1, cerca de 22 mg.L^{-1} e 23 mg.L^{-1} de NTK e 19 mg.L^{-1} e 20 mg.L^{-1} de N - Amoniacal para unidade plantada e não plantada respectivamente.

A relação DBO/NTK afluente ao SAC em ambas as unidades, pós-reator UASB foi em média de 2,71 e pós FBPA de 1,55. Esses valores indicam que houve maior predominância da nitrificação em relação à oxidação da matéria orgânica e, principalmente, pós FBPA, onde a nitrificação é mais intensa. Segundo Almeida (2007), elevadas relações DBO/NTK favorecem a proliferação de microrganismos heterotróficos e dificultam a transferência de N-Amoniacal e O_2 , elementos essenciais para a ocorrência da nitrificação.

Para as concentrações efluentes devem ser consideradas as perdas de água por evapotranspiração, as quais reduzem o volume de água, aumentando a concentração dos poluentes, o que não conduz, no entanto, a um aumento da carga de poluentes no efluente do sistema (RIBEIRO, 2007). Caso seja desejado, a concentração efluente pode ser corrigida em função das perdas de água por meio da seguinte equação:

$$\text{Concentração corrigida} = \text{concentração medida} \times (1 - \text{fração de perda de água}) \quad (5.1)$$

Por exemplo, para uma perda de água de 20%, uma concentração efluente medida de DQO igual a 50 mg/L corresponde a uma concentração de $50 \times (1-0,20) = 40$ mg/L. Esta é a concentração que seria obtida, caso não houvesse perdas de água forçando o aumento da concentração.

No presente trabalho, esta correção foi realizada levando em consideração as perdas médias de água para Fase 1 de 19% e 15% para a unidade plantada e a não plantada respectivamente, e na Fase 2 foram consideradas a evaporação e a evapotranspiração do balanço hídrico (item 5.3) de 5% para a unidade plantada e 2% para a unidade não plantada. Os valores corrigidos das concentrações médias finais encontram-se na Tabela 5.3.

Tabela 5.3 - Concentração média efluente corrigida em função das perdas de água em cada unidade do SAC na Fase 1 e em função da evapotranspiração e evaporação na Fase 2

Parâmetros	FASE 1 - Unidade plantada	FASE 1- Unidade não plantada	FASE 2 - Unidade plantada	FASE 2 - Unidade não plantada
DQO	41	47	25	30
DBO	20	20	12	11,7
SST	7	5	15	11,7
SSF	4	3	7,6	5,8
SSV	3	3	7,6	5,8
NTK	24	26	21	22,5
N Amoniacal	22	24	18	19,6
Nitrito	0,016	0,05	0,09	0,53
Nitrato	0,12	0,10	0,24	0,14
OD	0,55	1,12	1,5	1,56
P-total	1,86	1,95	1,24	1,28
pH	5,8	6,2	7,0	7,41
Alcalinidade	207	212	201	209
Cond. Elétrica	649	683	652	668

Para todos os parâmetros, a unidade adotada é mg/L pH (adimensional) e Cond. Elétrica - ($\mu\text{S}/\text{cm}$).

Com base nos dados apresentados na Tabela 5.3, evidencia-se o fato de que os valores médios finais das concentrações no SAC estão abaixo dos valores da Tabela 5.1 e 5.2, ressaltando que

as perdas de água por evapotranspiração na unidade plantada e por evaporação na unidade não plantada influenciam no valor das concentrações efluentes.

Na Tabela 5.4, encontram-se as médias das eficiências de remoção nas unidades plantada e não plantada, na Fase 1.

Tabela 5.4 - Eficiências médias de remoção nas unidades do SAC – Fase 1

Eficiências médias de remoção (%)	Eficiência (%)	Eficiência do SAC com base na concentração removida (%) ¹		Eficiência do SAC com base na carga removida (%) ²		Eficiência global, com base na concentração removida (%)	
		UP	UNP	UP	UNP	(UASB+UP)	(UASB+UNP)
PARÂMETROS	UASB	UP	UNP	UP	UNP	(UASB+UP)	(UASB+UNP)
DQO	57	72	69	78	74	88	87
DBO	72	70	72	76	76	91	92
SST	83	82	88	86	90	97	98
NTK	-10	6	3	25	18	-	-
N AMONIACAL	-21	7	3	25	18	-	-
P-TOTAL	-67	28	28	42	39	-	-

Eficiências calculadas com base nas concentrações e vazões médias afluente e efluente

¹Eficiência expressa em concentração: (concentração afluente – concentração efluente)/concentração afluente.

²Eficiência expressa em carga: (carga afluente – carga efluente)/carga afluente.

Brasil (2005), em SACs cultivados com *Typha*, utilizados no tratamento de efluente doméstico, proveniente de tanque séptico, encontrou remoções em termos de carga, entre 86±2 e 90±3% da DQO. Para SST que, na presente pesquisa na primeira fase, foram obtidos valores de 78% para ambas as unidades, o mesmo autor encontrou valores de 91±6 e 91±10% de SST. El Hamouri *et al.* (2007), estudando SAC de escoamento horizontal como tratamento terciário aplicando carga hidráulica 0,34 m³.m⁻².d⁻¹, encontraram valores de eficiência de remoção de 79 a 83% de DBO e 78 a 82% de DQO. Valores de 45 a 86% para DBO e de 53 a 83% para DQO foram encontrados por García *et al.* (2005), estudando SAC de escoamento horizontal como tratamento secundário.

Para N amoniacal, a remoção em termos de carga foi de 25% e 18% para as unidades plantada e não plantada, respectivamente, ao longo de cerca de dois anos de operação do sistema estudado. Estes valores, apesar de baixos, foram superiores aos encontrados por Rios *et al.* (2009), que avaliando SAC-EHSS, obtiveram eficiência média em função da carga de 22% de remoção de amônia, enquanto que Mbuligwe (2004) obteve 74 e 63% para uma UP e uma

UNP, respectivamente, operando como pós-tratamento de efluente de reator UASB. Essa análise de remoção dos parâmetros, quando baseada na diferença da carga afluente e efluente e, dependendo do teste estatístico, ressalta ainda mais o melhor desempenho geral para a unidade plantada.

Na Tabela 5.5 estão apresentadas as eficiências médias de remoção nas unidades do SAC na Fase 2.

Tabela 5.5 - Eficiências médias de remoção nas unidades do SAC – Fase 2

Eficiências médias de remoção (%)	Efic. (%)		Eficiência do SAC com base na concentração removida (%) ¹		Eficiência do SAC com base na carga removida (%) ²		Eficiência global com base na concentração removida (%)	
	UASB	FBPA	UP	UNP	UP	UNP	(UASB+FBPA+UP)	(UASB+FBPA+UNP)
DQO	64	28	75	70	80	76	94	92
DBO	78	31	63	66	71	72	94	95
SST	62	8	72	79	78	83	90	93
NTK	-17	7	21	18	38	33	27	23
N AMONICAL	-15	8	21	17	37	32	27	23
P-TOTAL	4	-	68	68	74	74	69	69

Eficiências calculadas com base nas concentrações e vazões médias afluente e efluente

¹Eficiência expressa em concentração: (concentração afluente – concentração efluente)/concentração afluente.

²Eficiência expressa em carga: (carga afluente – carga efluente)/carga afluente.

Pela Tabela 5.5, observa-se que em termos de DQO foram encontrados valores aproximados de eficiência de remoção de concentrações médias finais para efluentes do FBPA.

Para DBO e SST, os valores de eficiência para efluentes de FBPA apresentaram um relativo decaimento na eficiência de remoção de concentração efluente, com valores nas unidades plantada e não plantada de 63% e 66% para DBO, SST 72% e 79% para o FBPA e UASB a DBO, 70% e 72%, SST para unidade plantada 82% e 88% para unidade não plantada.

Provavelmente, isso deve ter ocorrido, devido ao fato de o efluente do FBPA ter a característica de maior DBO. Van Kaik (2002) avaliou a eficiência de um SAC no tratamento de esgoto doméstico e como resultados, foram obtidas reduções da DQO (81,6%), DBO (83,9%), Nitrogênio Kjeldahl (22%) e nitrogênio amoniacal (16,7%).

Pagliari Junior *et al.* (2011), estudando estações de tratamento de esgoto em SAC, encontraram eficiência média de 84,6% na remoção de DBO e concentração média de 70,5 mg.L⁻¹ de DQO, sendo que a eficiência foi acima de 83,7%.

5.1.2 Matéria orgânica

Na Tabela 5.6, estão apresentados os dados relativos à estatística descritiva dos parâmetros correspondentes à matéria orgânica (DBO e DQO) para o efluente de reator UASB, FBPA e efluentes do SAC das unidades plantada e não plantada.

Tabela 5.6 - Estatística descritiva da concentração de matéria orgânica (DQO e DBO) ao longo do sistema – Fase 1 (SAC após reator UASB) e Fase 2 (SAC após FBPA)

FASE 1	UASB		UP		UNP	
	DQO	DBO	DQO	DBO	DQO	DBO
Número de dados	107	99	111	94	109	97
Mínimo	50	21	11	5	4	5
Média	179	83	50	25	55	23
Mediana	164	71	50	20	52	19
Máximo	456	368	106	90	139	103
Coef. Var	0,4	0,8	0,4	0,8	0,45	0,75
Desvio padrão	74,6	50,4	19,1	19,0	25,0	17,4
FASE 2	FBPA		UP		UNP	
	DQO	DBO	DQO	DBO	DQO	DBO
Número de dados	78	69	70	63	74	70
Mínimo	25	5	2	1	4	1
Média	105	35	26	13	31	12
Mediana	98	33	25	10	27	11
Máximo	318	90	86	51	80	27
Coef. Var	0,51	0,50	0,58	0,76	0,53	0,62
Desvio padrão	53,8	17,9	15,2	10,2	16,5	7,6

Exceto para Número de Dados (n^o), a unidade é mg.L⁻¹.

Percebe-se claramente na tabela da estatística descritiva que houve ótima remoção de matéria orgânica pelas unidades do SAC, recebendo efluente tanto do reator UASB, como do FBPA. As mesmas apresentaram como média de concentração de DBO 25 e 23 mg.L⁻¹, tendo como afluente o efluente do reator UASB e para o FBPA 13 e 12 mg.L⁻¹ para unidade plantada e não plantada, respectivamente.

A média da concentração de DQO efluente no SAC na primeira fase foi maior do que na segunda, pois na Fase 1, o esgoto bruto foi submetido apenas ao tratamento no reator UASB e posteriormente direcionado para as unidades do SAC. Entretanto, pode-se verificar que mesmo com altas concentrações de DQO no esgoto bruto, ocorreu a remoção da matéria

orgânica em todas as etapas do processo de tratamento, mantendo os valores do efluente final em condições para lançamento de efluente.

Na Figura 5.2 encontra-se a relação média de matéria orgânica (DQO e DBO).

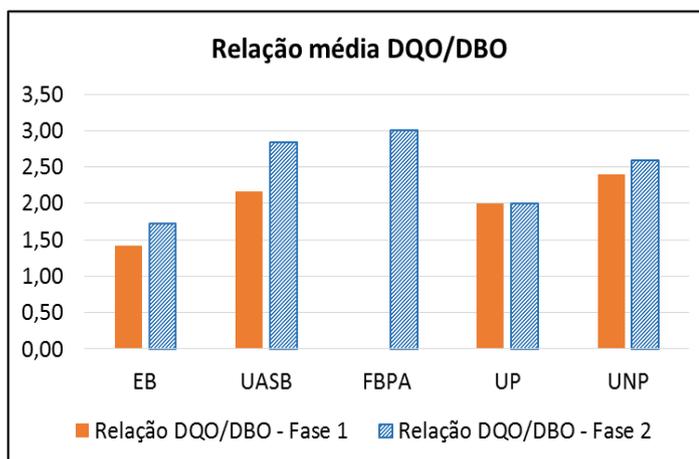
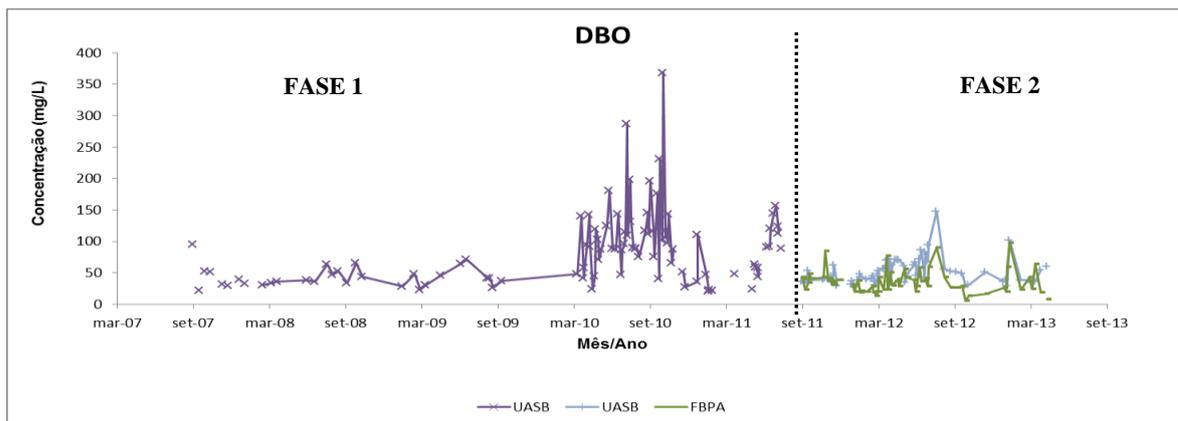


Figura 5.2 – Relação média de DQO e DBO para Fases 1 e 2

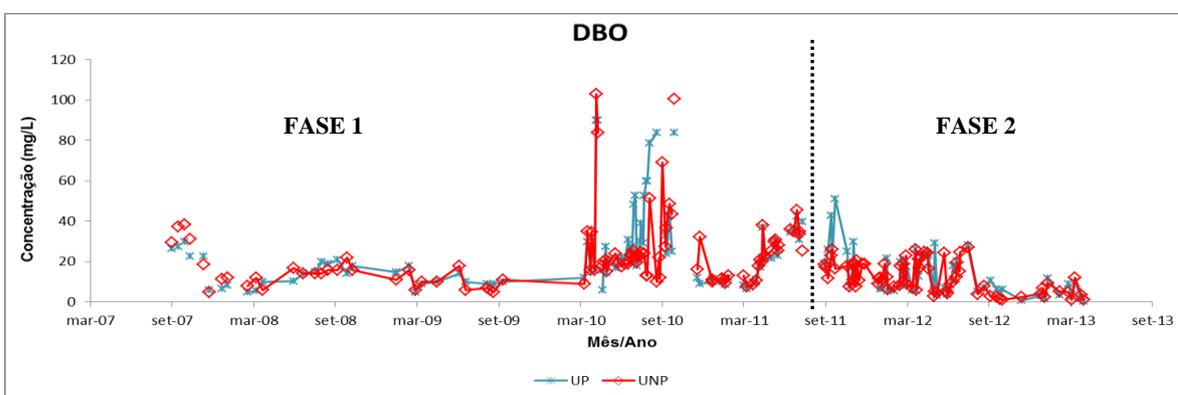
A média da relação DQO/DBO, na Fase 1, no esgoto bruto, foi de 1,4 ($414 \text{ mg.L}^{-1} / 293 \text{ mg.L}^{-1}$) e na Fase 2, de 1,7 ($400 \text{ mg.L}^{-1} / 232 \text{ mg.L}^{-1}$), com fração biodegradável elevada, o que favorece o sistema de tratamento biológico.

Giafferis (2011), estudando SAC cultivado com taboa, utilizado como pós-tratamento de filtro anaeróbio, encontrou valores de DBO para concentração final de 59 mg.L^{-1} e DQO de 96 mg.L^{-1} , valores acima dos encontrados na presente pesquisa.

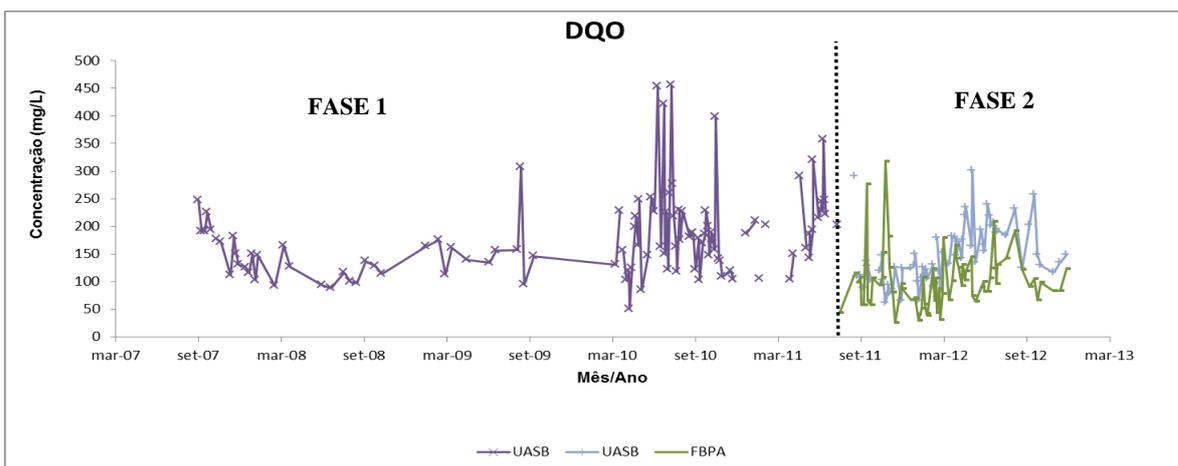
As Figuras 5.3 e 5.4 mostram as séries temporais e o box-plot durante o período monitorado a partir de efluente do UASB (Fase 1) e período recebendo efluente do FBPA (Fase 2).



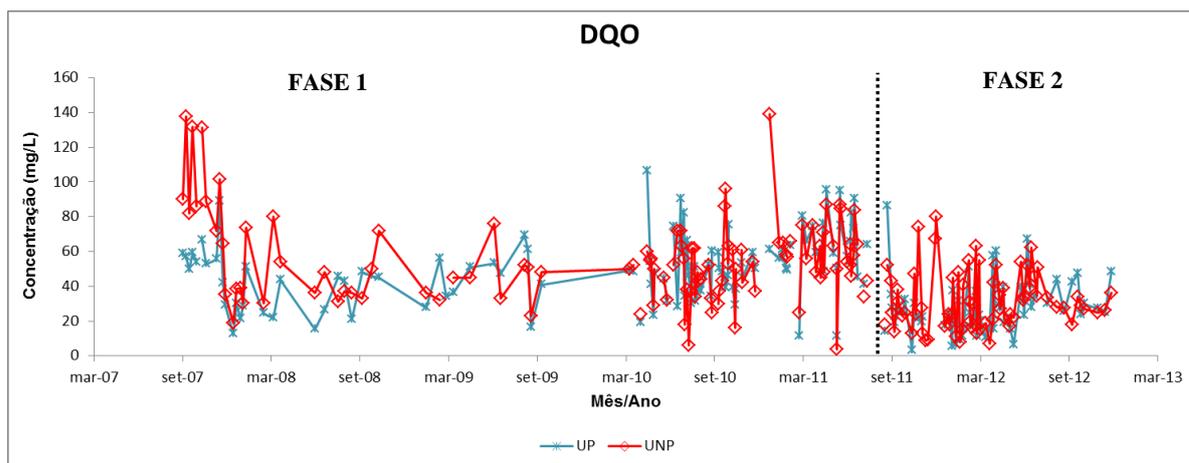
a) Séries temporais de DBO Fase 1: UASB e Fase 2: UASB/FBPA



b) Séries temporais de DBO Fase 1 e 2: UN/UNP



c) Séries temporais de DQO Fase 1: UASB e Fase 2: UASB/FBPA



d) Séries temporais Fase 1 e 2: UN/UNP

Figura 5.3 - Séries temporais das concentrações efluentes de DQO e DBO para Fases 1 e 2

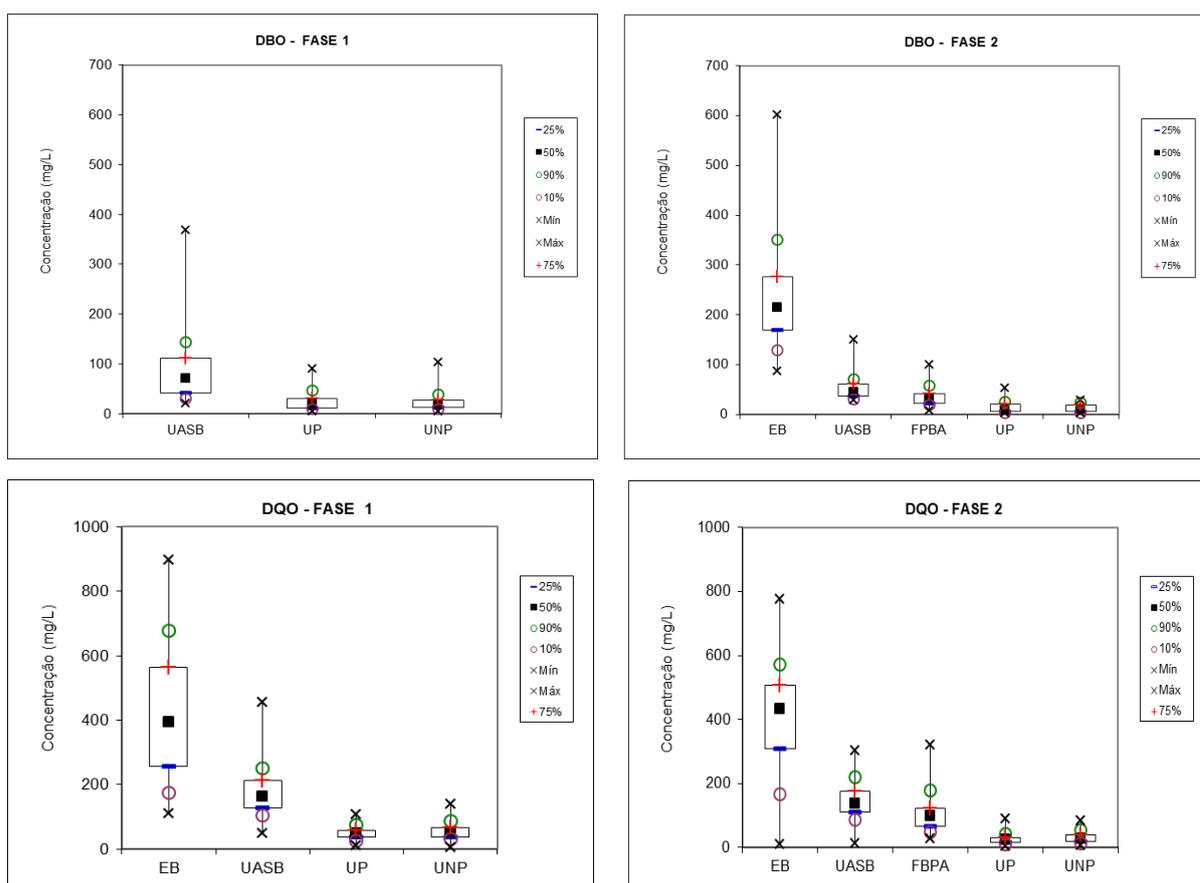


Figura 5.4 - Box-plots das concentrações efluentes de DQO e DBO do reator UASB, FBPA e das UP e UNP

Nos gráficos (Figuras 5.3 e 5.4), é visível a redução das concentrações de matéria orgânica em termos de DBO e DQO no SAC nas duas unidades, quando comparadas com os valores dos

afluentes a essas unidades, ou seja, efluentes do reator UASB e FBPA. Calijuri *et al.* (2009) obtiveram grande diferença entre esses dois parâmetros, com média de 60% para DQO e 80% para DBO₅. Mbuligwe (2004) na Tanzânia, em SAC - EHSS como pós-tratamento de reator UASB, obteve remoção de DQO de 79% para uma unidade plantada e 65% para uma não plantada. Para Zemanová *et al.* (2009), quanto maior o tempo de operação de SAC, maior a eficiência de remoção de matéria orgânica, pois o fator tempo pode ativar e acelerar os processos microbianos heterotróficos.

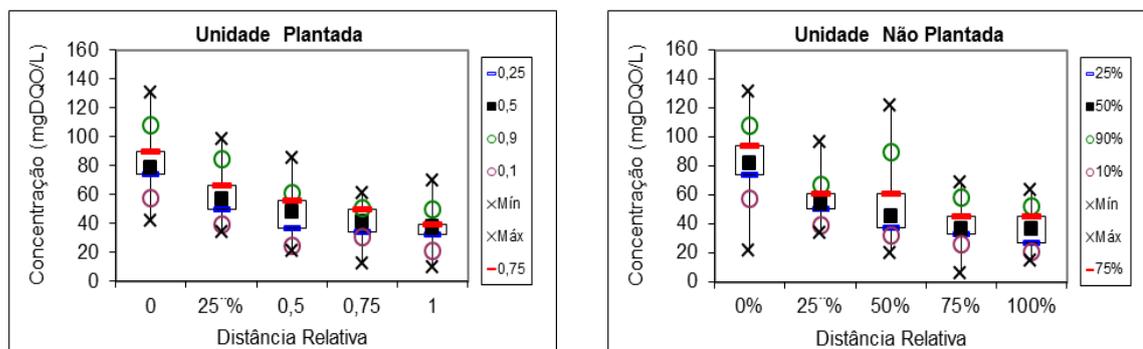
Na análise das séries temporais das unidades do SAC, em seu início de operação, ao começarem a receber efluentes do FBPA, houve elevação na concentração de DBO e DQO, provavelmente pelo fato de o sistema ter ficado sem funcionamento por alguns dias, o que pode ter causado o acúmulo de matéria orgânica. Após esse período de desenvolvimento e adaptação dos microrganismos no meio filtrante, aparentemente, as duas unidades apresentaram comportamento semelhante, mesmo quando ocorreram picos de concentração afluente provenientes do reator UASB, mantendo a baixa concentração efluente final peculiar às unidades.

Na Tabela 5.7, encontram-se os valores médios observados do decaimento da concentração de matéria orgânica (DQO filtrada) ao longo do comprimento das unidades (n=22 dados para cada ponto na Fase 1 e n=20 dados para cada ponto na Fase 2).

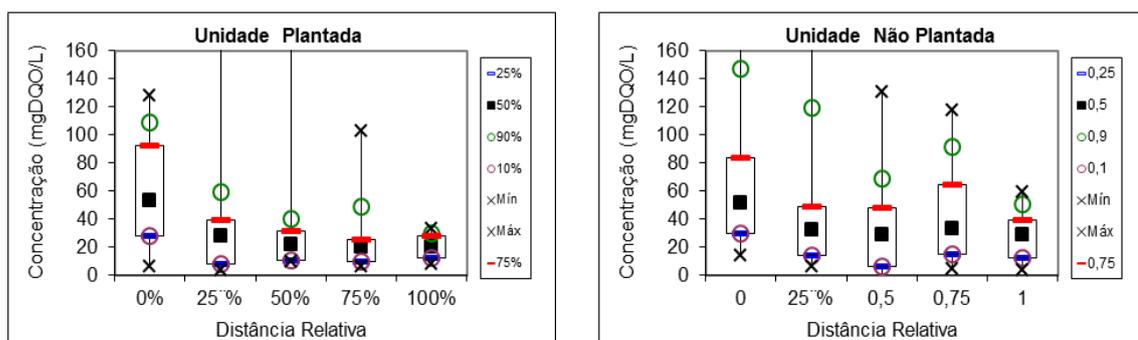
Tabela 5.7 - Valores médios observados do decaimento da concentração de matéria orgânica (DQO filtrada) ao longo das unidades (n=22 dados para cada ponto na Fase 1 e n= 20 para cada ponto na Fase 2)

Distância relativa	Unidade plantada					Unidade não plantada				
	0,00	0,25	0,50	0,75	1,00	0	0,25	0,5	0,75	1,00
Fase 1 - Média (mg.L⁻¹)	81	59	48	41	37	82	57	54	38	37
Fase 2 - Média (mg.L⁻¹)	66	40	38	26	20	70	41	32	45	30

Na Figura 5.5, encontram-se os gráficos Box-plots do decaimento das concentrações de DQO, ao longo das unidades plantada e não plantada.



a) Box-plots do decaimento das concentrações de DQO, ao longo da UP e UNP – Fase 1



b) Box-plots do decaimento das concentrações de DQO, ao longo da UP e UNP – Fase 2

Figura 5.5 - Box-plots do decaimento das concentrações de DQO, ao longo das unidades plantada e não plantada.

Na Figura 5.5, observa-se que as duas unidades do SAC para ambas as fases apresentaram constante remoção de DQO ao longo do sistema, decrescendo do início para o final do leito de tratamento, exceto na unidade não plantada (Fase 2) em que, a distância relativa de 75%, correspondente a 18m do início do leito. Nessa houve aumento da concentração de DQO, provavelmente por causa do acúmulo de material orgânico na parcela correspondente, bem como a quantidade de sólidos e a influência de escoamento superficial.

5.1.3 Sólidos

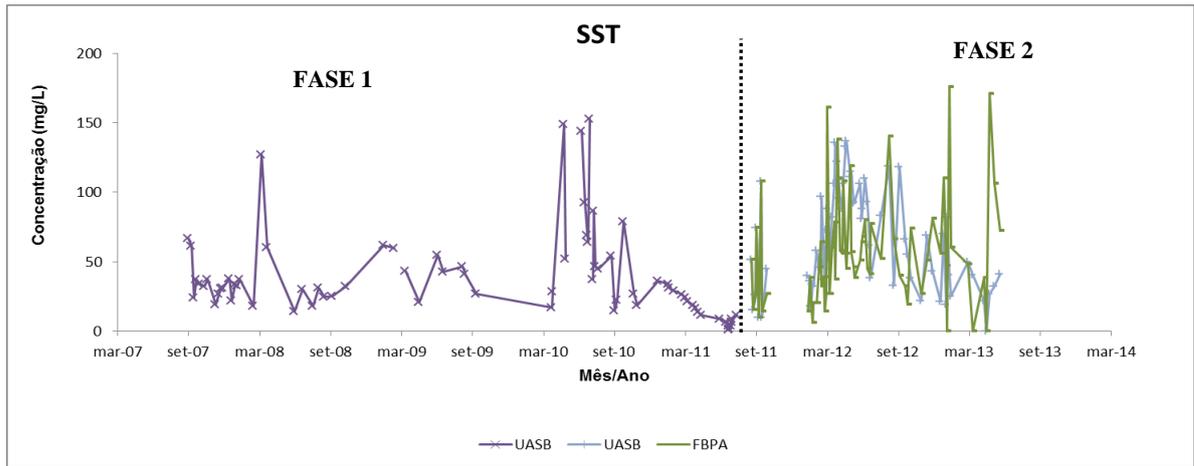
A Tabela 5.8 apresenta os dados relativos à estatística descritiva dos parâmetros correspondentes aos sólidos suspensos (totais, voláteis e fixos) para o efluente do reator UASB e FBPA e efluentes das unidades plantada e não plantada.

Tabela 5.8 - Estatística descritiva dos parâmetros relativos aos sólidos suspensos para o SAC – Fase 1 e Fase 2

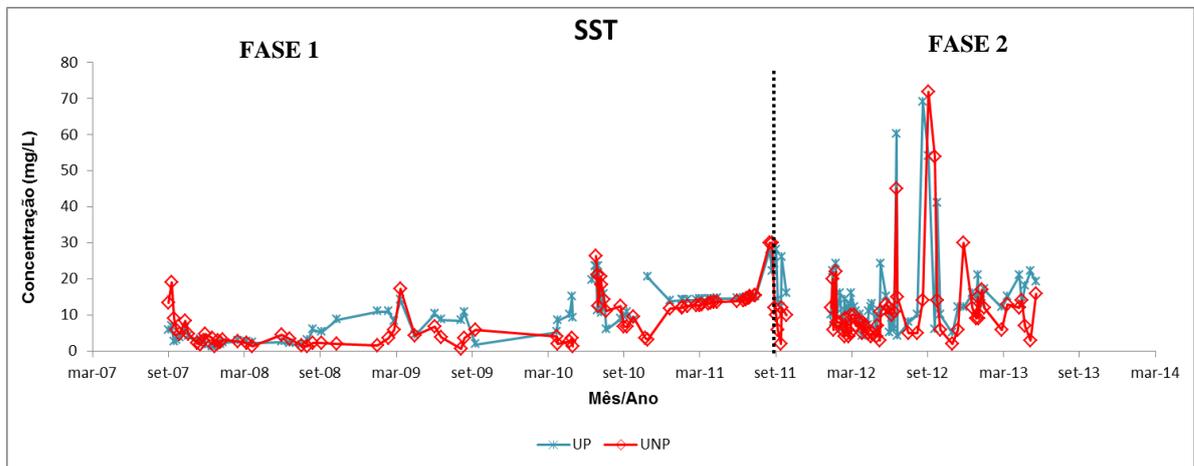
FASE 1	UASB			UP			UNP		
	SST	SSV	SSF	SST	SSV	SSF	SST	SSV	SSF
Número de dados	66	106	146	76	106	144	75	106	142
Mínimo	14	2	0,67	1	0	0	1	0	0
Média	60	37	17	8	4	6	9	4	4
Mediana	43	27	10	8	3	4	6	3	2
Máximo	262	254	169	23	33	27	75	15	29
Coef. Var	0,84	0,70	0,48	0,66	0,99	0,17	1,21	0,87	0,21
Desvio padrão	50,5	36,8	8,3	5,4	4,1	0,8	11,1	3,1	0,8
FASE 2	FBPA			UP			UNP		
	SST	SSV	SSF	SST	SSV	SSF	SST	SSV	SSF
Número de dados	69	57	66	69	57	69	69	57	69
Mínimo	4	95	1	4	67	0	2	52	0
Média	55	33	21	16	8	8	12	7	6
Mediana	47	28	18	13	6	7	10	4	4
Máximo	176	95	80	69	67	52	72	52	36
Coef. Var	0,68	0,66	0,85	0,74	1,12	0,95	0,96	1,33	1,04
Desvio padrão	40,5	21,9	18,3	11,9	9,4	7,5	11,6	9,0	5,9

Exceto para Número de Dados (n°) e Coeficiente de Variação, a unidade é mg.L^{-1}

As Figuras 5.6 e 5.7 mostram as séries temporais e a representação gráfica da estatística descritiva (box-plot) para sólidos suspensos, durante o período monitorado a partir de efluente do UASB e período recebendo efluente do FBPA.



a) Séries temporais de SST Fase 1: UASB e Fase 2: UASB/FBPA



b) Séries temporais ST Fase 1 e 2: UN/UNP

Figura 5.6 - Séries temporais das concentrações efluentes de SST para Fases 1 e 2

Na Figura 5.6 estão apresentadas as concentrações nos gráficos box-plots de SST, SSF e SSV em ambas as fases.

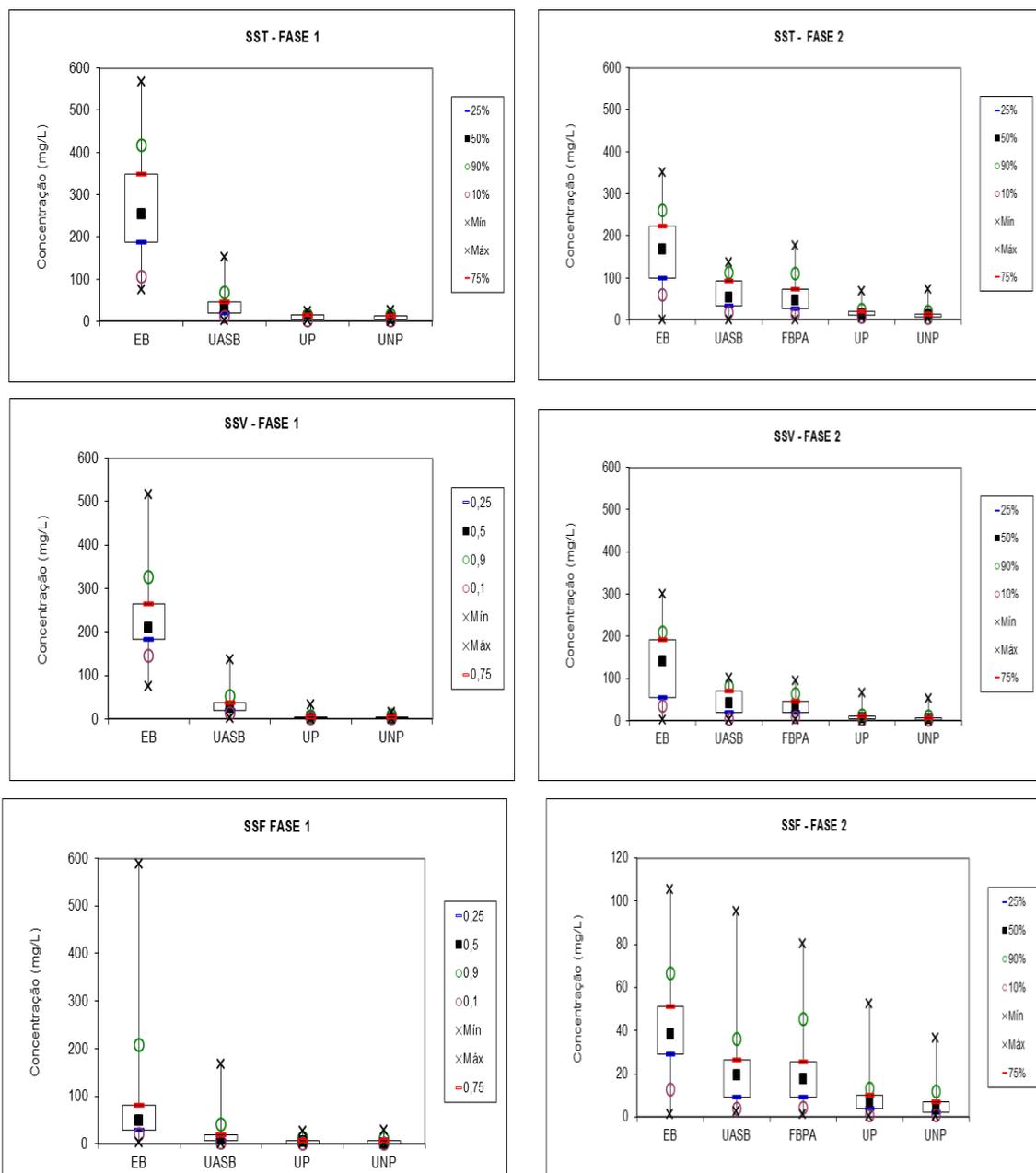


Figura 5.7 - Box-plots das concentrações efluentes de SST, SSF e SSV nas Fases 1 e 2 das UP e UNP

Na Figura 5.7, observa-se nas fases que houve picos de SST, principalmente no período seco, quando os esgotos se encontram mais concentrados. O efluente pode estar diluído por causa das elevadas vazões durante o período de chuvas. Percebe-se pela Figura 5.1, que no mesmo período houve a elevação da concentração de matéria orgânica.

Pela Figura 5.7, nota-se que em ambas as fases, as unidades do SAC foram eficientes em relação à remoção de sólidos totais. Na Fase 1, a concentração de esgoto bruto variou entre 74 e 570 mg.L^{-1} , superiores à Fase 2, apesar das altas concentrações de SST afluentes, as

unidades do SAC apresentaram bons desempenhos, indicando que o sistema, principalmente na Fase 1, foi pouco sensível às variações de carga afluentes.

A unidade plantada obteve eficiência média de remoção para SST em termos de carga de 86% e 90% para a não plantada, recebendo efluente do FBPA (Tabela 5.4) Hench *et al.* (2003) pesquisaram SAC de escoamento horizontal para tratamento secundário e obtiveram valores de eficiência de remoção para SST ,73,3 a 83,5%.

A remoção se dá, devido a uma série de fatores e mecanismos internos, sendo influenciada pela velocidade de percolação da água, a presença de plantas e a granulometria do meio (KADLEC e WALLACE, 2008).

A relação SSV/SST nas duas fases pode ser considerada baixa, sendo encontrado o valor de 0,76 para ambas. Observa-se a redução dessa relação no efluente do SAC, que, provavelmente, se deve ao processo de digestão bioquímica.

Na Figura 5.8, encontra-se o perfil longitudinal de SST e DBO total ao longo das unidades do SAC, na Fase 2.

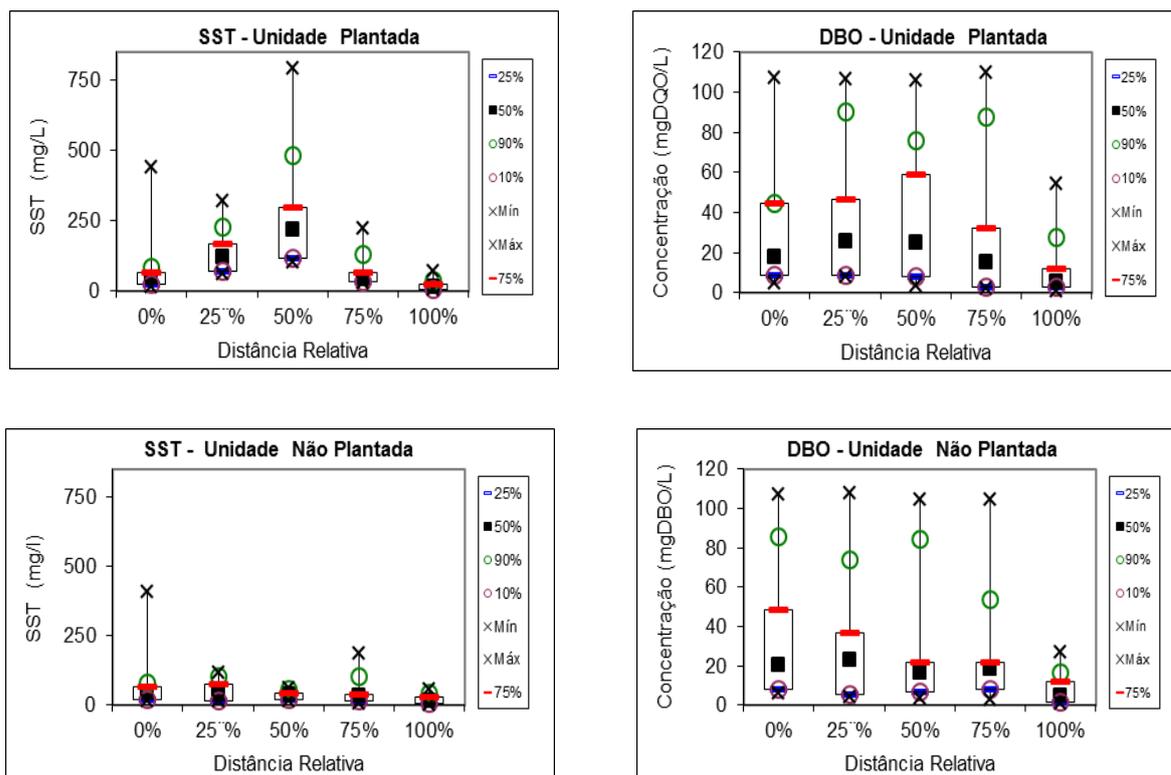


Figura 5.8 – Perfil de SST e DBO ao longo das unidades do SAC – Fase 2

Nota-se que, na unidade plantada, no segundo e terceiro ponto de coleta, houve uma elevada concentração de SST. Fazendo a relação com o perfil de DBO na unidade plantada, percebe-se que nos mesmos pontos ocorreu aumento de matéria orgânica. Quanto maior o teor de matéria orgânica expressa em DBO, maior a concentração de SST, sendo que parte dos SST é incorporada à massa microbiana desenvolvida no meio, enquanto a outra parte fica acumulada nas áreas alagadas construídas (USEPA, 2000 *apud* Carvalho 2010). Ainda segundo Carvalho (2010), os SST e a DBO remanescente no efluente nos SACs não são provenientes dos mesmos materiais lançados no sistema. Provavelmente, esses materiais são convertidos ou produzidos no próprio meio.

Sezerino (2006), depois de 16 meses de operação de um SAC EHSS, constatou indícios de colmatação na porção inicial do filtro, semelhante a esta pesquisa, gerando escoamento superficial. Apesar disso, o autor obteve eficiências de remoção de SST superiores a 80%. Já Bavor *et al.* (1989) relataram em seu estudo que a maior parte dos sólidos foi removida na seção inicial das áreas alagadas construídas.

5.1.4 Nutrientes

5.1.4.1 Nitrogênio

A Tabela 5.9 mostra os dados da estatística descritiva dos parâmetros referentes às espécies de nitrogênio (Nitrogênio Kjeldahl, N-amoniaco e Nitrato) para o efluente do reator UASB e efluentes nas unidades plantada e não plantada.

Tabela 5.9 - Estatística descritiva dos parâmetros relativos a NTK, N- Amoniaco e Nitrato para o SAC – Fase 1 e Fase 2

FASE 1	UASB			UP			UNP		
	NTK	N-Amon.	Nitrato	NTK	N-Amon.	Nitrato	NTK	N-Amon.	Nitrato
Número de dados	132	131	95	122	122	108	126	119	104
Mínimo	6	12	0	6	2	0	9	7	0
Média	32	29	0,06	30	27	0,17	31	28	0,12
Mediana	33	29	0,02	29	27	0,05	31	28	0,10
Máximo	55	53	0,61	55	54	1,36	52	52	1,68
Coef. Var	0,24	0,26	1,57	0,31	0,36	1,83	0,28	0,35	-
Desvio padrão	7,7	7,7	0,1	9,3	9,5	0,3	8,7	9,9	0,2
FASE 2	FBPA			UP			UNP		
	NTK	N-Amon.	Nitrato	NTK	N-Amon.	Nitrato	NTK	N-Amon.	Nitrato
Número de dados	71	76	64	61	69	60	71	77	63
Mínimo	50	8	0,12	2	4	0,00	2	4	0,01
Média	28	24	2,48	22	19	0,26	23	20	0,16
Mediana	30	24	2	23	20	0,1	24	20	0,10
Máximo	38	35	7	37	32	5	37	35	2
Coef. Var	0,24	0,25	0,75	0,37	0,38	3	0,35	0,37	2
Desvio padrão	6,7	6,0	1,85	8,0	7,0	0,74	8,0	7,3	0,26

Exceto para Número de Dados (n°) e Coeficiente de Variação a unidade é mg.L^{-1}

Após quatro anos de operação (Fase 1), foram encontradas médias de remoção de 6% e 3% de NTK para unidades plantada e não plantada, respectivamente. Durante o período do experimento, de aproximadamente dois anos, encontrou-se remoções médias de nutrientes equivalentes a 13% para NTK na unidade com plantas e 6% para a unidade sem plantas.

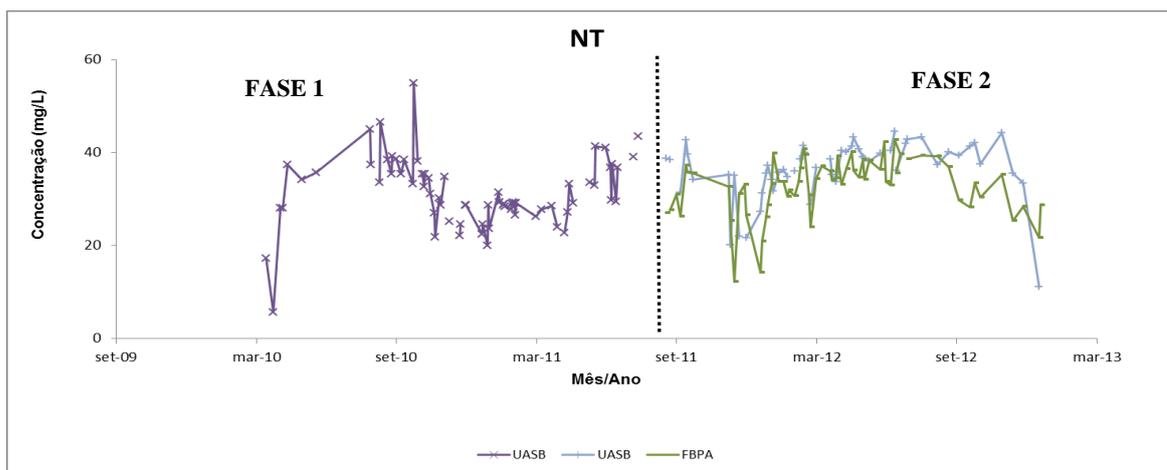
Pode-se dizer que foram remoções muito baixas, porém esses valores sobem para 24 e 26%, respectivamente, quando consideradas as perdas de água médias nos sistemas (Tabela 5.3). Os valores médios de remoção de NTK com o SAC na Fase 2 foram maiores que na Fase 1, cerca de 38% para unidade plantada e 33% para unidade não plantada, o mesmo ocorreu em termo de carga para o nitrogênio amoniacal de 37% e 32% para unidade plantada e não plantada, respectivamente.

Segundo von Sperling (2005), os esgotos domésticos brutos apresentam nitrogênio amoniacal entre 25 mg.L⁻¹ e 30 mg.L⁻¹. Neste trabalho foram encontrados valores de N-Amoniacal na Fase 1 de 24 mg.L⁻¹ e Fase 2 de 26 mg.L⁻¹, dentro da faixa citada.

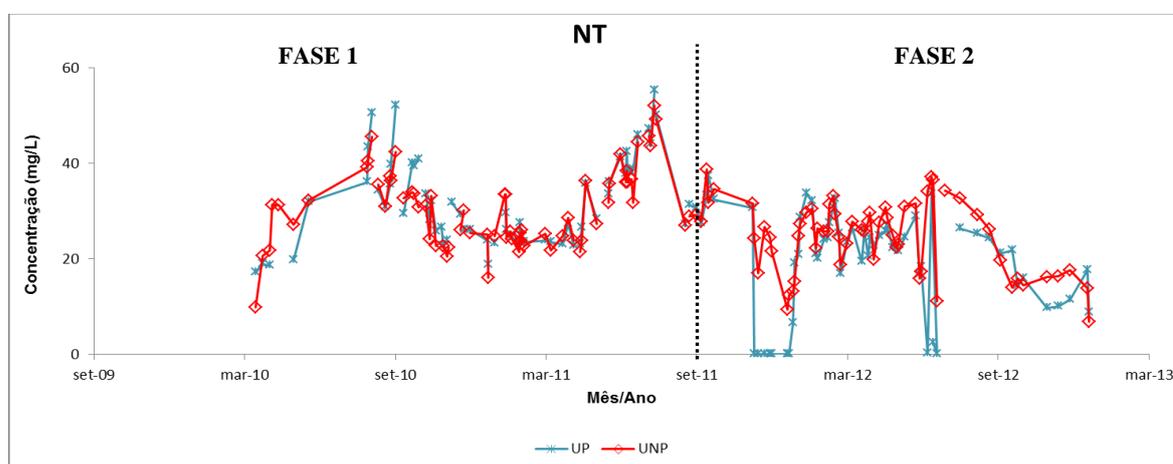
Os valores de eficiência de remoção de nitrogênio apresentados na literatura são bastante amplos e variam de acordo com a carga aplicada, o tempo de operação dos sistemas e o TDH utilizado em cada unidade. Neder (2007), estudando SAC com meio suporte de brita 2 e cultivado com *Typha sp*, encontrou eficiência de remoção de 5,2% do nitrogênio total. Sousa *et al.* (2004), avaliando SAC -EHSS após reator UASB, operando com TDH de 10 dias, obtiveram eficiência média de 66% de remoção de NTK para o primeiro ano de operação da unidade plantada. Esses mesmos autores observaram que o sistema plantado diminuiu sua eficiência, a partir do segundo ano de operação, em função do crescimento e senescência das plantas; e que a unidade controle manteve seu desempenho constante, apesar de menor. Hamersley *et al.* (2001), estudando SACs como tratamento terciário, verificaram redução de 76,3% no teor de N amoniacal.

Calijuri *et al.*(2008), avaliando a remoção de nutrientes em SACs utilizados como pós tratamento de reator UASB, com uso de *Typha* e *Brachiaria*, encontraram eficiência de remoção de NTK entre 22 e 67%. Toniato *et al* (2007) estudaram um SAC para tratamento de águas residuárias num período de 5 meses e encontraram resultados de remoção para NTK de 26% e 16% para nitrato.

A Figura 5.9 mostra as séries temporais para nitrogênio total, durante o período monitorado a partir de efluente do reator UASB e no período recebendo efluente do FBPA.



a) Séries temporais de N Total Fase 1: UASB e Fase 2: UASB/FBPA



b) Séries temporais de N Total, Fase 1 e 2: UN/UNP

Figura 5.9 - Séries temporais das concentrações efluentes de N - Total para Fases 1 e 2

Na Figura 5.9, nota-se que as concentrações efluentes de NT revelaram diferentes comportamentos ao longo do tempo, apresentando maiores valores na Fase 1. Sousa *et al.* (2004) encontraram elevadas oscilações temporais, com remoção de nitrogênio variando entre 60 a 70%, com maiores eficiências nos primeiros anos de funcionamento do sistema, e ao final, de 50 a 60%.

Vymazal (2004) também observou declínio da remoção de nitrogênio no início da operação do sistema estudado e, posteriormente, a elevação de remoção, tal qual notado no presente trabalho. Vários fatores podem influenciar essas oscilações de eficiência temporais, tais como: o ciclo vegetativo (podas), temperaturas, cargas orgânicas aplicadas, dentre outros. Vale salientar que na Fase 2, o esgoto foi submetido ao tratamento no UASB e FBPA e este fato

pode ter influenciado na melhoria do desempenho do SAC nesta fase. A remoção de NT na unidade plantada em ambas as fases foi maior que a não plantada. Esperava-se que na Fase 2, a eficiência de remoção do NT nas unidades do SAC fosse mais elevada, pois o afluente era advindo do FBPA, onde a nitrificação deveria ser mais intensa, o que não ocorreu.

Na Figura 5.10 estão apresentadas as concentrações efluentes de NT, NTK, N- Amoniacal, Nitrito e Nitrato nos gráficos box-plot das Fases 1 e 2.

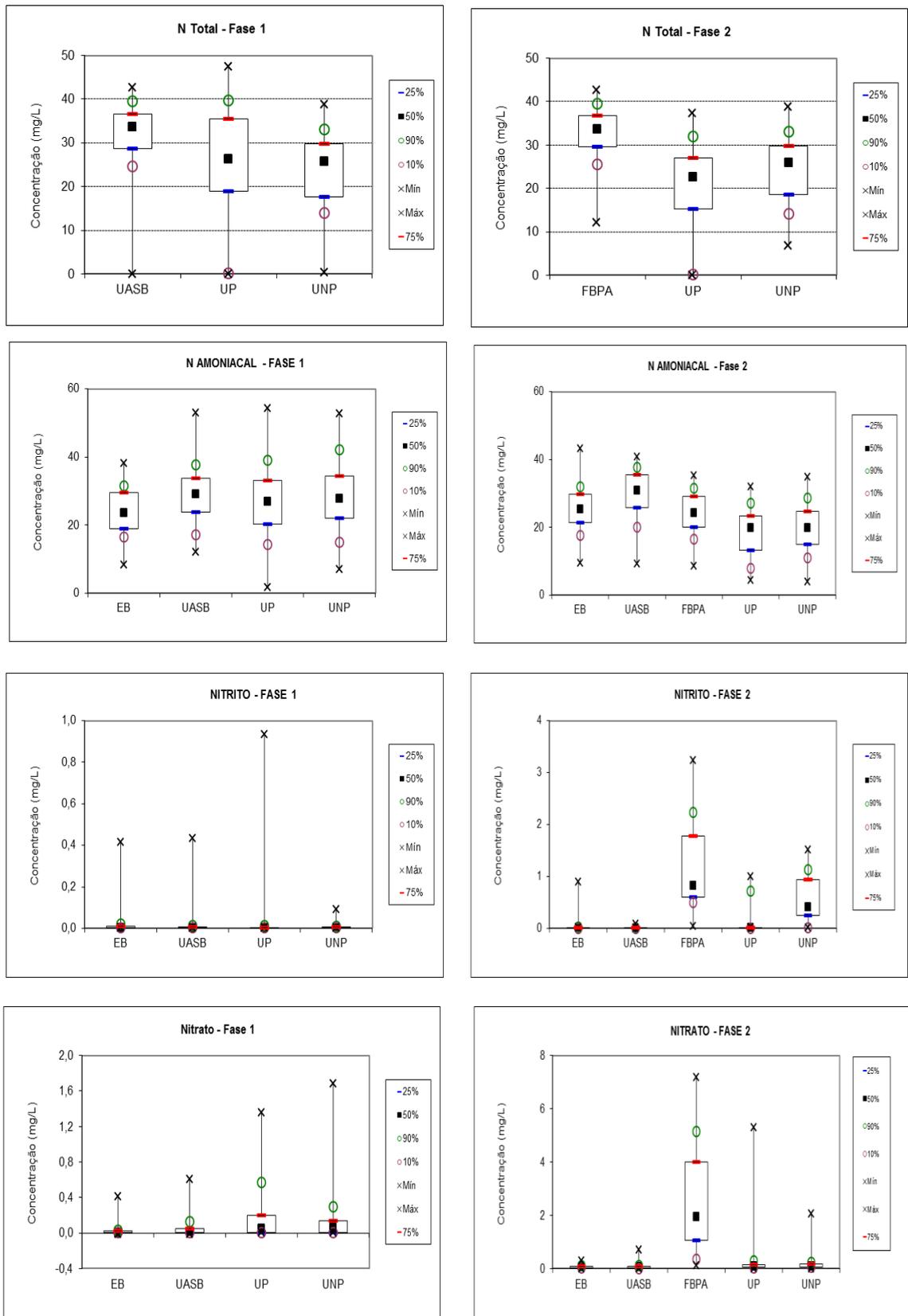


Figura 5.10 - Box-plots das concentrações efluentes de NT, NTK, N- Amoniaca, Nitrito e Nitrito Fase 1 e Fase 2

Observa-se, através da Figura 5.10, as eficiências de remoção ou conversão de cada fração do NT, bem como que, para a concentração de nitrato, houve uma elevação do reator UASB para as unidades do SAC, sendo que a unidade não plantada apresentou maiores concentrações.

O aumento da concentração de N-Amoniacal do afluente no reator UASB certamente ocorreu devido à transformação do N-Orgânico em N-Amoniacal pelo processo de amonificação, o que explica também a redução do N-Orgânico durante a passagem pelo sistema de tratamento. As eficiências médias de remoção de NTK, na Fase 1, foram de 6% e 3% para unidade plantada e não plantada, respectivamente. Ocorreu elevação na Fase 2 para a eficiência média de remoção do NTK de 21% para unidade plantada e 18% para unidade não plantada.

Observa-se na Figura 5.10 que, na unidade plantada, houve maior remoção de nitrogênio amoniacal em termos de concentração efluente e, conseqüentemente, remoção significativa de nitrato em relação à unidade não plantada. Fazendo a relação DQO/NT para a Fase 2 (UP = 1,16 e UNP = 1,31), percebe-se maior predominância da nitrificação em relação à oxidação da matéria orgânica nesta fase. Todavia, nota-se pelos valores de N-Amoniacal que a principal via de remoção deste não foi a nitrificação, provavelmente houve absorção pelas plantas (este assunto será abordado no item 5.2) e acumulação do material retido no meio suporte. A remoção de nitrato foi relativamente semelhante em ambas as unidades do SAC, e esse fato pode advir do desenvolvimento das bactérias desnitrificantes, uma vez que a maior parte da nitrificação pode ter ocorrido no FBPA.

A presença de nitrato no afluente provavelmente se deve à ocorrência desta pequena nitrificação no FBPA. Valentim (2003) encontrou valores da concentração final de nitrato variando entre 0,7 a 1,8 mg. L⁻¹, com TDH de 1,0 d. A concentração efluente de nitrato nesta pesquisa foi de 0,25 mg.L⁻¹ e 0,15 mg.L⁻¹, para UP e UNP, respectivamente. Lin *et al* (2002) citam que os SACs plantados tendem a ser mais eficientes na remoção de nutrientes do que os não plantados.

Análises de contagem de bactérias nitrificantes e desnitrificantes foram realizadas em quatro momentos, entre 2008 e 2012, nas duas unidades do SAC, plantada e não plantada, conforme mostra a Tabela 5.10.

Tabela 5.10- Concentração de bactérias nitrificantes e desnitrificantes nas unidades plantada e não plantada

Unidade	Bactérias Nitrificantes NMP/mL		Bactérias Desnitrificantes NMP/mL
	<i>Bactérias oxidadoras de amônia</i>	<i>Bactérias oxidadoras de nitrito</i>	
Período: 2009/2008			
SAC - UP	$1,7 \times 10^5$	$1,6 \times 10^7$	$2,8 \times 10^{11}$
SAC - UNP	$1,7 \times 10^4$	$7,9 \times 10^3$	$1,7 \times 10^{23}$
Período: Ago/ 11			
SAC - UP	$9,2 \times 10^4$	$>1,6 \times 10^5$	$1,6 \times 10^3$
SAC - UNP	$1,6 \times 10^4$	$>1,6 \times 10^5$	$>1,6 \times 10^5$
Período: Mar/12			
SAC - UP	$>1,6 \times 10^5$	$>1,8 \times 10^7$	$>1,6 \times 10^5$
SAC - UNP	$>1,6 \times 10^5$	$>1,8 \times 10^7$	$>1,6 \times 10^5$

Na Tabela de 5.10, pode-se observar que ocorreram oscilações na presença de bactérias nitrificantes e desnitrificantes no decorrer do tempo de operação do sistema. Segundo Hernandez e Mitsch (2007), citados por Lohmann (2011), há influência na idade do SAC em relação ao desenvolvimento de bactérias desnitrificantes. Nota-se que, na maioria das tabelas apresentadas anteriormente, a unidade não plantada apresentou maior quantidade de bactérias desnitrificantes. Correlacionando com a Figura 5.9, percebe-se que o nitrato tem concentração mais elevada na unidade plantada do que na não plantada. Segundo De Paoli (2010), esse fato pode ser em função da altura do ponto amostrado no leito das duas unidades, onde havia, provavelmente, maior concentração de oxigênio para a UNP do que na UP, ocorrendo nesta a formação de maiores zonas anóxicas.

Na Figura 5.11, encontra-se o perfil longitudinal de N-amoniaco, nitrito e nitrato ao longo das unidades do SAC, na Fase 2.

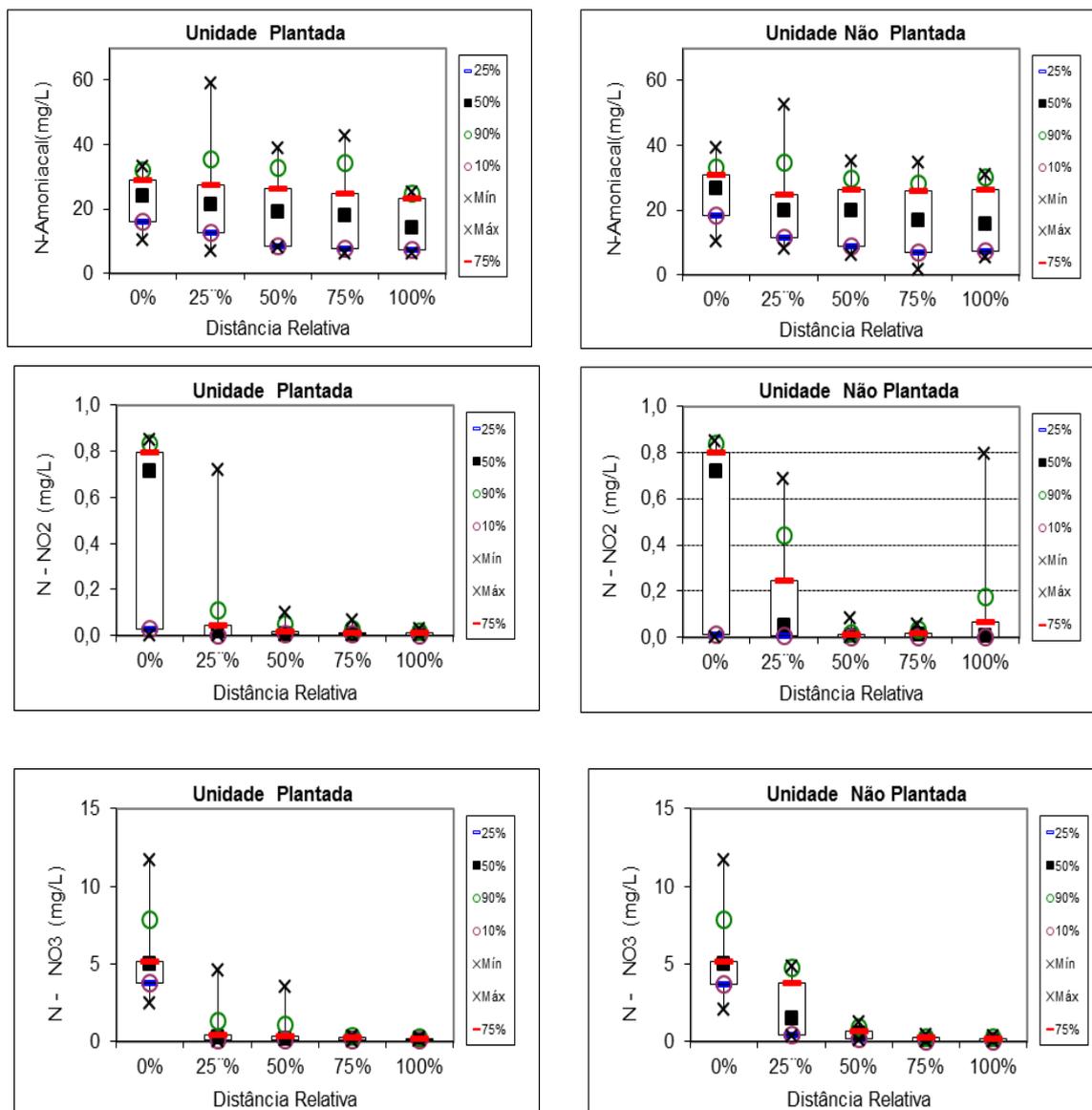
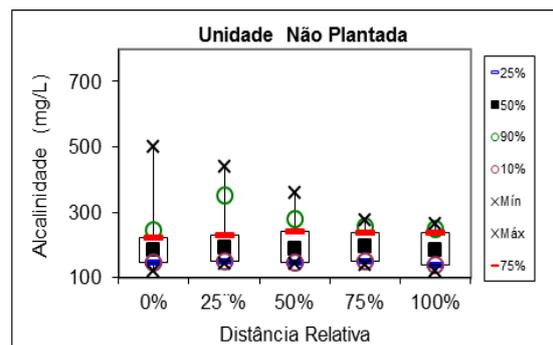
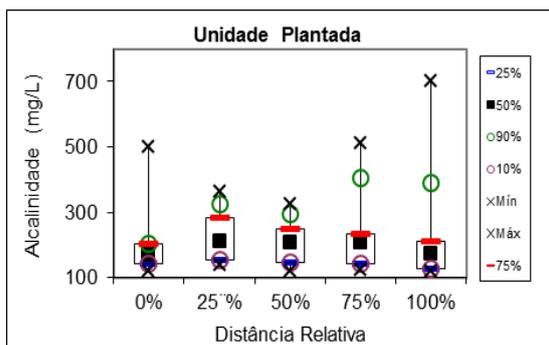
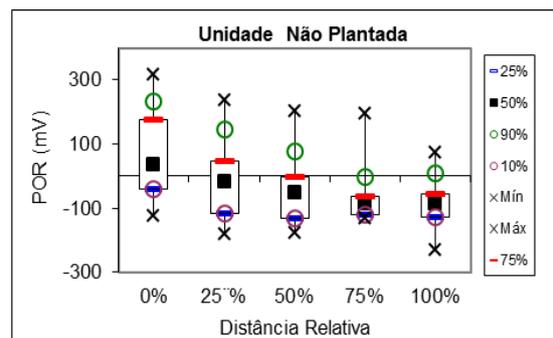
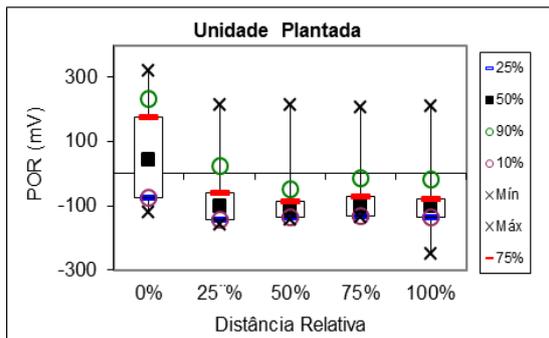
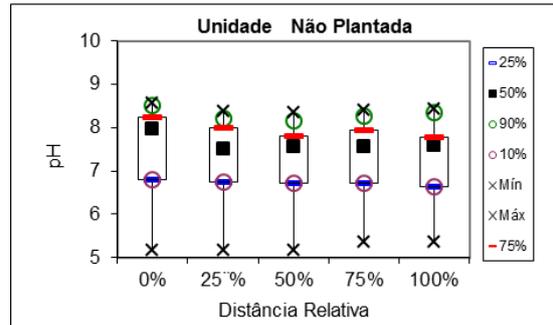
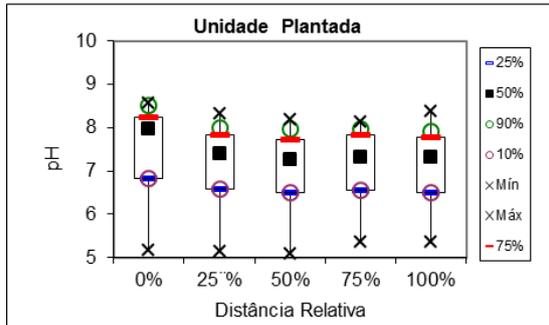
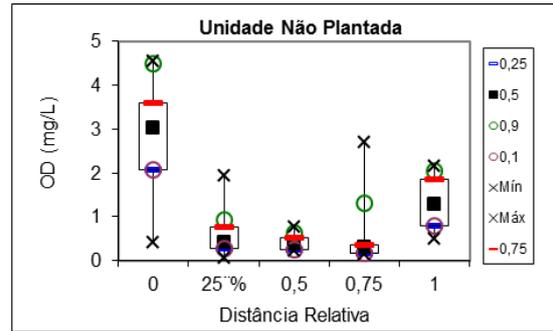
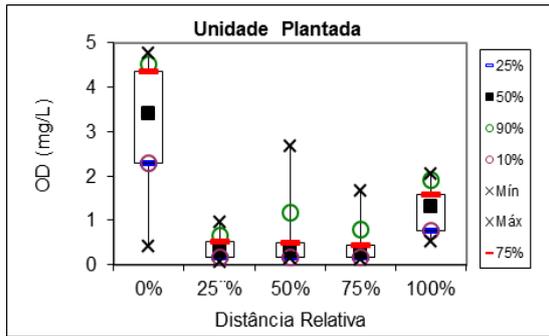


Figura 5.11 – Perfil longitudinal de N- Amoniaca, Nitrito e Nitrato ao longo das unidades do SAC – Fase 2

Nota-se na Figura 5.11 que os perfis de N- Amoniaca, nitrito e nitrato indicam um decréscimo das concentrações ao longo das unidades, apontando possível nitrificação parcial e desnitrificação.

Na Figura 5.12, encontram-se os Perfis de Oxigênio Dissolvido, pH, Potencial Redox, Alcalinidade e Condutividade Elétrica ao longo das unidades do SAC, na Fase 2.



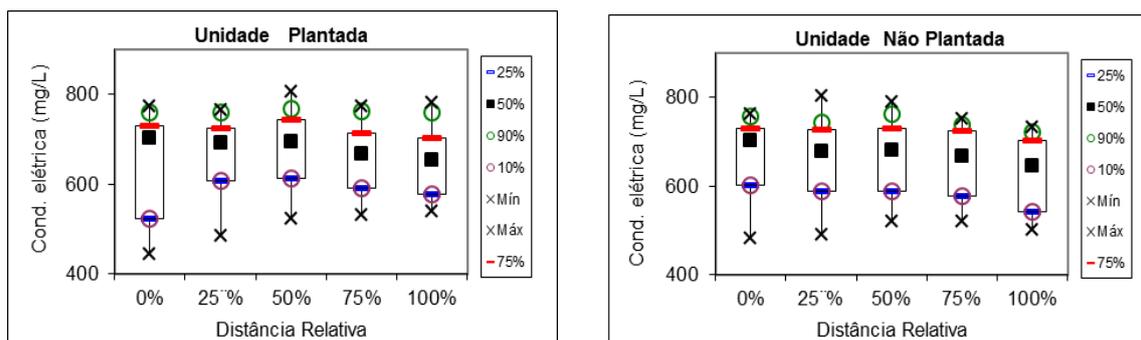


Figura 5.12 – Perfil longitudinal de Oxigênio Dissolvido, pH , Potencial Redox, Alcalinidade e Condutividade Elétrica ao longo das unidades do SAC – Fase 2

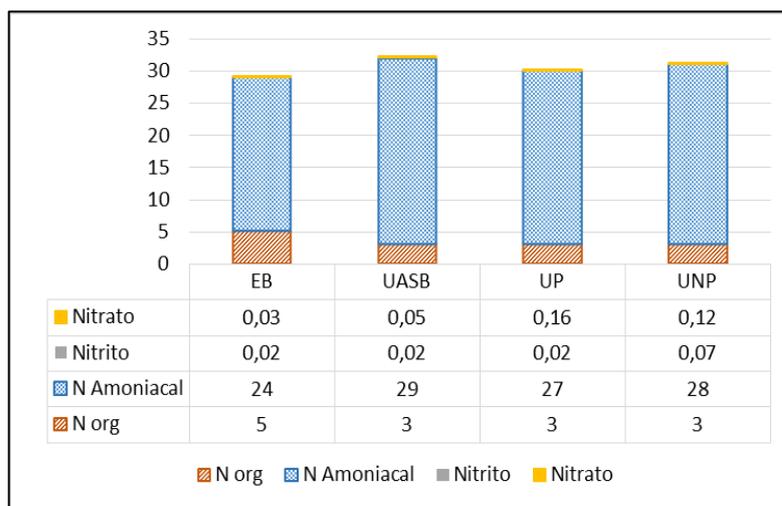
A faixa de pH recomendada pela IWA (2000) para nitrificação é 7,5-8,6, sendo que abaixo do valor inferior da faixa tem-se uma rápida diminuição na nitrificação. Nas unidades, a média do pH no perfil foi cerca de 7,4 e 7,5 para UP e UNP, respectivamente. Em faixas de pH entre 6,5 e 8,0, ocorre intensificação da nitrificação e desnitrificação (Tao e Wang, 2009) e, acima de 8,5, intensificação da volatilização da amônia (Vymazal, 2007). Apesar de os perfis das unidades manterem a faixa de pH ótima para a realização do processo de nitrificação e desnitrificação, este fato não ocorreu intensamente, pois dependia de outros fatores que influenciariam o processo.

A nitrificação ocorre em condições aeróbias. Observando a Figura 5.12, percebe-se que há semelhança nas concentrações de OD nas unidades, porém menores valores de nitrito (Figura 5.10) foram observados na UP, provavelmente além da remoção pela nitrificação (que foi pequena). Segundo van Kaick (2002), as bactérias se aderem às plantas, recebendo oxigênio que foi conduzido do caule e folhas até as raízes. Uma parcela do oxigênio pode sair do sistema radicular, espalhando-se ao redor da rizosfera, propiciando oxigenação para os sedimentos e criando condições para a degradação da matéria orgânica e para o crescimento de bactérias nitrificantes (PARESCHI, 2004 *apud* SCHÖN, 2011). Observa-se também que a concentração média de OD eleva no ponto final do perfil longitudinal, o que pode ter ocorrido devido à oxigenação (aeração) da amostra durante a coleta.

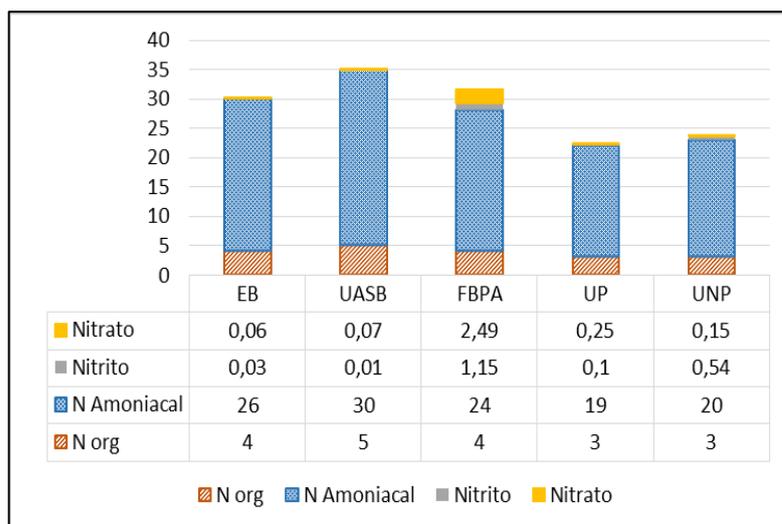
Segundo Bitton (2005), temperaturas mais altas parecem favoráveis ao desenvolvimento das bactérias nitrificantes, sendo 25° a 30° C a faixa considerada ótima. Apesar de a temperatura permanecer na faixa ótima, entre 22° e 27° C, e o pH na faixa de 7,5 e 8,5, observou-se baixa capacidade de nitrificação do SAC em ambas as unidades. Provavelmente, este fato ocorreu pelas baixas concentrações de OD no SAC. Através do perfil de Potencial Redox (POR),

nota-se a predominância das condições anaeróbias e também anóxicas, favorecendo a desnitrificação. Matos *et al* (2010), avaliando SAC vegetado com taboa e tratando águas residuárias de suinocultura, observou nos primeiros 12m (maior percurso) condições anóxicas/aeróbias. Na presente pesquisa, encontrou-se, nos primeiros 6 metros na UNP, condições aeróbias.

Na Figura 5.13 encontra-se a distribuição média das formas de nitrogênio nas concentrações efluentes para as Fases 1 e 2.



a) *Distribuição média das formas de nitrogênio para as Fases 1*



b) *Distribuição média das formas de nitrogênio para as Fases 2*

Figura 5.13 - Distribuição média das formas de nitrogênio nas concentrações efluentes para as Fases 1 e 2

Análises de contagem de bactérias nitrificantes e desnitrificantes foram realizadas em quatro momentos, entre 2008 e 2012, nas duas unidades do SACs, plantada e não plantada, conforme mostra a Tabela 5.10.

Os maiores valores de concentração média de alcalinidade foram encontrados no perfil da UP, onde provavelmente a desnitrificação foi mais intensa, devido à predominância de condições anóxicas no meio. Para a condutividade elétrica, ambas as unidades apresentaram comportamentos semelhantes nos perfis. Segundo Metcalf e Eddy (2003), as variações na condutividade elétrica ocorrem devido a alterações no número de íons presentes nos processos de nitrificação e desnitrificação.

5.1.4.2 Fósforo

A Tabela 5.11 mostra os dados referentes à estatística descritiva dos parâmetros correspondentes a P – Total na Fase 1 e Fase 2 .

Tabela 5.11 - Estatística descritiva dos parâmetros relativos a P–Total – Fase 1 e Fase 2

	FASE 1			FASE 2			
	UASB	UP	UNP	UASB	FBPA	UP	UNP
Número de dados	61	65	65	37	45	35	45
Mínimo	0,2	0,0	0,1	0,01	0,04	0,10	0,07
Média	3	2	2	4,1	4,0	1,3	1,3
Mediana	2,4	2,3	2,3	3,9	4,2	1,0	0,9
Máximo	10,1	7,1	7,9	6,64	7,09	4,5	5,18
Coef. Var	0,71	0,80	0,72	0,38	0,39	0,75	0,88
Desvio padrão	2,3	1,9	1,7	1,6	1,6	1,0	1,1

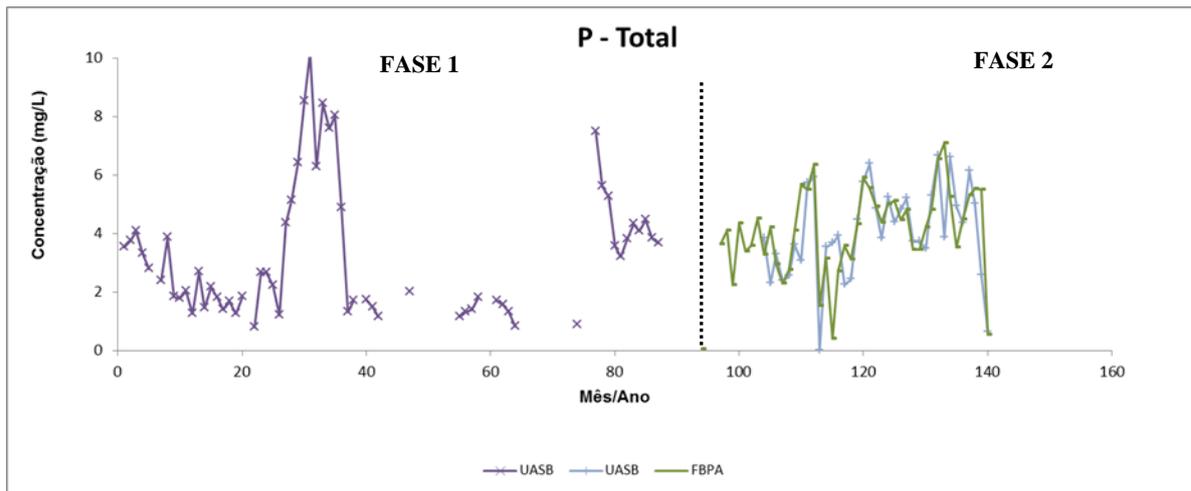
Exceto para Número de Dados (n^o) e Coeficiente de Variação, a unidade é mg.L⁻¹.

Para o fósforo total foi atingida remoção média de 33% para a unidade plantada e 66 % para unidade não plantada, não havendo diferença estatística nas concentrações efluentes para as duas unidades. Quando essa análise de eficiência é realizada, baseando-se na diferença de cargas, os valores sobem para 48% para a UP e 73% para a UNP.

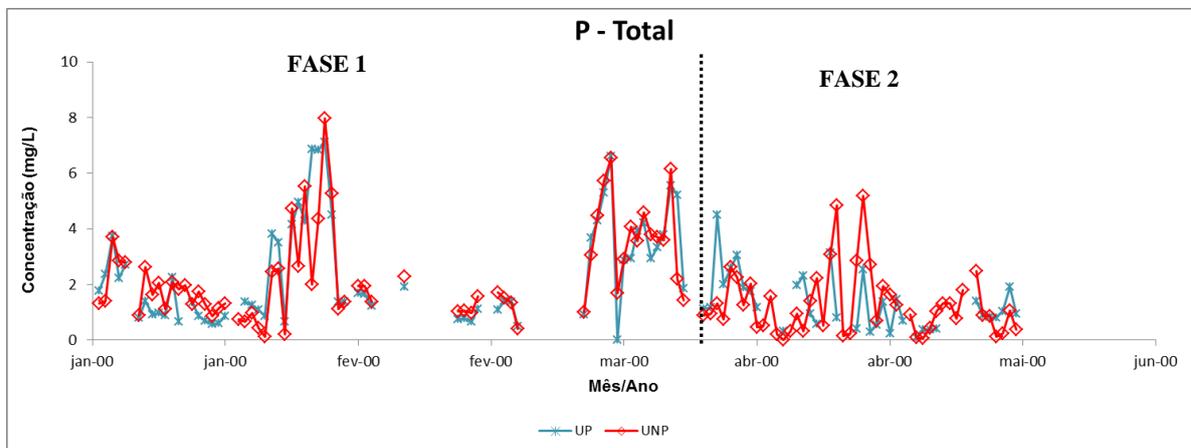
A eficiência de remoção média na fase 2 foi maior se comparada à Fase 1, com valores em termos de concentração final de 66% e 65% para as unidades plantada e não plantada, dando destaque para a remoção do fósforo na unidade plantada, que na Fase 1 foi de apenas 33 %. Valentim (2003), pesquisando SAC cultivado com *Typha sp.*, obteve resultados de eficiência de remoção média superiores a 23±36 %, trabalhando com tempo de detenção variando entre

2 e 4 dias. Tunçsiper *et al.* (2004) obtiveram eficiência média de remoção de P-Total de 38 % em SAC cultivado com *Typha latifolia*, com tempo (t) variando de 0,75 a 2,93 dias.

As Figuras 5.14 e 5.15 mostram as séries temporais e a representação gráfica da estatística descritiva (box-plot) para fósforo durante o período monitorado a partir de efluente do UASB e período recebendo efluente do FBPA.



a) Séries temporais de P Total Fase 1: UASB e Fase 2: UASB/FBPA



b) Séries temporais de P Total, Fase 1 e 2: UN/UNP

Figura 5.14 - Séries temporais das concentrações efluentes de P - Total para Fases 1 e 2

Notam-se variações na concentração do P – Total em ambas as fases para UASB e FBPA com alguns picos de elevações, apresentando menores eficiências na Fase 1 na concentração efluente do UASB. Rodrigues (2008) encontrou eficiências de remoção de fósforo, estudando tratamento de águas residuárias de suinocultura em reator UASB de 28 a 30% com TDH de

72 h e 25% com TDH de 36h, mostrando que o P-Total não é bem removido no UASB. As UP e UNP também tiveram comportamentos semelhantes para as duas fases, com médias de eficiências de concentração efluente de 42 e 39% para UP e UNP na Fase 1, e 68% para ambas as unidades na Fase 2.

Na Figura 5.15, encontram-se os box-plots das concentrações efluentes de P – Total para as Fases 1 e 2.

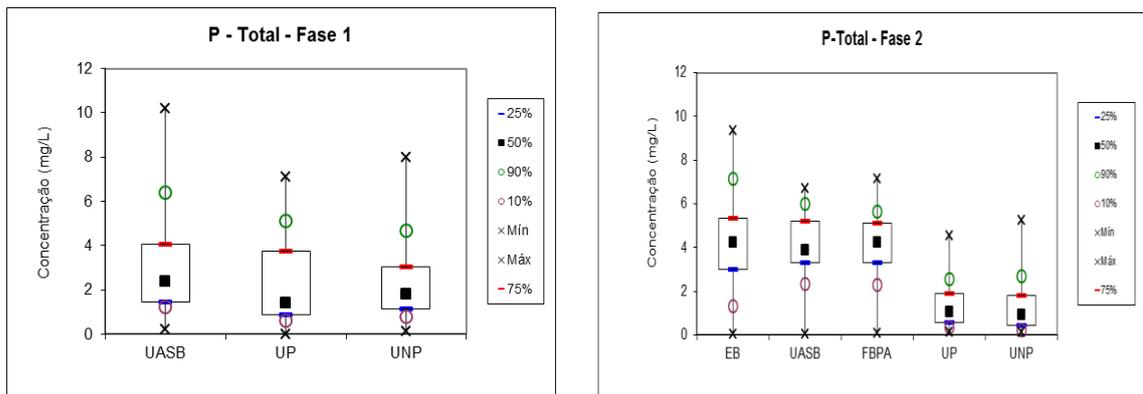


Figura 5.15 - Box-plots das concentrações efluentes de P – Total - Fases 1 e 2

Através da Figura 5.15, nota-se concentrações médias semelhantes de fósforo na unidade plantada e não plantada, demonstrando que as plantas absorveram pouco fósforo¹.

Na Figura 5.16, encontram-se os perfis longitudinais de P - Total ao longo das unidades do SAC – Fase 2.

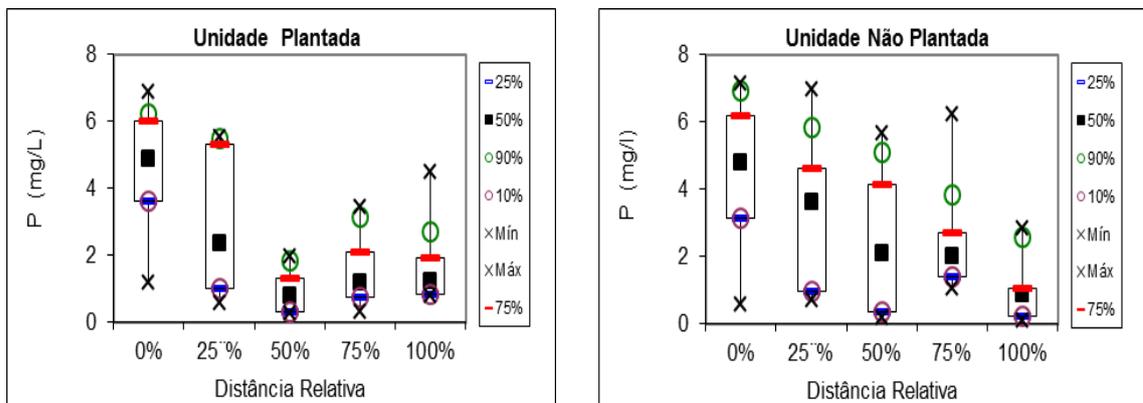


Figura 5.16 – Perfil de P - Total ao longo das unidades do SAC – Fase 2

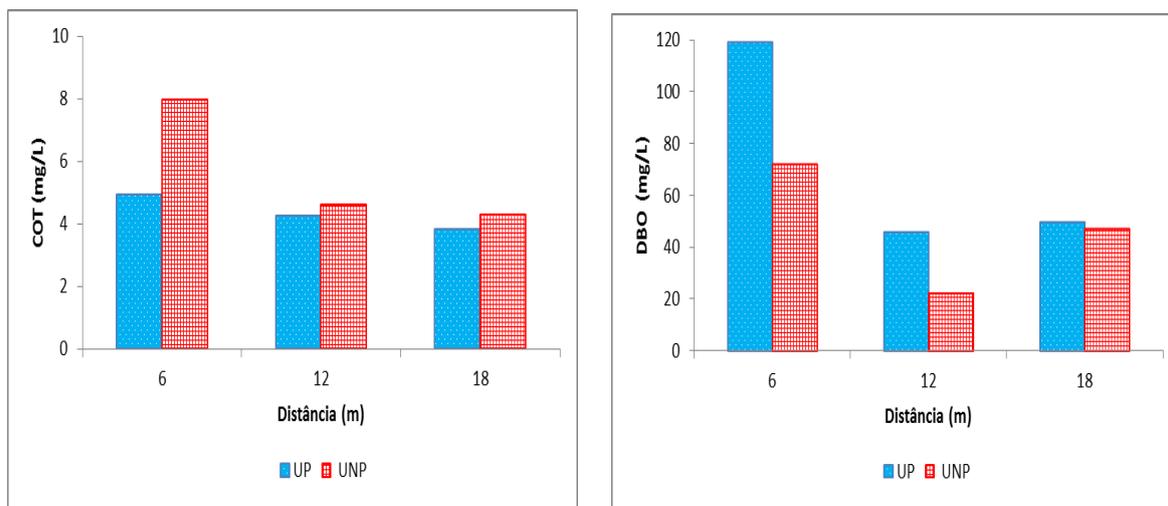
¹ Verificar item 5.2.

Pela Figura 5.16, nota-se que as menores concentrações de fósforo ocorrem ao longo da unidade plantada, podendo-se atribuir uma pequena parcela de tais remoções à absorção pelas plantas. Segundo Philippi e Sezerino (2004), macrófitas e microrganismos utilizam o macronutriente em seu metabolismo, por isso desempenham papel importante em alagados construídos. Para Reddy (1993), em SACs, a remoção de fósforo pode atingir cerca de 95% nos primeiros anos de operação.

A remoção de fósforo em SAC ocorre através da cristalização, após o mesmo ser liberado com a decomposição de plantas e pelo fosfato recalcitrante, que é separado do líquido residente e acumulado no sistema (CARVALHO, 2010).

5.1.4.3 Análises do meio suporte

A Figura 5.17 traz os resultados do Carbono Orgânico Total (COT), DBO, SST e P-Total no biofilme aderido ao meio suporte das unidades do SAC.



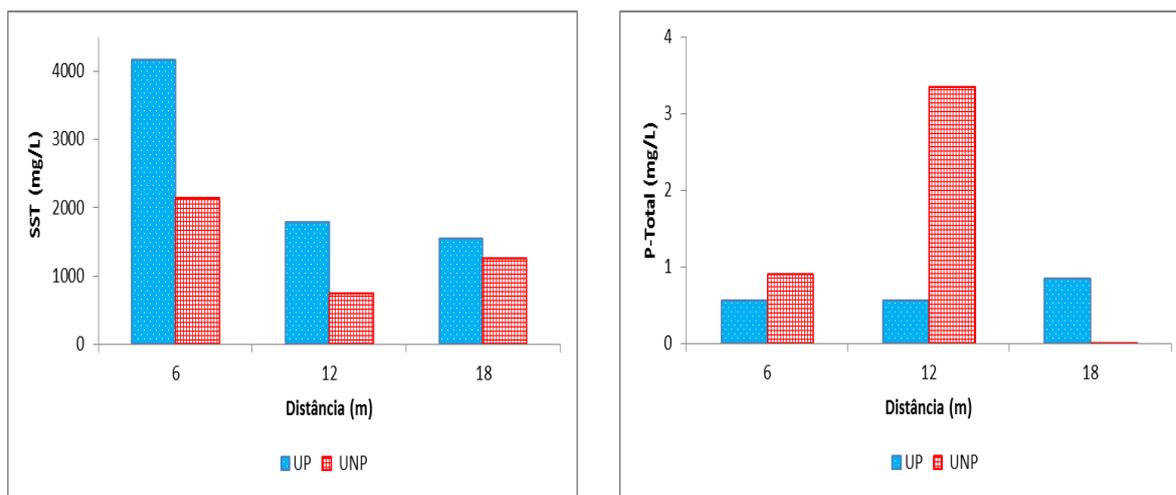


Figura 5.17 – Carbono Orgânico Total (COT), DBO, SST e P-Total no biofilme aderido ao meio suporte das unidades do SAC

Na Figura 5.17, nota-se que, em ambas as unidades, o maior valor de COT se encontra na primeira parcela, provavelmente devido ao acúmulo de matéria orgânica e SST. A presença de COT no meio suporte foi observada em maior concentração na unidade não plantada. Este fato se deve à fixação do carbono pelas plantas, fazendo com que ocorra redução deste elemento no meio suporte. Segundo Stottmeister *et al.* (2003), a zona da raiz das plantas é a mais ativa, onde ocorrem os processos químicos e biológicos, com a interação de plantas, microrganismos e sedimento. Os autores ainda citam que a remoção de carbono e nitrogênio, é realizada por diferentes processos microbianos dentro do rizoma.

Apesar de o material absorvido pelas raízes das plantas ajudar no desenvolvimento de microrganismos que decompõem matéria orgânica, observa-se a DBO com maiores concentrações na unidade plantada. Esta unidade apresentou menor eficiência de remoção da concentração efluente com média de 63%. Assim, pode-se evidenciar que a parte da matéria orgânica ficou retida no meio suporte. Vale ressaltar também a presença das folhas das plantas que caem no leito e se decompõe, podendo elevar o valor de DBO no meio, o mesmo fato aconteceu com o SST que estatisticamente apresentou diferença significativa entre as unidades, demonstrando que a UNP funcionou como um filtro.

Para P-Total houve elevação representativa da concentração média no ponto localizado nos 12 metros da unidade não plantada, indicando que o meio provavelmente encontra-se saturado,

impedindo a adsorção do P-Total. Se o afluente fosse drenado com maior rapidez até a saída, haveria menor tempo para que ocorresse a adsorção do P- Total no material filtrante.

Kadlec e Wallace (2009) citam que o material filtrante de SACs tem tendência a absorver e adsorver o fósforo até atingir o estágio de saturação. Lorion (2001) afirma que a maior parte do fosfato dos efluentes é removida através da retenção de sedimentos, quando em pH alcalinos, ocorre a precipitação do fosfato, assim como de alguns metais.

5.1.5 Comparação estatística entre a unidade plantada e a não plantada

Na Tabela 5.12, encontra-se os resultados do teste estatístico de Wilcoxon para as cargas médias da UP e UNP – Fase 1 e 2.

Tabela 5.12 - Resultado do teste de Wilcoxon para as medianas das concentrações e cargas efluentes das unidades plantada e não plantada – Fases 1 e 2

FASE 1				
Parâmetros	Valor de <i>p</i> (concentrações)	Significativamente diferente?	Valor de <i>p</i> (cargas)	Significativamente diferente?
DBO	0,9850	Não	0,1841	Não
DQO	0,0559	Não	0,0074	Sim
SST	0,9527	Não	0,9903	Não
N - Total	0,4008	Não	0,0609	Não
P - Total	0,1114	Não	0,3037	Não
FASE 2				
Parâmetros	Valor de <i>p</i> (concentrações)	Significativamente diferente?	Valor de <i>p</i> (cargas)	Significativamente diferente?
DBO	0,9850	Não	0,8193	Não
DQO	0,0559	Não	0,1742	Não
SST	0,9527	Não	0,0004	Sim
N - Total	0,0000	Sim	0,0000	Sim
P - Total	0,1114	Não	0,0287	Sim

$p \leq 0,05$: medianas das concentrações efluentes das unidades plantada e não plantada são significativamente diferentes.

$p \geq 0,05$: medianas das concentrações efluentes das unidades plantada e não plantada não são significativamente diferentes.

Constata-se através da Tabela 5.12 que não houve diferença estatística significativa entre as unidades do SAC, em termos de concentrações efluentes, na Fase 1. Fia (2009), estudando quatro SACs cultivados com *Typha latifolia* e quatro com capim tifton-85 e uma unidade sem vegetação, utilizando efluentes de suinocultura, observou-se que não houve diferença estatística entre os SACs relativos a SST, sendo que as médias de remoção de SST variaram

entre 84 e 90% e para DBO, as diferenças estatísticas foram entre apenas duas unidades plantadas e a unidade controle. Nesse caso, as eficiências variaram entre 66 a 82%. Avelar (2008), pesquisando dois SACs como pós-tratamento de Reator Anaeróbio Compartimentado, cultivados com *Typha sp.* e *Eleocharis sp.*, e um sem vegetação, constatou que a presença de vegetação nos SACs não foi um fator determinante, pois o comportamento de uma unidade plantada e da não plantada foi muito próximo na maioria dos parâmetros.

Observa-se na Tabela 5.12 que houve diferença significativa em termos de cargas removidas, para os parâmetros de SST, N - Total e P - Total na Fase 2, entre as unidades plantadas e não plantada. A diferença em termos de DQO (Fase 1) pode ser evidenciada na Figura 5.2. A eficiência de remoção em termos de cargas de SST com o afluente advindo do FBPA diminuiu em relação ao afluente do UASB, sendo que a diferença de eficiência para a unidade plantada e não plantada foi de 78% e 83%, respectivamente, na Fase 2. Verifica-se que, apesar de não haver diferença estatística entre as médias de SST, houve tendência de maior remoção na unidade não plantada.

5.1.6 Evolução de escoamento superficial sobre o leito

Um dos grandes problemas operacionais dos SAC relaciona-se à colmatação, que gera um aumento da perda de carga e redução da condutividade hidráulica, podendo, eventualmente, conduzir a escoamento superficial, a partir do início do leito. É evidente o maior escoamento superficial na unidade plantada (Figura 5.18), fato que pode ter ocorrido devido às raízes da *Typha latifolia* contribuírem para a criação de biomassa em seu entorno, fazendo com que houvesse maior colmatação.

De Paoli (2010) evidenciou, no seu estudo que trata desse mesmo sistema que, no início do leito, a contribuição de sólidos voláteis pelas plantas na unidade plantada foi duas vezes maior que a encontrada na unidade não plantada. Também a contribuição de sólidos fixos pelas plantas foi quase três vezes do que a encontrada na unidade não plantada, no início da unidade. A colmatação foi bastante acelerada em um período em que o reator UASB estava em obras de manutenção, operando sem o separador trifásico. Neste período, houve uma elevada perda de sólidos, os quais ficaram retidos nas unidades do SAC. Na Fase 2, houve redução do escoamento superficial, sendo que esse fato pode estar relacionado à baixa

concentração de sólidos afluentes nas unidades, fazendo com que houvesse menor obstrução na entrada das unidades.

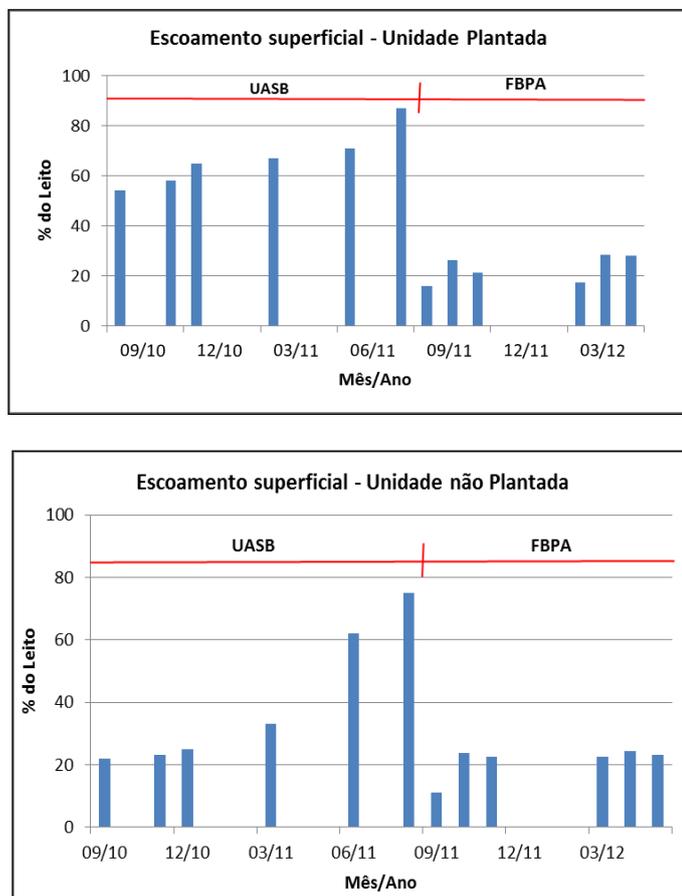


Figura 5.18 – Porcentagem do comprimento das unidades plantada e não plantada que apresenta escoamento superficial nas Fases 1 (efluente de reator UASB) e 2 (efluente de FBPA)

Percebe-se que houve uma diminuição do escoamento superficial no leito das unidades do SAC, recebendo efluente do FBPA, isto decorre, provavelmente, devido à parada do sistema por alguns períodos para manutenções (como podas e limpeza de vegetações invasoras) e nivelamento das vazões afluentes e também, como foi dito, pelo baixo aporte de sólidos afluentes ao SAC.

5.2 Avaliação do papel da vegetação na remoção de poluentes, comparando as unidades plantada e não plantada

5.2.1 Operação do SAC

A sequência dos eventos ocorridos desde a partida do sistema (anterior à presente tese) e durante o período de monitoramento dos sistemas envolvendo as plantas está descrita na Tabela 5.13.

Tabela 5.13 - Sequência de eventos durante o período de operação do SAC

Evento	Data	Dia na sequência
Partida	20/06/07	01
Plantio	01/07/07	12
Primeiros brotos e rizomas	24/07/07	35
Início do monitoramento físico-químico	20/09/07	93
Primeiras plantas floridas	12/11/07	146
Primeira poda das plantas	14/02/08	240
Segunda poda das plantas	11/06/08	358
Terceira poda das plantas	11/03/09	541
Quarta poda das plantas	11/06/09	631
Quinta poda das plantas	01/10/09	835
Sexta poda das plantas	17/12/09	912
Sétima poda das plantas	05/05/10	1051
Oitava poda das plantas	01/08/10	1139
Décima poda das plantas	14/12/10	1274
Retirada das flores do SAC	15/03/11	1365
Décima primeira poda das plantas	02/08/11	1505
Ligação do SAC ao FBPA	30/08/11	1533
Décima segunda poda	06/12/11	1631
Décima terceira poda	06/02/12	1693
Décima quarta poda	14/03/12	1730
Décima quinta poda	30/07/12	1868
Coleta Foliar	13/09/12	1913
Coleta Foliar	08/11/12	1969
Décima sexta poda	20/12/12	2011
Coleta Foliar	28/02/13	2081
Coleta Foliar	24/04/13	2136
Décima sétima poda	03/07/13	2206

Como se percebe pela Figura 5.19, o crescimento não foi homogêneo ao longo de todo o leito, sendo necessário o replantio em alguns pontos, conforme Dornelas (2008).



Figura 5.19 - Disposição das plantas durante o plantio no leito filtrante
Fonte: Dornelas (2008).

No mês de novembro de 2007, foram identificadas as primeiras flores da cultura de taboa na unidade plantada, como mostrado na Figura 5.20, demonstrando que a cultura estava atingindo seu estágio de maturidade.



Figura 5.20 – Primeiras flores da cultura de taboa
Fonte: Dornelas (2008).

A Figura 5.21 mostra a característica da vegetação em distintos momentos dos anos de 2007 a 2013.



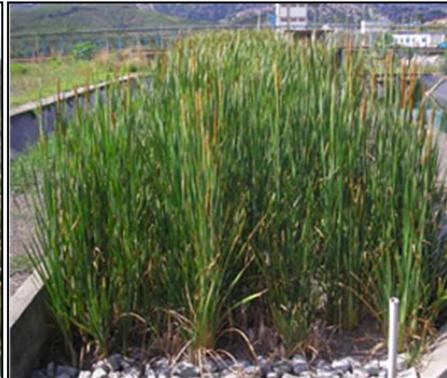
a) Ano 2007



b) Ano 2008



c) Ano 2009



d) Ano 2010



e) Ano 2011



f) Ano 2012



g) 2013

Figura 5.21– Característica da vegetação do ano de 2007 a 2013

Fonte: Dornelas (2008); De Paoli (2009); Costa (2013)

Dornelas (2008) destaca que, no princípio da operação do sistema, as plantas localizadas próximas ao início do leito de distribuição não cresceram como as demais, ao longo do sistema plantado. Entretanto, observou-se comportamento inverso após a segunda poda realizada. A partir do terceiro ano de operação do sistema, observou-se que a vegetação ficou mais viçosa no início do leito. As Figuras 5.22 e 5.23 mostram essas duas características distintas do desenvolvimento da taboa da região inicial ao final do leito.



Figura 5.22 - Diferença de densidade de ocupação da taboa ao longo do leito em períodos de operação diferentes: a) distribuição homogênea e b) distribuição variada

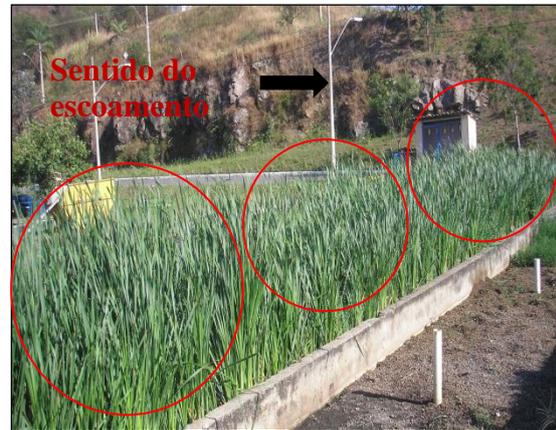


Figura 5.23 - Diferença de densidade de ocupação da taboa ao longo do leito nos anos de 2010 e 2011

As podas foram realizadas manualmente assim que ocorreu a inflorescência das taboas (Figura 5.24). O corte foi realizado a 20 cm do solo.

No começo do ano de 2012, foram notadas falhas entre as taboas, por isso foi feito o replantio de mudas nessa unidade. Quando foi realizada a poda no SAC na unidade vegetada também se efetuou a poda no tanque para medição da evapotranspiração, para que houvesse comparação entre o tanque e a unidade plantada.



Figura 5.24 - Detalhes do SAC no período de remoção da biomassa da taboa na unidade plantada e no tanque para medição da evapotranspiração

Foram observadas clorose (condição de uma planta, em que as suas folhas não produzem clorofila suficiente) e queimação nas folhas da taboa (Figura 5.25), ao longo do leito da unidade vegetada. Esses sintomas, provavelmente, podem advir da exposição da vegetação a altas cargas de nutrientes.



Figura 5.25 - Detalhes do sintoma de toxicidade nas taboas (clorose e queimação das folhas)

Brasil (2005), avaliando SAC vegetado com taboa, observou sintomas de fitotoxicidade na zona de distribuição de afluente. Os sintomas ocorreram no dia seguinte à interrupção do fluxo contínuo no sistema, devido à manutenção na bomba de recalque. Para este autor, bem

como nesta pesquisa, os problemas de fitossanidade apresentados nas plantas durante a operação do sistema não comprometeram o desenvolvimento delas e nem o desempenho do sistema.

Fia (2008), pesquisando SACs, utilizando *Typha sp.* e *Alternanthera philoxeroides* para tratamento de águas residuárias da lavagem e descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro, observou que após três dias de aplicação do efluente, as plantas cultivadas na parte inicial do leito apresentaram sinais de queima foliar e senescência. O autor aponta que, provavelmente, isto ocorreu em consequência da alta concentração de sais naturalmente presentes nas águas residuárias.

Na Figura 5.26 observa-se o crescimento da *Typha latifolia* no SAC, (UP) mostrando a altura total das plantas (parte aérea, a partir do meio suporte) nas quatro parcelas divididas ao longo da unidade plantada – Fase 2. Vale ressaltar que a unidade plantada foi dividida em quatro parcelas (espaços entre os tubos, entrada e saída) ao longo do leito (Figura 4.17), onde foi realizada as medições das alturas e contagem das folhas.

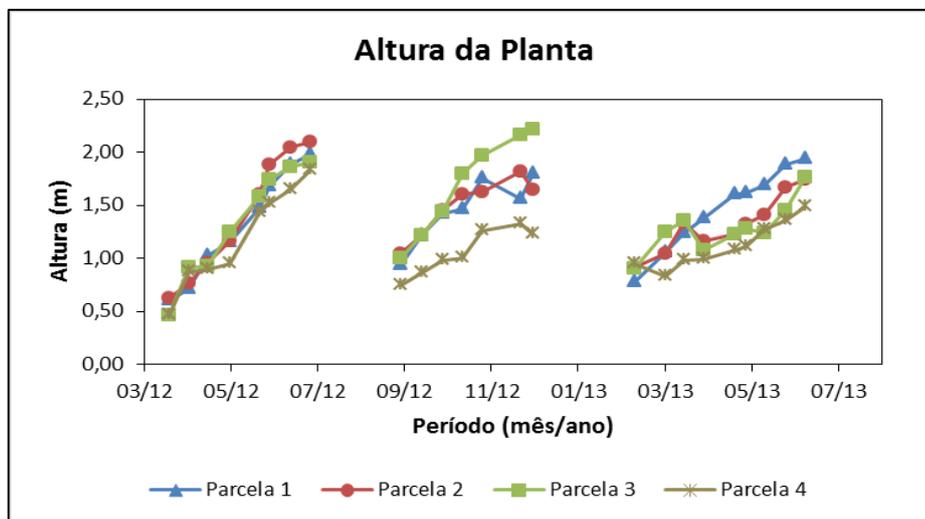


Figura 5.26 - Crescimento da *Typha latifolia* (taboa), na unidade plantada - Fase 2

Nota-se um relativamente maior desenvolvimento nas primeiras parcelas da unidade, onde as plantas têm maior contato com os nutrientes, quando comparadas à última parcela, em que provavelmente houve menor captura foliar de nutrientes pelas plantas. As plantas não atingiram o valor de crescimento máximo descrito em literaturas neste período. Assim, o

crescimento foi aproximado com uma relação linear. O crescimento médio foi de 1,03 cm.dia⁻¹.

Na Figura 5.27, encontram-se as médias das alturas da *Typha latifolia*, em cada parcela, sem considerar a parte em contato com o meio suporte (pseudocaule), do SAC, na Fase 2.

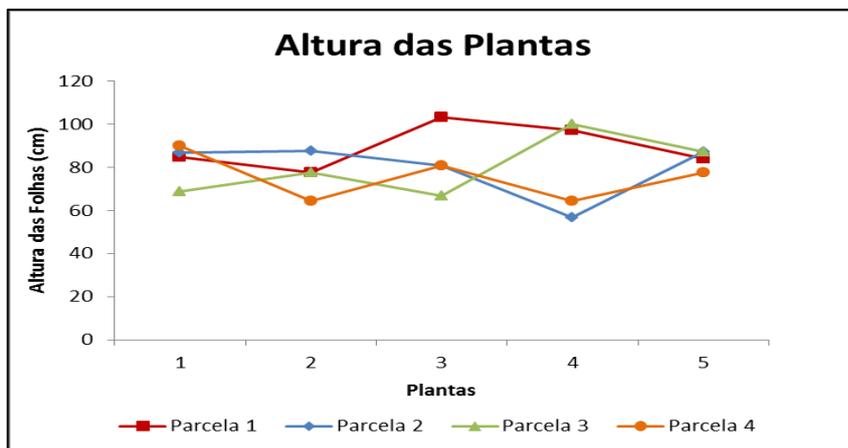


Figura 5.27 Média das alturas das plantas de *Typha latifolia* (Taboa), no SAC - Fase 2

Observa-se que, das cinco plantas medidas em cada parcela do SAC (perfazendo um total de vinte plantas), as maiores médias de altura das folhas acima do pseudocaule encontram-se na primeira parcela, confirmando a ideia de que, provavelmente, isto ocorreu devido à maior disponibilização de nutrientes e matéria orgânica. Esse fato também pode ser reportado quanto à média do número de folhas que pode ser constatado claramente na Figura 5.28, sendo que as maiores médias foram encontradas nas primeiras parcelas.

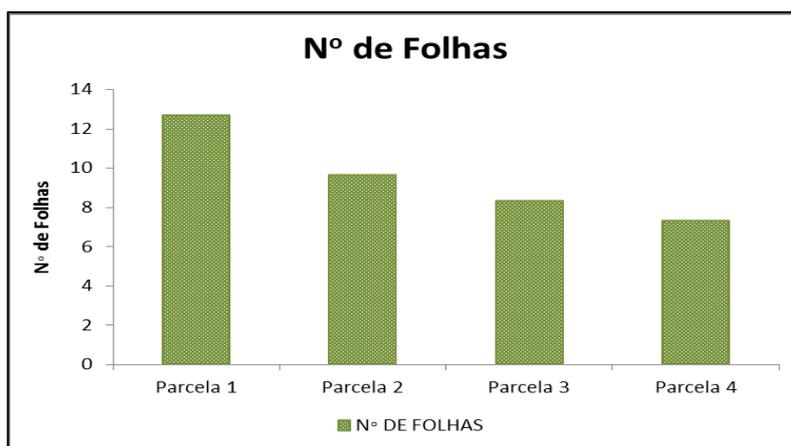


Figura 5.28 Média do número de folhas por planta - *Typha latifolia* (Taboa), no SAC - Fase 2

Para partida do sistema (setembro de 2007), foi utilizada uma densidade de 4,0 plantas por m², densidade sugerida por Reed *et al.* (2005) citado por Dornelas (2008). Reed *et al.* (2005) cita que esta densidade deve ser respeitada, pois a dispersão das plantas pelos rizomas aumenta o número de indivíduos com o tempo.

No final da pesquisa, em setembro de 2013, foram quantificadas 3,5 plantas por m² e valor médio de 9,5 folhas por planta (após dois meses da última poda). A diminuição no número de plantas por m² provavelmente ocorreu devido à presença de vegetações invasoras que foram, em determinados períodos da pesquisa (exemplo: fevereiro de 2013) e em alguns trechos das parcelas da unidade do SAC, dominantes em relação à taboa. Desse modo, foi necessário fazer o replantio com propágulos constituídos de plantas completas, ou seja, os rizomas e a parte aérea.

De acordo com Mavioso (2010), *Typha latifolia* (Taboa), são planta herbácea, aquática ou palustre, com caules mais ou menos eretos com 1,5 a 3 metros altura, 0,9 a 2 cm de diâmetro no centro e 0,3 a 0,6 cm perto das flores, folhas basais retas, dísticas (que estão dispostas ao longo de um eixo comum, no mesmo plano, mas em duas séries de posições opostas) e lineares, que podem atingir em alguns casos, 15 mm de largura.

A parte aérea é composta também por um pseudocaulo (espécie de caule constituído de bainhas foliares muito grandes e superpostas). A altura média dos pseudocaulos foi cerca de 18,5 cm, com diâmetro médio de 11,2 cm e a produção de matéria úmida de 5,49 g.m⁻².d⁻¹ e matéria seca de 1,42 g.m⁻².d⁻¹.

Na Figura 5.29, encontra-se o resumo de algumas médias quantificadas no final da pesquisa (setembro de 2013).

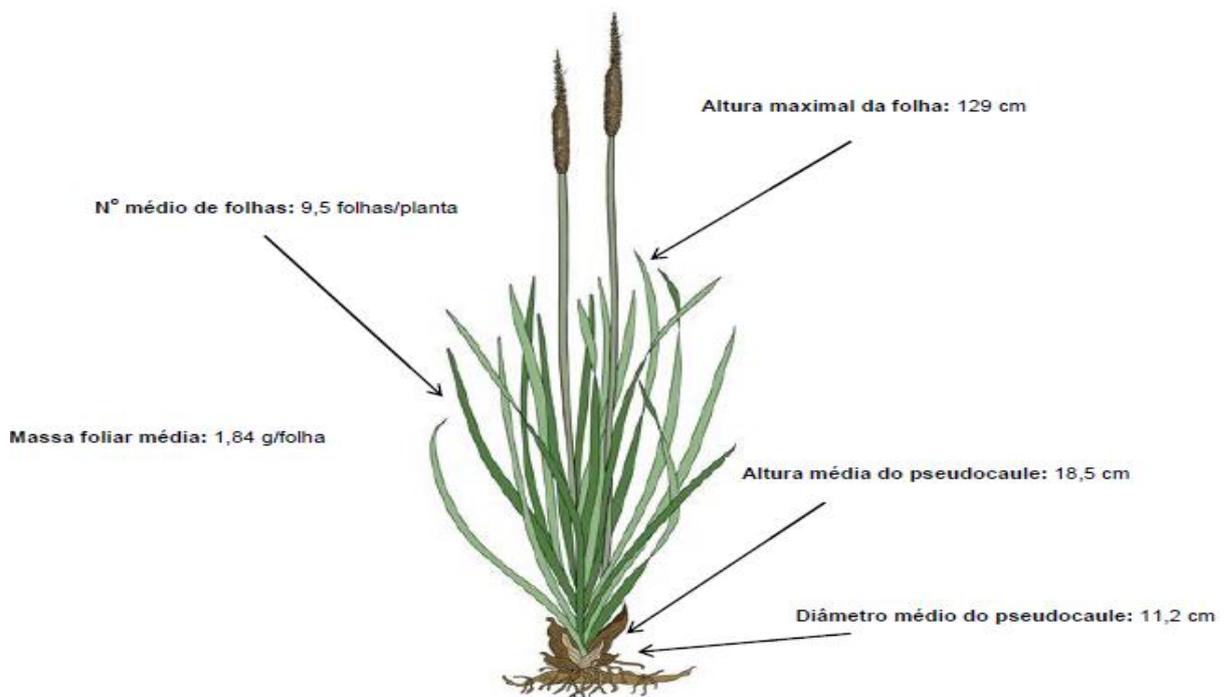


Figura 5.29 - Médias quantificadas da *Typha latifolia* (Taboa) no final do projeto (setembro/2013), no SAC - Fase 2
 Fonte da figura da *Typha latifolia*: <http://www.bgleasondesign.com/plants.php>

Na Figura 5.30, encontram se valores médios da taxa de crescimento da taboa nos três ciclos estudados.

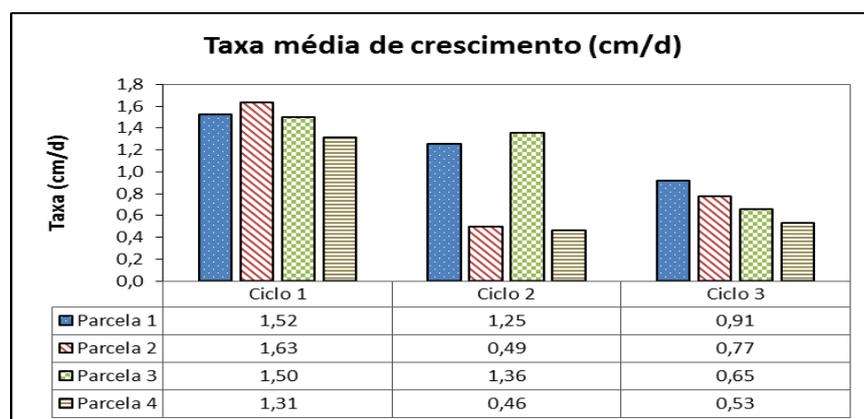


Figura 5.30 - Taxa média de crescimento da *Typha latifolia* (Taboa), no SACs - Fase 2

Segundo Vymazal e Kropfelová (2008), as macrófitas do tipo *Typha spp.* possuem crescimento denso e rápido, variando cerca de 0,5 a 4 m de altura Pelissari (2013), estudando

filtro horizontal plantado com macrófitas, ao tratar de efluente de bovinocultura, observou crescimento da *Typha domingensis Pers.*, atingindo a altura média de 2,07 m aos 100 dias, após a poda. Na presente pesquisa foi encontrada altura média de 1,03 m, em 98 dias pós-poda e maior altura maximal (considerando o pseudocaule) de 2,68 m entre o período junho de 2012 a junho de 2013. A taxa de crescimento foi menor no ciclo 3, pois nesta fase observou-se na unidade plantada a maior presença de espécies invasoras, que provavelmente competiram com a *Typha latifolia* pelos recursos necessários para o crescimento disponíveis no leito da unidade.

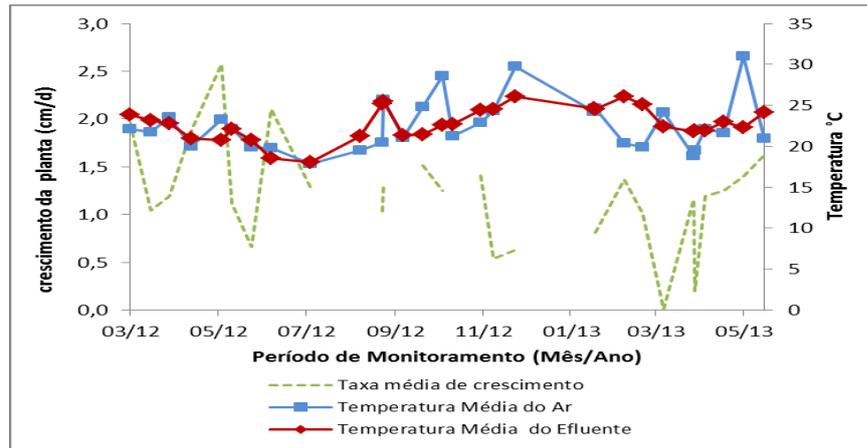
Na Tabela 5.14 encontra-se demonstrado o número de plantas por parcela no SACs. Como pode ser observado, o número de plantas foi semelhante, não havendo mudanças substanciais entre os períodos estudados. Constatou-se, também, o maior número de vegetação na parcela 1 e 2, ou seja, ocorreu uma distribuição variada das plantas ao longo do leito, o que pode ser observado nas Figuras 5.26 e 5.27. No período de setembro de 2013, foram notadas pequenas falhas na terceira parcela, devido à retirada de algumas plantas invasoras.

Tabela 5.14 - Número de plantas (*Typha latifolia*) por parcelas

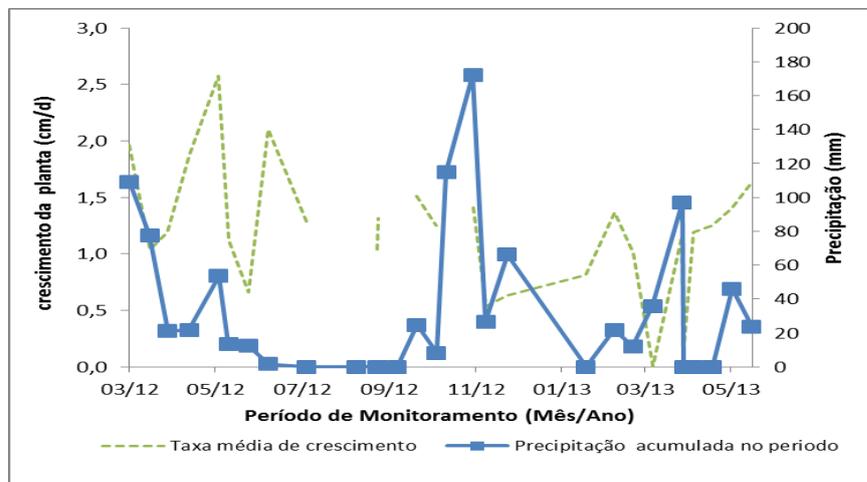
Período	Nº de Plantas Parcela 1	Nº de Plantas Parcela 2	Nº de Plantas Parcela 3	Nº de Plantas Parcela 4	Nº total de plantas	Densidade (Plantas.m ⁻²)
Setembro 2010	298	276	201	193	968	13,4
Setembro 2012	271	218	192	188	869	12,0
Setembro 2013	286	263	186	230	965	13,3

Pelissari (2013), no seu estudo em um filtro horizontal vegetado (2 mudas.m⁻²) com *Typha domingensis Pers.*, constatou, em três meses do ano de 2012, a média de 723 plantas em uma área superficial de 26,5 m². O autor relata a diminuição da vegetação após 5 meses da poda, indicando a senescência das macrófitas.

Na Figura 5.31, encontra-se demonstrada a média de crescimento da taboa relacionada com as temperaturas médias do ar, do efluente e precipitação no período estudado - Fase 2.



a)



b)

Figura 5.31 a) Média de Crescimento da *Typha latifolia* (Taboa), no SAC - Fase 2 relacionada com a temperatura do ar e do efluente b) Média de Crescimento da *Typha latifolia* (Taboa), no SAC - Fase 2 relacionada com a temperatura do ar e do efluente.

Pode-se notar através da Figura 5.31a que as temperaturas do ar e do efluente apresentaram comportamentos semelhantes entre si em grande parte do período de monitoramento. As maiores taxas de crescimento da taboa podem ser observadas nos meses mais quentes e na estação chuvosa (Figura 5.31b).

Segundo Zapparoli (2011), mudanças nas temperaturas do líquido residente em unidades de um SACs podem influenciar no metabolismo dos microrganismos existentes no leito e no desenvolvimento das plantas. Para Bergamaschi (1992), citado por Ávila *et al.* (2009), o déficit hídrico afeta praticamente todos os parâmetros relacionados ao desenvolvimento das plantas, reduzindo a área foliar (por crescimento ou morte das folhas), diminuindo a

fotossíntese (devido à menor área foliar, ao murchamento e enrolamento das folhas e ao fechamento dos estômatos), afetando vários outros processos, tais como brotação, polinização e absorção de nutrientes.

Zaparolli (2011) constatou em seu estudo que os valores das temperaturas do líquido para a UNP do SACs foram superiores em relação à UP, devido à radiação solar direta nessa unidade. Na UP, a parte aérea das plantas pode servir como barreira contra a energia radiante emitida pelo sol. Kadlec (1999) cita que processos de transformações microbiológicas em SACs são tipicamente dependentes da temperatura do líquido do leite.

Nesta pesquisa, no perfil longitudinal das unidades plantada e não plantada (Figura 5.32), observou-se que houve poucas variações na temperatura ao longo do leite, em ambas as unidades. As médias das temperaturas foram semelhantes para as duas unidades e com média de 22,9 °C para UP e 23,1 °C. A temperatura desejável para o tratamento de águas residuárias em SACs cultivados com taboa deve situar-se na faixa de 10 a 30 °C (USEPA, 1998).

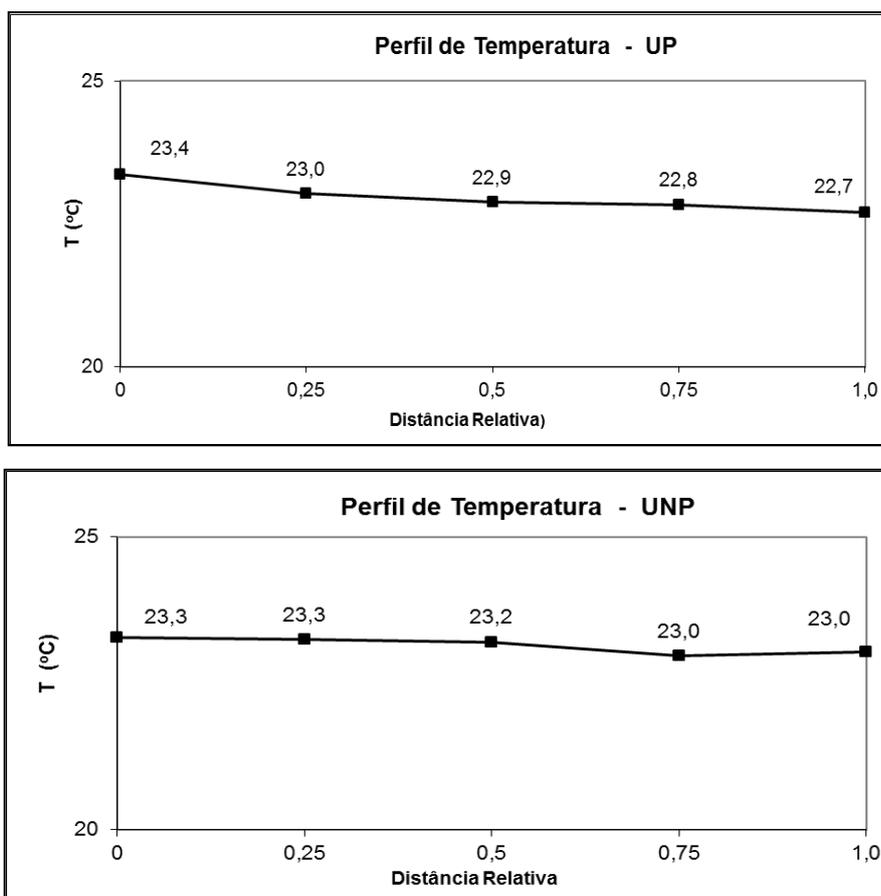


Figura 5.32 Perfil da temperatura nas unidades do SACs - Fase 2

Na Figura 5.33, encontram-se os valores das cargas de nitrogênio aplicados e removidos nas unidades do SAC, conjuntamente com a taxa média de crescimento da *Typha latifolia*, no SAC - Fase 2.

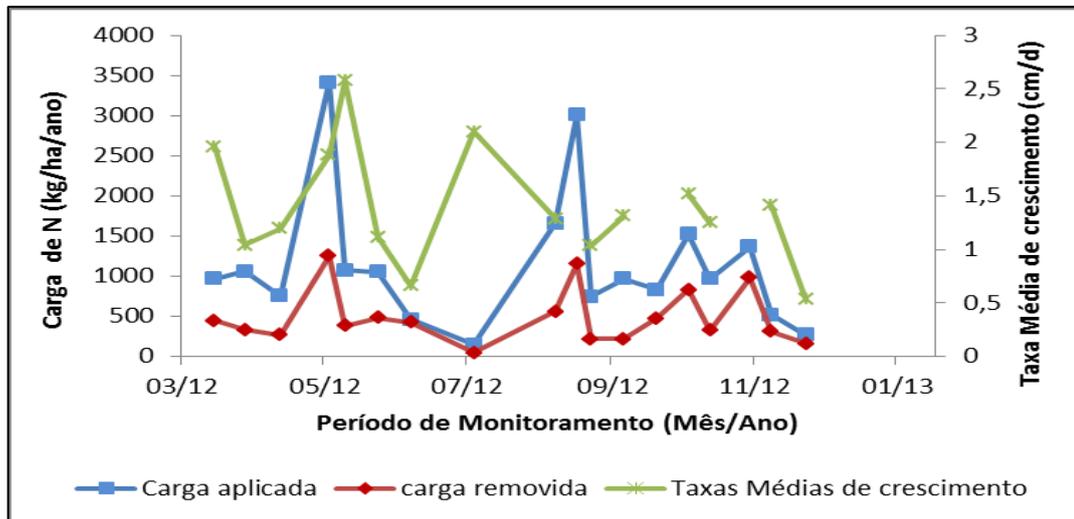


Figura 5.33 Cargas aplicadas e removidas de N Total na UP e as taxas médias de crescimento da *Typha latifolia* no SACs - Fase 2.

Na Figura 5.33, as maiores cargas removidas de N total podem ser notadas quando ocorre também elevada taxa de crescimento da *Typha latifolia*, mesmo que a remoção deste nutriente tenha sido relativamente pequena, evidenciando que a vegetação contribuiu para a remoção de nitrogênio do afluente. Ressalta-se ainda que, no início do desenvolvimento das plantas, foram maiores os valores das cargas de N removidas.

De acordo com Edwards *et al.* (2006), as plantas afetam indiretamente o funcionamento dos SACs, devido à sua capacidade de absorver nutrientes que são incorporados no tecido vegetal. Ainda Segundo Sipaúba-Tavares *et al.* (2002), a eficiência do uso de macrófitas aquáticas em SACs tem sido verificada quanto à remoção de nutrientes. Em contrapartida Salaro Junior (2008), avaliando a eficiência de SACs na depuração de efluentes domésticos gerados em pequena comunidade, utilizando junco (*Juncus sellovianus*), brachiaria (*Brachiaria arrecta*) e patcholi (*Vetiveria zizanoides L.*), constatou que não houve diferenças significativas nos níveis de remoção da maioria dos poluentes estudados entre os SACs vegetados e não vegetados.

A remoção de nitrogênio pela planta está atrelada ao seu crescimento e consequente produção de biomassa. Assim que se atinge o ápice de crescimento, os organismos reduzem o consumo do nutriente e quando há a sua morte, pode haver a reincorporação do nitrogênio estocado ao ambiente (o sistema de tratamento), através da degradação da biomassa (U.S. EPA, 1999 citado por ANDRADE, 2012). Brix (1994) e Gueller (1996), citados por Brix (1997), sugerem o uso de plantas em SACs; no entanto, afirmam que a quantidade de nutrientes extraída é muito pequena quando comparada às cargas aplicadas.

Na Figura 5.34 encontram-se os valores de nitrogênio extraído pelas plantas nas parcelas do SAC - Fase 2.

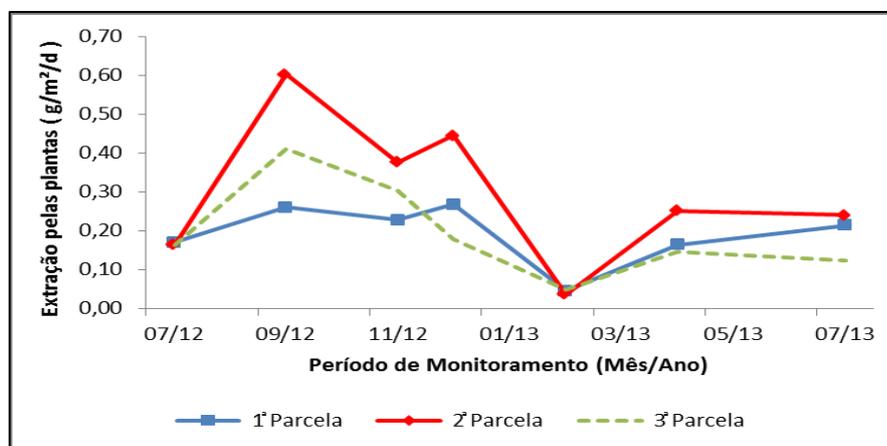


Figura 5.34 – Média da extração do nitrogênio pelas plantas por unidade de área superficial da UP ($\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) nas diferentes parcelas do SAC - Fase 2.

Verifica-se através das Figuras 5.34 e 5.35 que a extração de nitrogênio e fósforo foliar foi encontrada em maior quantidade no ano de 2012, havendo uma diminuição em fevereiro de 2013, provavelmente devido à presença de plantas invasoras na unidade, as quais concorreram com a taboa na absorção de nutrientes.

Após controle das invasoras, pode-se perceber que a taboa começou a retomar as suas condições para crescimento. Salatti (2003) explica que o total de nutrientes retirado pelas plantas e armazenado nos tecidos dessas é pequeno, quando comparado com o total existente no líquido afluente ao sistema.

Na Figura 5.35, encontram-se os valores das cargas de fósforo aplicados e removidos nas unidades do SAC, juntamente com as taxas de crescimento da *Typha latifolia*, no SAC - Fase 2.

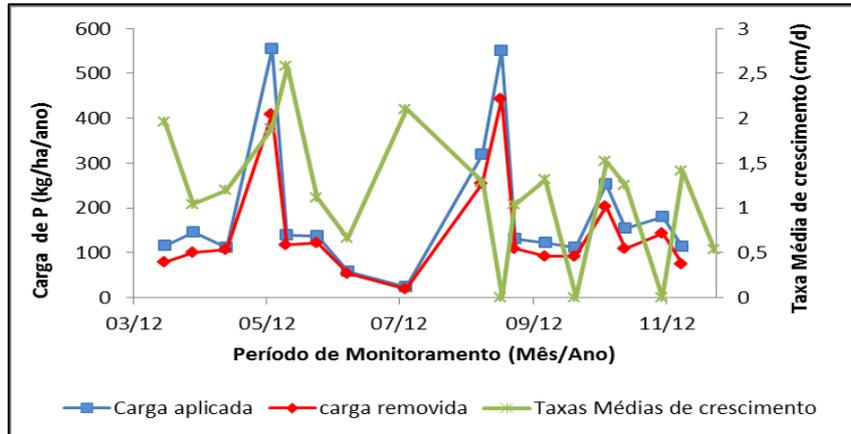


Figura 5.35 Cargas aplicadas e removidas de P-Total na UP e as taxas médias de crescimento da *Typha latifolia* no SAC - Fase 2.

Percebe-se através da Figura 5.35 que a linha da taxa média de crescimento acompanha as cargas aplicadas e removidas, corroborando a afirmação de que a vegetação contribuiu para a remoção do fósforo do afluente, mesmo que a remoção do fósforo pela planta tenha sido substancialmente pequena. De acordo com Abraão (2006), o consumo de fósforo pelas plantas ocorre durante a fase de crescimento e principalmente na época de floração. DeBusk *et al.* (2004) citam que a grande maioria do fósforo dos SACs encontra-se na forma orgânica, como nos micro-organismos, tecidos vegetais e material orgânico em suspensão. Os autores citam que esse fato ocorre em consequência da rápida extração de nutrientes por meios biológicos.

Na Figura 5.36, encontram-se os valores de fósforo extraídos pelas plantas nas parcelas do SAC - Fase 2.

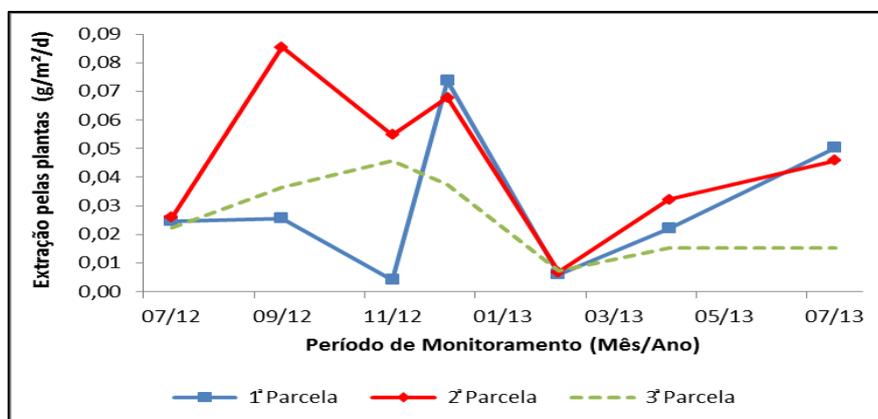


Figura 5.36 Média da extração do fósforo por unidade de área superficial da UP ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$) pelas plantas nas diferentes parcelas do SAC - Fase 2

Semelhante ao ocorrido com a média de nitrogênio extraído, pelas plantas apresentada na Figura 5.35, ocorreu diminuição em fevereiro de 2013, provavelmente devido à presença de plantas invasoras na unidade. A capacidade de SACs na remoção do fósforo P é limitada, quando comparada com a capacidade de remoção de N, pois não há nenhum mecanismo de perda permanente (FREITAS, 2006). Brix (1997), citado por Andrade, (2012) diz que a própria utilização dos SACs se deu pela observação do crescimento elevado e adensamento de comunidades de macrófitas em áreas de lançamento de efluentes domésticos ricos em fósforo e nitrogênio.

Vymazal (2007) alerta para uma boa escolha das espécies vegetais que atuarão em SACs, pois estas deverão ter grande capacidade de absorver fósforo, tornando-se fundamentais para se evitar o acúmulo de fósforo nos mesmos.

Na Figura 5.37, pode-se observar o valor médio por kg de massa seca do teor de nitrogênio e fósforo foliar na parte aérea e raiz de *Typha latifolia* (coleta 3/07/2013) - Fase 2.

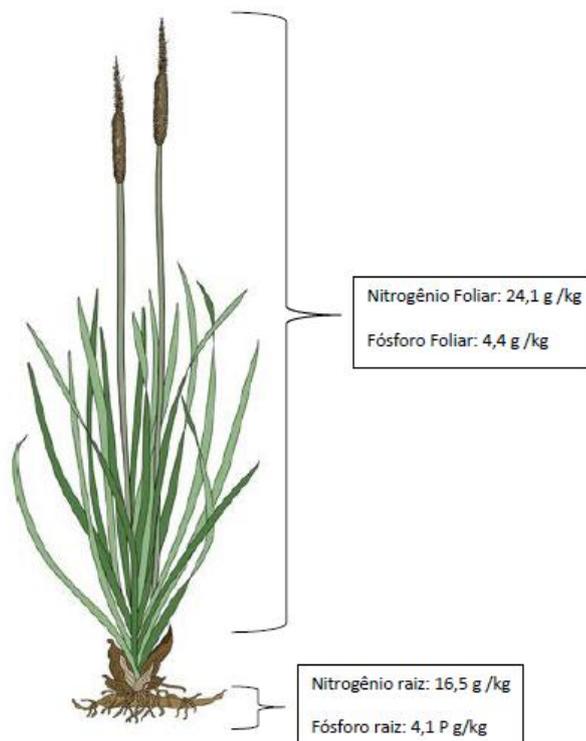


Figura 5.37 Valor médio por kg de massa seca do teor de nitrogênio e fósforo na parte aérea e raiz de *Typha latifolia* (coleta 3/07/2013) - Fase 2

Fonte da figura da *Typha latifolia*: <http://www.bgleasondesign.com/plants.php>

A Figura 5.37 demonstra que a raiz da *Typha latifolia* tem concentração de nutrientes semelhante à parte aérea (resultados da última coleta), com valores de 16,5 g.kg⁻¹ e 4,1 g.kg⁻¹ para nitrogênio e fósforo na raiz, respectivamente. Para porção foliar encontrou-se 24,1 g.kg⁻¹ de nitrogênio e 4,4 g.kg⁻¹ de fósforo. Segundo Fao (2006), as concentrações foliares típicas encontradas em espécie de *Typha sp.* podem variar de 2 a 24 g.kg⁻¹ para nitrogênio e 1,4 a 2 g.kg⁻¹ para fósforo foliar. Brasil *et al.* (2003), estudando taboa, utilizada para o descarte de águas residuárias do descascamento/despolpa de frutos do cafeeiro encontraram valores de 15,0 e 0,7 g.kg⁻¹ de nitrogênio e fósforo, respectivamente, no tecido foliar das plantas. Freitas (2006), avaliando *Typha latifolia* L. no tratamento de efluentes de suinocultura, verificou valores de 21,3 e 4,4 g.kg⁻¹ para N e P. Fia (2009), pesquisando SACs, cultivados com taboa (*Typha sp.*) utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura e do processamento dos frutos do cafeeiro, observou variação de 31,1 e 28,6 g.kg⁻¹ de N, respectivamente. Fia *et al.* (2011), estudando a remoção de nutrientes por *Typhalatifoliae Cynodonspp.* cultivadas em SACs, encontraram valores da ordem de 29,9 a 32,7 g.kg⁻¹ e 2 a 3,2 g.kg⁻¹ de nitrogênio e fósforo respectivamente. Matos *et al.* (2011), tratando esgoto doméstico, encontraram a concentração de fósforo foliar nas folhas da taboa, cultivada no segundo terço dos SACs de 3,2 g.kg⁻¹ de P.

Edwards *et al.* (2006) afirmam que as plantas afetam indiretamente o funcionamento dos SACs, devido à sua capacidade de absorver nutrientes. No período de crescimento, a vegetação absorve nitrogênio e fósforo em maior quantidade, entretanto no início da senescência, a maior parte dos nutrientes é translocada para as raízes e rizomas (MATOS *et al.*, 2010).

A produtividade de massa seca da raiz por área da superfície do leito foi de 496,5 g.m⁻². Kadlec e Wallace (2009) citam 1000 g.m⁻² de raiz para a espécie de macrófitas tipo *Typha sp.* Lorenzi (1982) citado por Freitas (2006) aponta que a taboa pode produzir até 7.000 kg de rizomas por hectare, pois vegeta com facilidade, o que possibilita até quatro podas por ano.

Na Tabela 5.15, encontram-se os valores médios dos teores de N e P no tecido vegetal da *Typha latifolia* - Fase 2.

Tabela 5.15 - Valores médios dos teores de N e P no tecido vegetal da *Typha latifolia* na Fase 2

Ciclos	Dias após a última poda ¹	N (g.kg ⁻¹)	P (g.kg ⁻¹)
	Dias após 1 ^a coleta foliar ²		
1	138 ¹	20,2	3,0
	45 ¹	33,0	4,0
	56 ²	21,1	2,2
2	143 ¹	13,0	3,0
	70 ¹	26,2	4,0
	55 ²	24,0	3,0
3	195 ¹	24,1	4,4

Observa-se que, no início do crescimento (45, 70 dias), a incorporação de nutrientes foi maior (plantas mais jovens) do que na fase de senescência, próxima à poda (138, 143, 195 dias). Esse fato ocorreu, conforme esperado, pela maior assimilação e absorção de nutrientes pela vegetação durante a fase de crescimento. Ocorreram as menores concentrações no período, quando a taboa estava no final da fase intermediária (fase de senescência/poda final), em que há uma estagnação de absorção nutricional pela planta.

A estimativa anual de absorção de nitrogênio e fósforo por macrófitas emergentes varia de 12 a 120 g.m⁻².ano⁻¹ de N e 1,8 a 18 g. m⁻². ano⁻¹, de P, respectivamente (REDDY e DeBUSK, 1985). Brasil *et al.* (2007) obtiveram um acúmulo de N na biomassa seca da ordem de 15,0 g.kgMS⁻¹ de N e 2,8 g.kgMS⁻¹ de P, estudando SAC plantado com taboa e tratando esgoto sanitário. Freitas (2006), no seu experimento utilizando SAC vegetado com *Typha latifolia* L. para tratamento de efluente de suinocultura, obteve 21,3 g.kgMS⁻¹ e 4,4 g.kgMS⁻¹, respectivamente.

Fia *et al.* (2011), ao tratarem água residuária de suinocultura em SACs cultivados com capim tifton-85 (*Cynodon spp.*) e taboa (*Typha latifolia*) encontraram, no caso do capim tifton-85, produtividade e capacidade extratora de nutrientes menor que na taboa, 29,9 a 32,7 g .kg⁻¹ de N e 2,0 a 3,2 g. kg⁻¹ de P. Pelissari (2013), estudando SACs de escoamento horizontal para tratamento de efluentes de bovinocultura, encontrou teores de N e P no tecido foliar em média de 25,6 e 3,83 g.kg⁻¹, respectivamente. Percebe-se que os valores médios desta pesquisa para teores de nutrientes na biomassa do tecido foliar da macrófita *Typha latifolia* são semelhantes aos obtidos em outras pesquisas.

Na Figura 5.38, encontra-se o resumo do balanço de massa de nitrogênio na unidade plantada do SAC.



Figura 5.38 Balanço de massa de nitrogênio da unidade plantada do SAC plantado – Fase 2

Na Figura 5.38, os valores foram obtidos no período de um ano (7/2012 a 7/2013). Observa-se que a carga de nitrogênio total aplicada (afluente) no SAC plantado foi de 10.751 kgN.ha⁻¹.ano⁻¹ enquanto que a carga descartada (efluente) foi de 5.144 kgN.ha⁻¹.ano⁻¹, valor correspondente a cerca de 48% da carga total aplicada de N- total. Segundo Vymazal *et al.* (2006), a remoção do N total em SACs encontra-se na faixa de 250 a 630 g.m⁻².ano⁻¹, dependendo do tipo de SACs e da carga aplicada. Os autores ainda comentam que a limitada disponibilidade de oxigênio no meio filtrante leva à pouca remoção de N, devido à incompleta nitrificação.

Wang *et al.* (2009) avaliaram a capacidade de SACs de escoamento vertical, vegetados com *Phragmites* e *Typha*, na remoção de poluentes de lodo de esgoto, provando capacidade de remoção da carga aplicada de $200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de NTK de cerca de 99%. Freitas (2006) cita que em um SACs de escoamento superficial, na Austrália, a assimilação de nitrogênio por raízes de *Typha sp.* foi de $35 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ e a assimilação nas folhas foi $92 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ representaram cerca de 65% do N aplicado ao sistema.

Juwarkar (1995), reportado por Freitas (2006), obteve em SACs vegetados com *Typha latifolia* e *Phragmites carca*, para tratamento de esgoto doméstico, na Índia, remoções de N-total entre 65% e 73% da taxa de N aplicada. Langergraber *et al.* (2009), ao avaliarem dois SACs de escoamento vertical em série, cultivados com *Phragmites australis*, observaram 45% de remoção de nitrogênio total aplicado. O'Hogain (2003), utilizando sistema híbrido (SACs com escoamento vertical e horizontal), tratando esgoto doméstico, obteve eficiências de remoção de nitrogênio 84% com valor de carga aplicada de 45 mg L^{-1} . A remoção de N pelas plantas, em SACs cultivados com *Scirpus californicus*, foi de 50% do N aplicado, tendo ocorrido numa taxa de $1,41 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ de N (ADCOCK *et al.*, 1994 citado por LAUTENSCHLAGER, 2001; MATOS *et al.*, 2011). Meira (2004) utilizou SACs de escoamento horizontal vegetados com taboa, obtendo resultados de NTK variando entre 70% a 92%.

Através da Figura 5.38, nota-se que $1.109 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ de N, foram consideradas como perdas, correspondendo a 10% da carga de N total aplicadas. Tais perdas podem ser consideradas, por exemplo, infiltrações, uma vez que a parte do fundo do SAC foi apenas compactada (O cálculo da vazão infiltrada é dado no item 5.3).

Da carga de N total aplicada, $3.772 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$, cerca de 35% foram removidas por outros mecanismos. Tanner *et al.*, (2002) citam que, além da assimilação pelas plantas, em SACs, as transformações de nitrogênio ocorrem também por: amonificação, nitrificação, desnitrificação, fixação de nitrogênio gasoso atmosférico (N_2) e assimilação por microrganismos, sendo que o processo de nitrificação-desnitrificação é o principal mecanismo na remoção do nitrogênio do meio líquido. Os mesmos autores, após um criterioso balanço de massa em seu estudo, reportaram que a retirada pelas plantas variou de 24 – 40 %, e pela desnitrificação entre 60 – 84 %. Outro fator que reduz a concentração de

nitrogênio no efluente dos SACs é a sua deposição juntamente com a matéria orgânica, formando um banco de lodo ao longo do sistema e a volatilização da amônia não-ionizada (TONIATO, 2005).

A extração pela biomassa vegetal na presente pesquisa foi de 726 kg. ha⁻¹. ano⁻¹ N, correspondente a 7% da carga de N aplicada no sistema. Este valor corresponde a 17% da carga removida por outros mecanismos. Segundo Gersberg *et al.* (1986), a presença das plantas e a espécie utilizada fazem uma diferença substancial na eficiência de remoção de amônia, dependendo da carga aplicada. Para Holtanhartwing e Bockman (1994) citados por Giafferis (2011), são vários os fatores que influenciam a ocorrência e a magnitude da perda de nitrogênio pela parte aérea das plantas, como pH e temperatura foliar, velocidade dos ventos, transpiração, nutrição em nitrogênio, condições de luz e escuro, estresse ambiental, idade e suas condições de senescência.

Fia *et al.* (2011) obtiveram assimilação de nitrogênio pelas plantas na faixa de 443 a 540 kg.ha⁻¹. Matos *et al.* (2010) observaram valores máximos de 356 kg.ha⁻¹. Na presente pesquisa, na Fase 2, foi encontrado ainda cerca de 131 kg. ha⁻¹ de N, para parte aérea e 81 kg . ha⁻¹ de N na raiz da *Typha latifolia*. Estes valores foram denominados de estoque, pois foi realizada somente uma coleta (*standing crop*) foliar e da raiz, tendo sido observados estes resultados. Curia *et al.* (2011), investigando SACs vegetados com *Scirpus sp.* e *Typha sp.* para tratamento de efluente industrial, encontraram acumulação na parte aérea de 1% de N-total e menor que 0,2% nas raízes. Para estes autores, os mecanismos de absorção de nutrientes pelas plantas variam de acordo com a influência de cada tipo parâmetro no experimento.

Na Figura 5.39, encontra-se o resumo do balanço de massa do fósforo na unidade plantada do SAC.

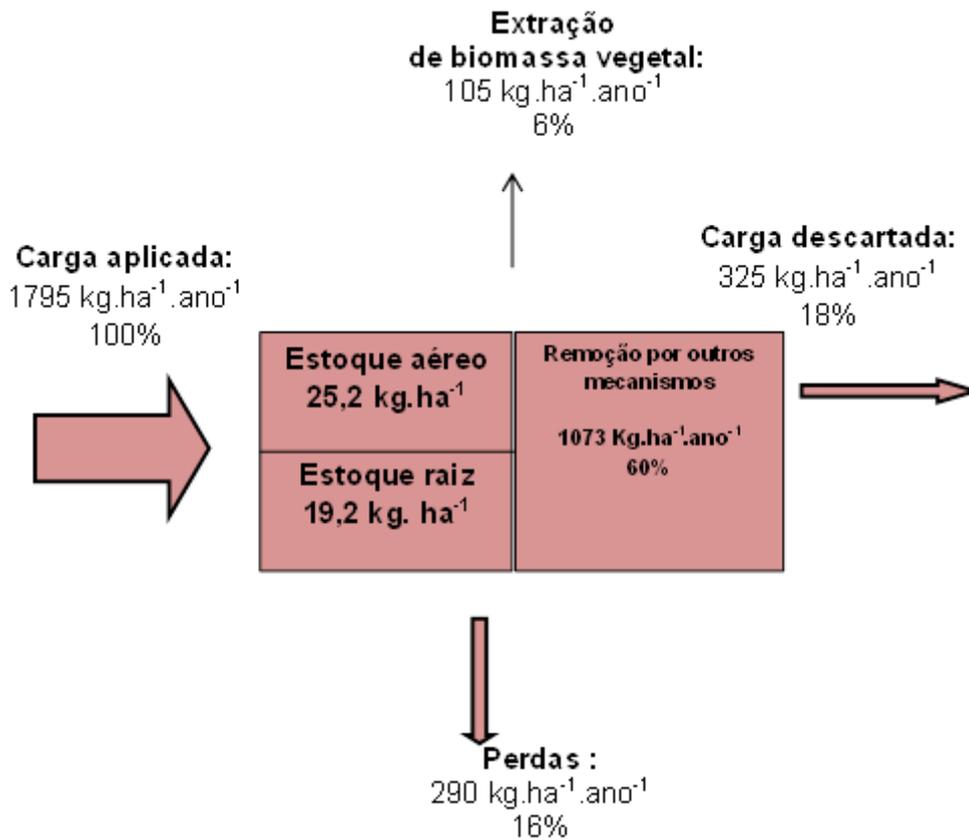


Figura 5.39 Balanço de massa do fósforo da unidade plantada do SAC – Fase 2

Na Figura 5.39, os valores foram obtidos no período de um ano (7/2012 a 7/2013). Observa-se que, da carga aplicada de fósforo de 1.795 kg.ha⁻¹.ano⁻¹ P, 325 kg.ha⁻¹.ano⁻¹ P, correspondentes a 18%, foram descartados no efluente. No estudo de Matos *et al.* (2010), em seu experimento com SACS de escoamento horizontal cultivados com *Typha latifolia*, *Alternanthera philoxeroides* e *Cynodon dactylon*, tratando efluentes de suinocultura, foram observadas remoções de fósforo de 50%. Fia *et al.* (2008), trabalhando com SACs que utilizaram a taboa (*Typha sp.*) e a alternanthera (*Alternanthera philoxeroides Mart*) no tratamento de águas residuárias do processamento dos frutos do cafeeiro, obtiveram remoções de fósforo total de 28,8%.

O'Hogain (2003) obteve eficiência de remoção de fósforo de 39%, respectivamente, para uma carga afluente de 18 mg L⁻¹. Freitas (2006), estudando SACs cultivado com taboa cita que a mesma foi responsável pela retirada de apenas 1,64 e 2,3 % do P afluente ao sistema. Hussar *et al.* (2004) avaliaram a eficiência de SACs de escoamento subsuperficial na remoção em águas residuárias de tanques de piscicultura vegetados com *Typha sp.*, tendo obtido resultado

de remoção para fósforo total de 43,30%. Matos *et al.* (2009), pesquisando SACs vegetados com taboa, no tratamento de águas residuárias da suinocultura, obtiveram remoções de 2,3% de todo o P-total aplicado. Vilas Boas (2013), estudando o desempenho de seis SACs combinados (escoamento vertical/ horizontal), cultivados com tifton-85 (*Cynodon spp*) e taboa (*Typha sp*), no pós-tratamento de água residuária de suinocultura, obteve remoção de P de 18 a 48%.

Nota-se pela Figura 5.39 que 290 kg.ha⁻¹.ano⁻¹ de P foram consideradas como perdas, correspondendo a 16% da carga de P total aplicadas. Tais perdas podem ser consideradas, assim como ocorreu com o N total, por exemplo, infiltrações, uma vez que a parte do fundo dos SACs foi apenas compactada (O cálculo da vazão infiltrada é dado no item 5.3).

Da carga de P total aplicada, 1.073 kg.ha⁻¹.ano⁻¹ de P, cerca de 60% foram removidas por outros mecanismos. Os principais processos de remoção do fósforo, além da assimilação pelas plantas, segundo Kadlec e Knight (1996), também ocorrem pela adsorção no meio suporte, precipitação, microrganismos, mineralização e decomposição de matéria orgânica. DeBusk, (1999) citado Freitas (2006) reporta que o fósforo tende a acumular em SACs em maior taxa do que o N total. Pereira *et al.* (2007), avaliando SACs no pós-tratamento de águas residuárias domésticas, obtiveram acréscimos de fósforo no sistema de cerca de 57%. Os autores atribuíram esse aumento à saturação do substrato com precipitação de compostos de fósforo.

O meio de suporte é um dos elementos importantes em SACs, pois suas características interferem na eficiência, já que é na sua superfície que se desenvolve o biofilme e, ao mesmo tempo, interfere na vida funcional do sistema (PITALUGA, 2011). Segundo Moortel *et al.* (2009), a liberação de oxigênio pelas raízes pode aumentar a capacidade de adsorção do fósforo através do meio suporte. Garcia e Naime (2005) afirmam que a quantidade de fósforo retida ou liberada no meio suporte depende da concentração inicial e dos processos bioquímicos que ocorrem no SACs, como adsorção, precipitação, mineralização de compostos orgânicos e difusão. Os mesmos autores relatam que o fósforo armazenado nos restos das plantas é rapidamente transferido para a coluna de água durante a decomposição. Portanto, o fósforo que não fica na biomassa vegetal e que não está na coluna de água fica retido no solo por longo tempo, uma vez que não há perdas pela forma gasosa do fósforo na forma orgânica nos SACs.

Meira *et al.* (2001) afirmam que em SACs com brita e areia como meio suporte, os principais mecanismos para remoção de fósforo são a sedimentação e a precipitação, pois estes elementos possuem baixa capacidade de adsorção, sendo que a exportação do fósforo do sistema ocorre devido à absorção pela vegetação. A capacidade do meio em adsorver fósforo é limitada e, caso os limites sejam ultrapassados, os SACs tornam-se incapazes de reter mais desse elemento por sorção (USEPA, 1999 citado por FREITAS, 2006).

Brix e Arias (2005) comentam que a remoção de fósforo em SACS eficiente ocorre até a saturação do material filtrante. Os autores sugerem que a remoção de fósforo seja realizada utilizando processos químicos, posterior a esta saturação. Kadlec e Knight, (1996) sugerem, para melhorar o mecanismo de remoção do P em SACs, a utilização de materiais ricos em alumínio, ferro, carbonato de cálcio e argilas, atuando como meio suporte.

Para Arias *et al.*, (2001), as reações de adsorção e precipitação ocorrem quando há a presença no material filtrante de minerais, como o ferro, cálcio, alumínio. Na presente pesquisa, o meio suporte foi composto por escórias de alto forno, contendo adsorventes como silicato de cálcio e magnésio, silicato de alumínio, titânio, ferro, cálcio e magnésio (DORNELAS, 2008). Portanto, deveria ter ocorrido adsorção do fósforo com maior eficiência pelo meio suporte, entretanto pelo tempo de operação (6 anos), o sistema pode encontrar-se saturado, pois observou-se escoamento com lâmina d'água superficial no SACs em ambas unidades, impedindo a capacidade de adsorção, o que pode ter ocorrido em consequência da grande acumulação de P no meio.

No balanço de massa do fósforo da presente pesquisa obteve-se extração de P pelas plantas na ordem de $325 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ de P. Ennabili *et al.* (1998), estudando SACs para remoção de poluentes de águas de rios, utilizando várias plantas, dentre elas, a *Typha angustifolia*, obteve cerca de $36,7 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ de P. Brix (1994) relata que macrófitas emergentes, como a *Thypha latifolia*, são capazes de absorverem de 50 a $150 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ de P. Vymazal (2004) encontrou de 0,6 a $9,8 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{ano}^{-1}$, em *Phragmites australis* e de 0,2 a $6,5 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{ano}^{-1}$, em *Typha sp.*

O ciclo de retirada e liberação de fósforo é similar ao dos microrganismos, mas as reações operam em longo prazo. Para Valentim (2003), a estimativa de retirada pelas vegetações varia

de 1,8 a 18 g m⁻². ano⁻¹ de P, valores estes bem menores se comparados ao da carga total afluyente nos SACs.

Assim como reportado com o nitrogênio, em relação aos estoques (aéreo e da raiz), foi encontrado cerca de 25,2 kg. ha⁻¹ de P para parte aérea e 19,2 kg. ha⁻¹ de P na raiz da *Typha latifolia*. Curia *et al.* (2011) encontraram acumulação na parte aérea 0,3 mg.kg⁻¹ (77%) de P-total foliar e 0,1 mg.kg⁻¹ (23%) nas raízes de SACs vegetados com *Scirpus sp.* e *Typha sp.* para tratamento de efluente industrial.

5.3 Avaliação do balanço hídrico e da influência da evapotranspiração na remoção de contaminantes

5.3.1 Vazões, precipitações, evapotranspiração e evaporação no SAC

Durante a pesquisa foram realizadas, quinzenalmente, medições das vazões de entrada e saída das unidades do SAC, durante os dias de coletas das amostras, em torno das 09h00. As medições foram realizadas de maneira direta com béquer de 1000 mL e cronômetro. Os valores da média das vazões afluentes e efluentes estão apresentados na Tabela 5.16, para as duas fases operacionais.

Tabela 5.16 - Médias das vazões afluentes e efluentes de cada unidade do SAC (Fases 1 e Fase 2)

Unidade/Fases	Q afluyente média (m ³ .d ⁻¹)	Q efluente média (m ³ .d ⁻¹)	Perda média de água (%) ¹
Fase 1			
Unidade plantada	8,2	6,6	19,0%
Unidade não plantada	8,0	6,8	15,0%
Fase 2			
Unidade plantada	8,2	6,5	21,0%
Unidade não plantada	8,7	7,1	18,0%

¹Perda de água: $(Q_{\text{afluente}} - Q_{\text{efluente}}) / Q_{\text{afluente}}$

Nota-se que as vazões efluentes das duas unidades foram menores que as afluentes, tanto operando com o efluente do reator do UASB como do FBPA. Ademais, a unidade plantada apresentou vazão média efluente menor do que a não plantada. Esse fato pode ser explicado devido à evaporação que ocorre nas duas unidades e pela transpiração do sistema vegetado. As vazões de entrada das unidades estão acima do valor da vazão de projeto, que é de 7,5

$\text{m}^3.\text{d}^{-1}$. As vazões afluentes nas unidades vindas do FBPA foram maiores, pois houve problemas operacionais quando foi feita a ligação do mesmo às unidades do SAC. Nesse período houve o rebaixamento do nível da caixa vertedora para cerca de 60 cm do solo.

Na Figura 5.40, encontram-se um hidrograma das vazões afluentes e efluentes nas unidades do SAC na Fase 2, medidas num período de 12 horas, no dia de 17 de junho de 2013.

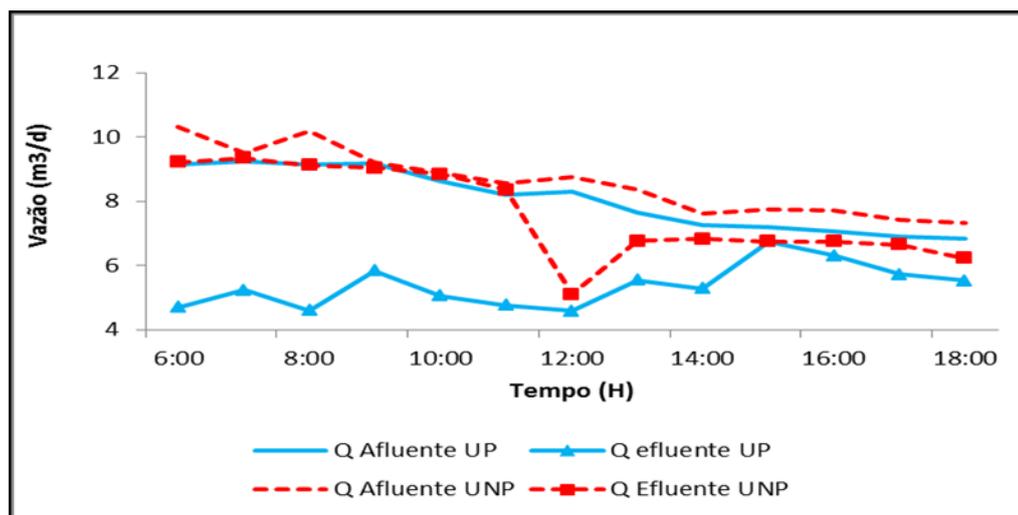


Figura 5.40 - Vazões afluentes e efluentes medidas num período de 12 horas, nas unidades do SAC - Fase 2

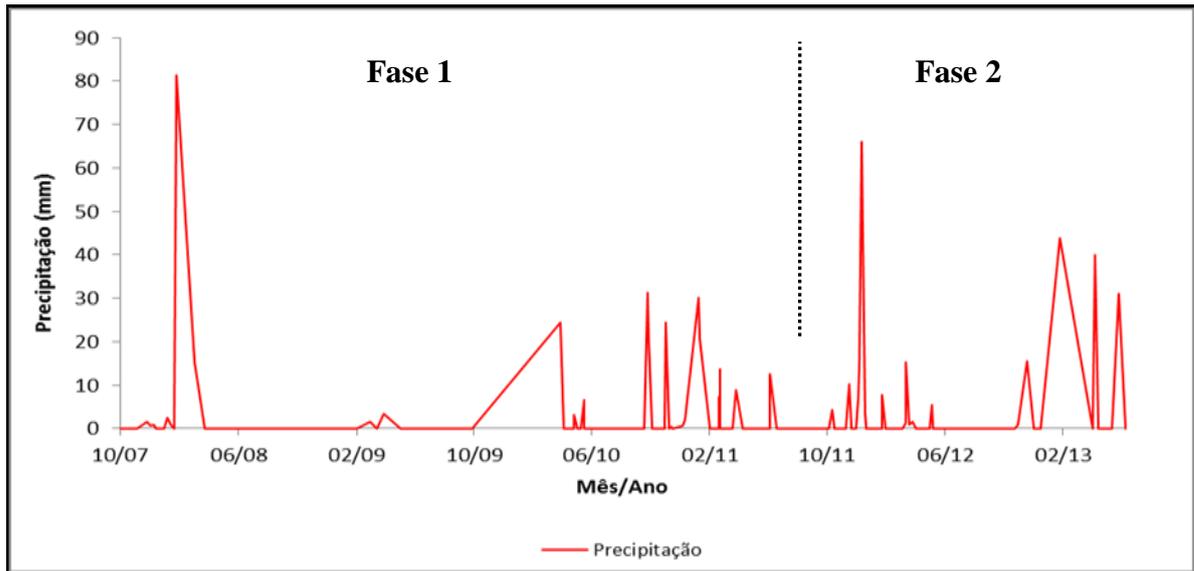
Fazendo uma comparação das vazões obtidas na entrada e na saída das unidades do SAC, observa-se a grande redução entre seus valores ao longo das 12 horas do dia. Quanto às vazões efluentes, percebe-se que na unidade não plantada no período da manhã (antes das 12h00) estas tiveram maiores valores em relação à unidade plantada, apesar de esta unidade manter maior exposição do meio suporte à radiação solar, bem como este ser constituído por escória de alto forno, e sendo assim havia condições favoráveis à evaporação do líquido. Porém na unidade vegetada, as próprias plantas, através da transpiração, podem ter contribuído para a obtenção de valores menores do efluente. A temperatura média no dia (segundo INMET - Estação Climatológica Principal de Belo Horizonte – MG) se encontrava em torno de 19,5 °C, umidade relativa do ar média de 65,5% e ensolarado.

No período vespertino (após as 12h00) houve mudanças nas condições climáticas: a temperatura ficou em média de 22 °C e umidade média de 57,5%. Neste período, apesar de as temperaturas médias se encontrarem em elevação, nota-se que, na unidade plantada, os

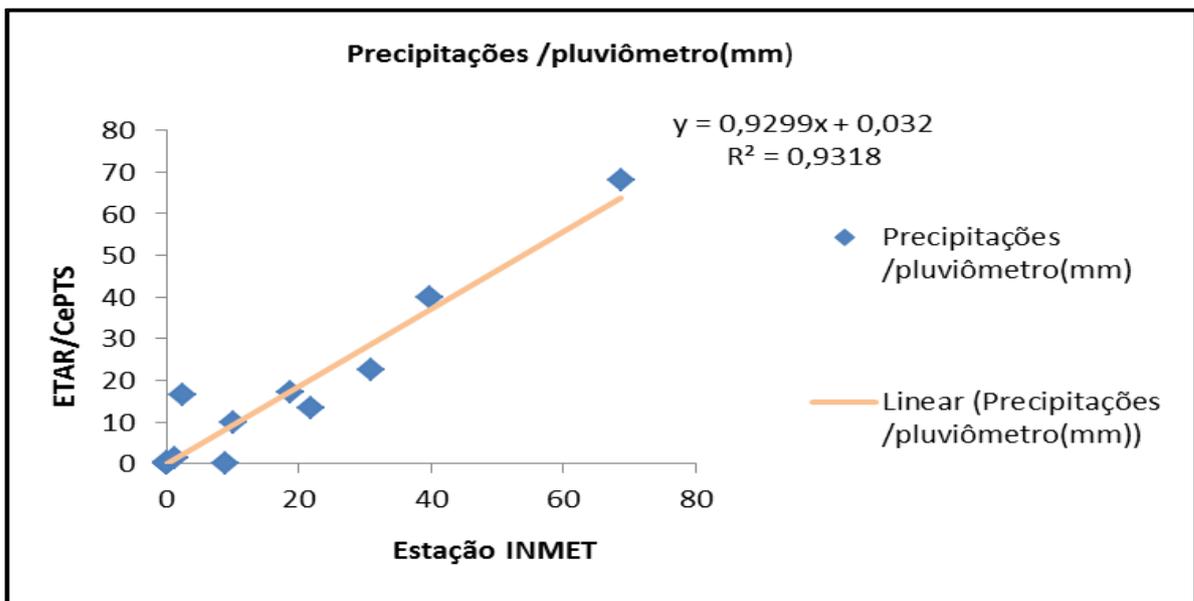
valores das vazões efluentes aumentaram, pois a nebulosidade no período variou (INMET – BH) entre 1 décimos (céu quase limpo) e 8 décimos (céu nublado). Assim, a presença de nuvens e, conseqüentemente, menor radiação solar pode ter influenciado no mecanismo da realização de transpiração das plantas, fazendo com que as vazões efluentes na unidade vegetada elevassem. Brasil (2005), estudando SACs em tratamento de esgoto doméstico e vegetado com *Typha sp.*, também encontrou valores variados em 24 horas de medição das vazões de entrada e saída.

As vazões efluentes foram em média de 40% e 24% menores que as vazões de entrada para unidade plantada e não plantada respectivamente, para medição 12 horas. Rossmann (2011), pesquisando SACs cultivados com azevém (*Lolium multiflorum* Lam.), tratando águas residuárias do processamento dos frutos do cafeeiro, encontrou vazão efluente em média 13% menor do que a afluenta aos sistemas não cultivados e 24% nos cultivados, respectivamente. Brasil e Matos (2008) encontraram reduções entre 11% e 27 % em SACs de escoamento horizontal cultivados com *Thypha sp.*

Na Figura 5.41, encontram-se os valores das precipitações nas duas fases com dados obtidos do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), da Estação Climatológica Principal de Belo Horizonte – MG, localizada nas coordenadas: Latitude: 19°56'S, Longitude: 43°56'W e Altitude: 915 m em relação ao nível do mar. A figura apresenta ainda os valores comparativos das precipitações da estação citada e do pluviômetro instalado no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento – CePTS. Observa-se que não houve diferença importante nas leituras entre a precipitação na Estação Climatológica Principal de Belo Horizonte e no CePTS (Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento) UFMG/COPASA, apesar de a estação climatológica estar localizada a cerca de 12 km da ETE Arrudas. Acredita-se, dessa forma, que não ocorreram interferências nas análises que levaram em consideração dados climatológicos.



a)



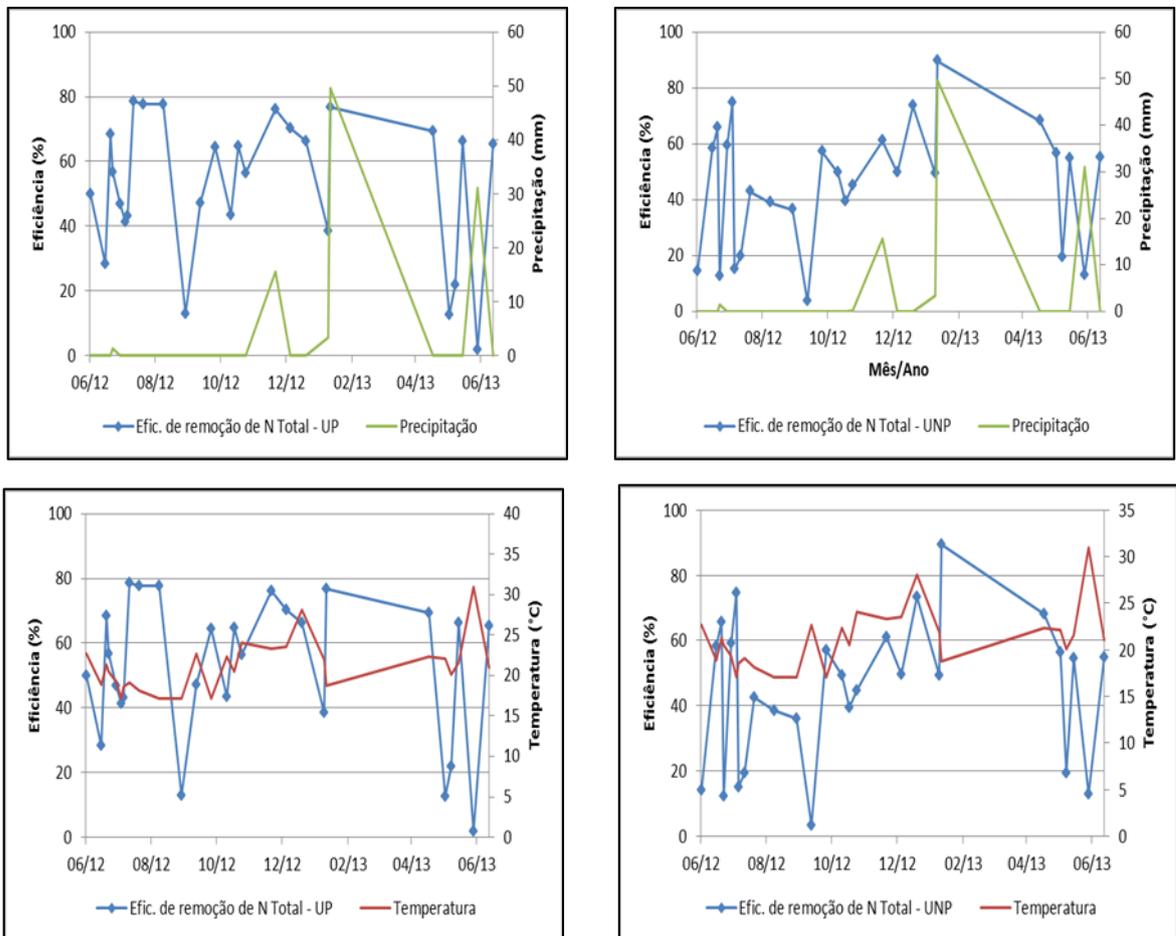
b)

Figura 5.41 a) Valores de precipitação registrados no período de monitoramento do experimento nas Fases 1 e 2; b) Valores comparativos entre as leituras do pluviômetro no CePTS e da Estação do INMET/BH - Fase 2

Sabe-se que o nitrogênio e o fósforo são os nutrientes principais para o ciclo de vida de plantas em SACs. Para Brix (1997), a utilização do SACs se deu pela observação do crescimento elevado e adensamento climáticos. Como exemplo, pode-se citar as variações na disponibilidade de nutrientes em SACs que dependem, de acordo com Kadlec e Knight

(1996), além de fatores como lipídios e proteínas nos tecidos da macrófitas, também das condições em regiões de clima temperado. Esteves (1998) reporta que a absorção de nutrientes é contínua em regiões tropicais, onde a insolação ao longo do ano pode ser maior se comparada com algumas regiões europeias, pois as variações climáticas são menos definidas. Este fato pode fazer com que o processo de nascimento e morte da maioria das macrófitas seja também contínuo.

Na Figura 5.42 estão apresentados os resultados das precipitações, temperaturas do ar, transpiração e eficiência de remoção do N-total no período de um ano (junho/2012 – junho/2013).



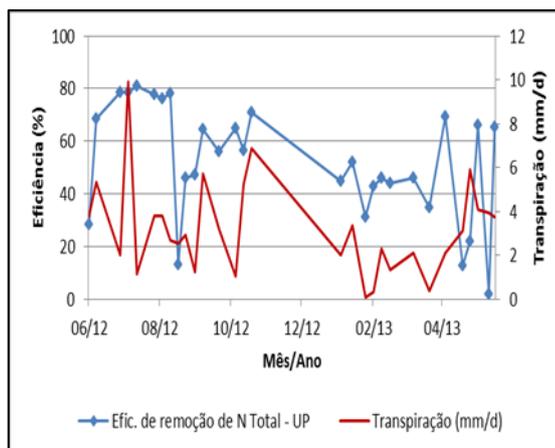


Figura 5.42 - Resultados das precipitações, temperaturas do ar, transpiração e eficiência de remoção do N- total no período de um ano (junho/2012 - junho/2013)

É notória, na Figura 5.42, a grande variabilidade nos valores da eficiência de remoção de N-total nas unidades plantada e não plantada. As precipitações parecem não ter sido parâmetros de limitação para eficiência de N – total. Segundo Kuschik *et al.* (2003) citado por Lima (2011), a precipitação influi no tempo de residência e na temperatura da água e, conseqüentemente, afeta a eficiência de remoção em SACs. As eficiências de remoção do N total relacionadas com a temperatura do ar também apresentaram elevadas variações em ambas as unidades. No período de estiagem, nota-se que a unidade plantada apresentou melhor eficiência de remoção, o que, provavelmente, foi influenciado pela temperatura na dinâmica da transpiração, pois neste período os níveis de insolação podiam estar elevados. Chazarenc *et al.* (2010), estudando comunidades de microrganismos em SACs, notaram claramente a influência da estação do ano na remoção de nitrogênio total e obtiveram valores de remoção de 78% no verão e 38% no inverno.

Na Figura 5.43 estão apresentados os resultados das precipitações, temperaturas e eficiência de remoção do P - total período de um ano (junho/2012 - junho/2013).

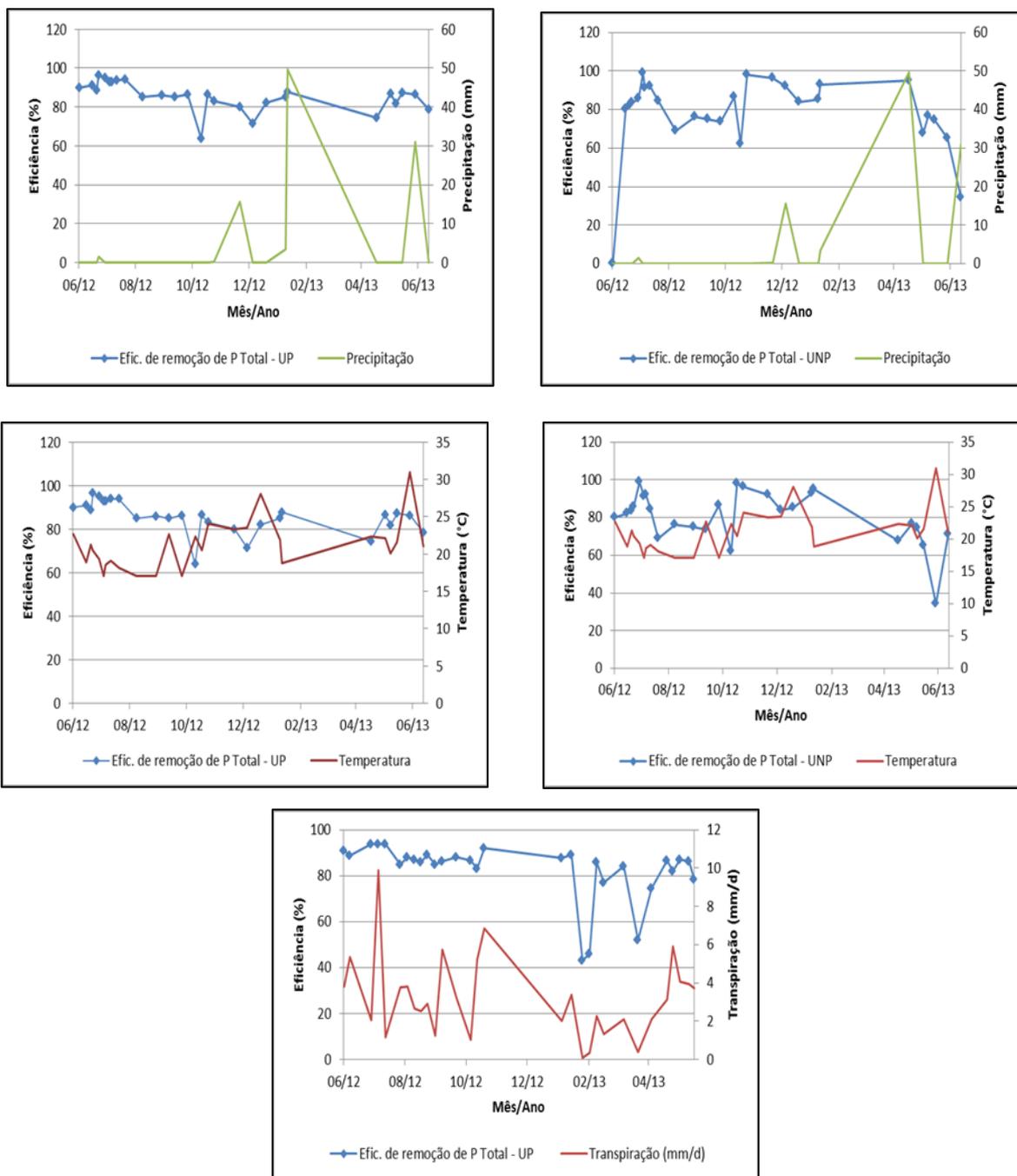


Figura 5.43 - Resultados das precipitações, temperaturas e eficiência de remoção do P - total, no período de um ano (junho/2012 - junho/2013)

Assim como ocorre com o N total, as precipitações pareceram não ter sido fator de limitação para a eficiência de P-total em ambas as unidades. Na época da seca, observou-se que a unidade não plantada apresentou menor eficiência de remoção, pois as transpirações mais elevadas ocorreram neste período (Figura 5.43) e este fato pode ter influenciado as eficiências. Para Ribeiro (2007), as eficiências máximas de tratamento são registradas no

verão, quando a temperatura do ar é mais elevada e aproxima-se da temperatura ótima para que ocorram os processos biológicos envolvidos no tratamento em SACs. Segundo o mesmo autor, é também neste período que se verifica um crescimento mais acentuado das plantas, o que também parece favorecer os processos. Matos *et al.* (2012) encontraram maior eficiência de remoção do P total, cerca de 20,9%, no período da estação chuvosa/quente.

Os valores da evaporação resultante da leitura direta realizada no evaporímetro foram semelhantes para ambas as unidades.

Na Figura 5.44, encontra-se demonstrado o balanço hídrico no período de um ano, (maio/2012 a maio/2013) baseado nos valores de leitura dos tanques evaporimétricos, (Item 4.6-Metodologia) no SAC, na Fase 2.

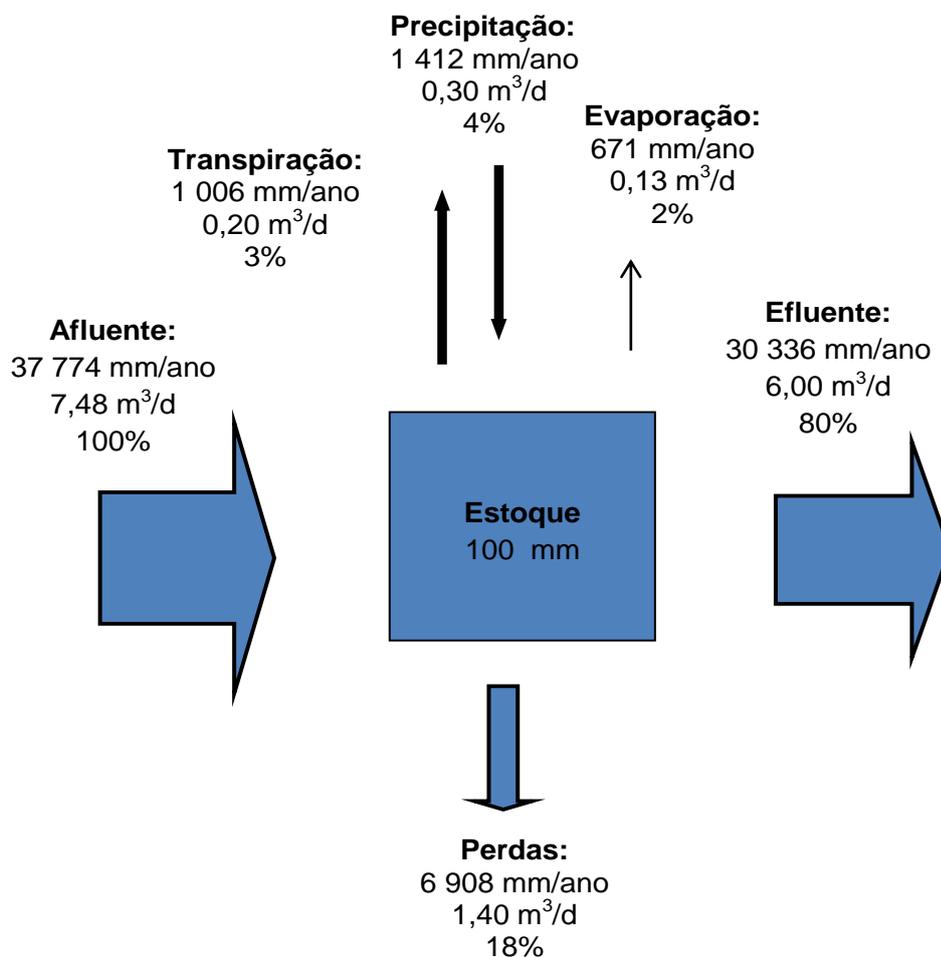


Figura 5.44 – Balanço hídrico no SAC Plantado - Fase 2, no período de um ano (maio/2012 a maio/2013)

A análise da Figura 5.44 permite verificar que a vazão efluente correspondeu a 80% da vazão afluente. As precipitações contribuíram no balanço hídrico em um ano com cerca de 1.412 mm.ano⁻¹, correspondendo a 4% da vazão de entrada. A evapotranspiração desempenha um papel fundamental no comportamento hidrológico do SAC, promovendo a diminuição do volume de água que sai do leito de macrófitas para a saída (RIBEIRO, 2007). De acordo com Drexler *et al.* (2004), várias revisões abordaram a medição e a estimativa da evapotranspiração em SACs, no entanto a visão mudou desde que elas foram publicadas. A maioria desses trabalhos foi focada em determinados ecossistemas, como áreas inundadas vegetadas com *Phragmites australis* e pântanos de água doce.

Vale ressaltar que os resultados de evaporação e transpiração para o balanço hídrico nesta pesquisa foram obtidos através de leituras em tanques simulando os SACs plantado e não plantado (Figura 4.19b, c), em que a diferença da quantidade medida do líquido para preenchimento do tanque e/ou retirado dos mesmos (conforme as condições meteorológicas) foi somada às precipitações. Assim, tem-se uma análise mais completa, podendo estimar os valores do balanço hídrico com boa precisão (por exemplo, as perdas no sistema, comparadas aos valores de evapotranspiração que são calculados apenas entre as diferenças das vazões de entrada e saída no SACs, como é usual, na maioria dos trabalhos).

Brasil *et al* (2008) citaram em seu estudo que a porcentagem de água perdida em relação à lâmina afluente aplicada variou de 11% a 27%. Na Figura 5.44, observa-se, no balanço hídrico, perdas de 18% do volume afluente no SAC. Tais perdas podem ser consideradas como infiltração para fora do SAC, uma vez que o leito foi apenas compactado com argila. Galvão (2009) cita que a infiltração pode ocorrer quando o leito não se encontra impermeabilizado, correspondendo a uma saída, caso o nível do lençol freático se encontre abaixo da base do leito. A mesma autora relata que em situações em que o nível do lençol for elevado pode ocorrer entrada de água no leito através da base e taludes. Este fato não ocorreu no SAC desta pesquisa, pois o lençol freático não é elevado. Observou-se a capacidade de armazenamento no leito do SACs com o equivalente a 100 mm de líquido.

Segundo Pedescoll *et al.* (2013), um dos fatores mais importantes na concepção e dimensionamento de SACs para tratamento de esgoto é o balanço hídrico, que depende da carga hidráulica, precipitação e evapotranspiração das plantas. A evapotranspiração para esta

pesquisa, no período de um ano (maio de 2012 a maio de 2013), foi de 1.677 mm.ano⁻¹ (1.006 mm.ano⁻¹ de transpiração e 671 mm.ano⁻¹ de evaporação), equivalendo a 5% da vazão afluente ao SAC, sendo 3% de evaporação e 2% de transpiração das plantas. Pelisari (2013), em seu estudo tratando efluente oriundo de bovinocultura em SAC horizontal localizado no município de Santa Maria/RS, vegetado com *Typha domingensis Pers.*, com uso do método da diferença de vazão entre o afluente e o efluente, encontrou evapotranspiração de 22 mm.d⁻¹, num período de quatro meses, o que representou uma perda de 49% da vazão de afluente. El Hamouri *et al.* (2007), em estudo no Marrocos com *Arundodonax* e *Phragmites australis*, encontraram valores para evapotranspiração de 40 e 57 mm.d⁻¹, respectivamente. Já Lim *et al.* (2001) obtiveram valores de 18,2 a 32,9 mm.d⁻¹ para evapotranspiração em SACs cultivados com *Typha angustifolia*, na Malásia.

Segundo Marques (1999), citado por Abrahão (2006), a evapotranspiração pode variar de 1,3 a 3,5 vezes a taxa de evaporação de uma superfície livre. A presente pesquisa obteve o valor da evapotranspiração de cerca de 1,72 vezes a taxa da evaporação do tanque preenchido somente com água (Figura 4.19a), podendo este ser considerado como de superfície livre.

Na Tabela 5.17, encontram-se valores de evapotranspiração em SAC em diferentes locais de estudos.

Tabela 5.17 – Valores de evapotranspiração em SACs

Local de estudo	Método de mensuração	Espécies vegetais	Evapotranspiração (médias) (mm.d ⁻¹)	Referências
Flórida ¹	Penman-Monteith, Lisímero	<i>T. latifolia</i> L.	10-12	Allen <i>et al.</i> (1992)
Estados Unidos ¹	Lisímero	<i>T. latifolia</i> <i>S. babylonica</i> <i>A. rubrum</i>	3 -10 4,3 16,35	Pauliukonis; Schneider (2001)
Califórnia ¹	Covariância de redemoinho	<i>Typha latifolia</i>	3 - 4	Goulden <i>et al.</i> (2007)
Brasil ²	Penman-Monteith	<i>Typha latifolia</i> ,	14	Brasil <i>et al.</i> (2008)
Portugal ²	Sistema SAGRA	-	4,7	Galvão (2009)
China ¹	Covariância de redemoinho	<i>Phragmites australis</i>	0,1 – 5,8	Zhou; Zhou (2009)
China ³	SEBAL – Sensoramento remoto	Diversas	0 - 8	Sun <i>et al.</i> (2011)
Austrália ²	Tanque Classe A – Penman Monteith modificado	<i>Phragmites australis</i>	1º ano: 2,8 2º ano: 3,1	Headley <i>et al.</i> (2012)
Itália ²	Penman-Monteith	<i>Phragmites australis</i>	3,6 – 5,2	Borin <i>et al.</i> (2012)
Espanha ²	Penman-Monteith	<i>Typha angustifolia</i> <i>Phragmites australis</i>	36,8 23,0	Pedescoll <i>et al.</i> (2013)

Tipo de sistemas:

¹ Sistema natural

² Sistema de Alagados Construídos de escoamento subsuperficial

³Não informado

Observa-se na Tabela 5.17 a evapotranspiração em SACs situados em diversas localidades, ou seja, sob várias condições climáticas e métodos de mensuração diferentes. Para Mitsch e Gosselink (2007), os processos hidrológicos desempenham um papel fundamental na determinação do tipo de condições bioquímicas e biota que ocorrem em SACs, sendo que a evapotranspiração depende de fatores meteorológicos/climáticos. Assim pode-se obter dados diferentes de taxas evapotranspiração em regiões com condições climáticas diferentes. Segundo Camargo; Camargo (2000) *apud* Almeida; Ucker (2011), nos trópicos, a energia solar e a evapotranspiração, no curso do ano, são significativamente mais elevadas que em regiões de clima temperado.

Borin *et al.* (2011) citam que as perdas de água para a atmosfera através evapotranspiração podem ser elevadas especialmente em locais sob condições quentes e com ventos fortes e que

a maioria das regiões climáticas têm uma estação seca e úmida, que variam dependendo da localização geográfica. Como consequência, as perdas de água por evapotranspiração podem ter um impacto variável sazonalmente. De acordo com Sun *et al.* (2011), a determinação mais precisa da evapotranspiração poderia conduzir para decisões mais informadas sobre a conservação, desenvolvimento e gestão de SACs naturais ou construídos.

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Pelos resultados do projeto de pesquisa pode-se concluir os seguintes pontos.

Em geral, observou-se que no SAC recebendo efluente, tanto do reator UASB (Fase 1), como do reator UASB seguido por filtro biológico percolador aberto - FBPA (Fase 2), a qualidade do efluente foi excelente para os parâmetros DBO, DQO, SST.

Na Fase 1, as concentrações médias efluentes de DBO, DQO e SST das unidades plantada e não plantada foram de 25 e 23 mg.L⁻¹, 50 e 55 mg.L⁻¹, 9 e 6 mg.L⁻¹, respectivamente. Para a Fase 2, as médias das concentrações efluentes para unidade plantada e não plantada foram também muito baixas, relativas a DBO (13 e 12 mg.L⁻¹), DQO (26 e 31 mg.L⁻¹) e SST (16 e 12 mg.L⁻¹).

Os valores das concentrações efluentes de DQO, DBO e SST cumpriram com os padrões de lançamento do Estado de Minas Gerais (Resolução COPAM/CERH no 01/2008; DQO: 180 mg.L⁻¹; DBO: 60 mg.L⁻¹; SST: 100 mg.L⁻¹) e a Resolução CONAMA n° 430/2011, em ambas as fases e unidades do SAC.

A média da relação DQO/DBO, na Fase 1, no esgoto bruto, foi de 1,4 (414 mg.L⁻¹ / 293 mg.L⁻¹) e na Fase 2, de 1,7 (400 mg.L⁻¹ / 232 mg.L⁻¹), com fração biodegradável elevada, o que favorece o sistema de tratamento biológico.

Medições do perfil longitudinal da concentração de DQO indicaram um contínuo decaimento ao longo do comprimento, decrescendo do início para o final do leito de tratamento, exceto na unidade não plantada (Fase 2) em que, a distância relativa de 75%, correspondente a 18 m do início do leito. Nessa houve aumento da concentração de DQO, provavelmente por causa do acúmulo de material orgânico na parcela correspondente, bem como a quantidade de sólidos e a influência de escoamento superficial, registrado após quatro anos de operação do SAC.

NTK e N – Amoniacal, na Fase 2, apresentaram valores de concentrações médias finais menores do que na Fase 1, cerca de 22 mg.L⁻¹ e 23 mg.L⁻¹ de NTK e 19 mg.L⁻¹ e 20 mg.L⁻¹ de N - Amoniacal para unidade plantada e não plantada respectivamente.

Foram encontradas médias de remoção de 6% e 3% de NTK para unidades plantada e não plantada, respectivamente, após quatro anos de operação. Encontrou-se remoções médias de nutrientes equivalentes a 13% para NTK na unidade com plantas e 6% para a unidade sem plantas, durante aproximadamente dois anos de operação.

A relação DBO/NTK afluente ao SAC em ambas as unidades, pós-reator UASB foi em média de 2,71 e pós FBPA de 1,55. Esses valores indicam que houve maior predominância da nitrificação em relação à oxidação da matéria orgânica e, principalmente, pós FBPA, onde a nitrificação é mais intensa.

Apesar de os perfis das unidades manterem a faixa de pH ótima para a realização do processo de nitrificação e desnitrificação, este fato não ocorreu intensamente, pois dependia de outros fatores que influenciariam o processo. Nas unidades, a média do pH no perfil foi cerca de 7,4 e 7,5 para UP e UNP, respectivamente.

Nos perfis Fase 2 notou-se a predominância das condições anaeróbias e também anóxicas, favorecendo a desnitrificação. Os maiores valores de concentração média de alcalinidade foram encontrados no perfil da UP, onde provavelmente a desnitrificação foi mais intensa, devido à predominância de condições anóxicas no meio. A nitrificação foi considerada baixa.

Para a condutividade elétrica, ambas as unidades apresentaram comportamentos semelhantes nos perfis, na Fase 2.

O sistema de tratamento foi eficiente em relação à remoção de fósforo em ambas as fases de tratamento, com maiores remoções na Fase 2 (pós FBPA). A presença de escória no leito, pode ter oferecido maior capacidade de remoção do nutriente.

As UP e UNP também tiveram comportamentos semelhantes para as duas fases, com médias de eficiências de concentração efluente de 42 e 39% para UP e UNP na Fase 1, e 68% para ambas as unidades na Fase 2.

O desempenho das unidades plantada e não plantada foi próximo entre si em termos da remoção dos poluentes estudados. Verificou-se que não houve diferença estatística entre as concentrações efluentes das unidades plantada e não plantada para DBO, DQO, SST, N total e P total na Fase 1 e na Fase 2, houve diferença apenas para o parâmetro N total.

Em termos de cargas removidas na primeira fase, houve diferença estatística significativa apenas para o N total, com eficiência de remoção de cargas de 12,4% para a unidade plantada e 16,0% para unidade não plantada. Já na Fase 2, houve diferença estatisticamente significativa para os parâmetros de DQO, DBO, SST, N total e P total, sendo que a eficiência de remoção no SAC relacionada a cargas removidas foi maior na unidade plantada para DQO (80 e 76%), NTK (38 e 33%) e N amoniacal (37 e 32%).

Eficiência de remoção na unidades do SAC, foi pouco afetada pela mudança da característica do afluente advindo UASB e FBPA, exceto para N Amoniacal, NTK, P-total, que foram maiores para os afluentes do FBPA.

A presença de COT no meio suporte foi observada em maior concentração na unidade não plantada. Este fato se deve à fixação do carbono pelas plantas, fazendo com que ocorra redução deste elemento no meio suporte.

Não foi constatado impacto de precipitação na eficiência ou remoção de poluentes.

No final da pesquisa, em setembro de 2013, foram quantificadas 3,5 plantas por m² e valor médio de 9,5 folhas por planta (após dois meses da última poda), apesar de que, no início da pesquisa, em no ano de 2007, a densidade das plantas era de 4 por m². A diminuição no número de plantas por m² provavelmente ocorreu, devido à presença de vegetações invasoras.

A altura média dos pseudocaulos foi cerca de 18,5 cm, com diâmetro médio de 11,2 cm e a produção de matéria úmida de 5,49 g.m⁻².d⁻¹ e matéria seca de 1,42 g.m⁻².d⁻¹.

As maiores taxas de crescimento da taboa foram observadas nos meses mais quentes e na estação chuvosa.

As maiores cargas removidas podem ser notadas quando ocorreu também elevada taxa de crescimento da *Typha latifolia*. A concentração de nitrogênio e fósforo foliar (na Fase 2) foi encontrada em maior quantidade no ano de 2012, havendo uma diminuição em fevereiro de 2013, provavelmente devido à presença de plantas invasoras na unidade, as quais concorreram com a taboa na absorção de nutrientes.

Houve a comprovação de que a raiz da *Typha latifolia* teve concentração de nutrientes semelhante à parte aérea (resultados da última coleta).

Observou-se que, no início do crescimento (45, 70 dias), a incorporação de nutrientes foi maior (plantas mais jovens) do que na fase de senescência, próxima à poda (138, 143, 195 dias). Esse fato ocorreu pela maior assimilação e absorção de nutrientes pela vegetação durante a fase de crescimento. Percebe-se que os valores médios desta pesquisa para teores de nutrientes na biomassa do tecido foliar da macrófita *Typha latifolia* são semelhantes aos obtidos em outras pesquisas.

Notou-se que as vazões efluentes das duas unidades foram menores que as afluentes, tanto operando com o efluente do reator do UASB como do FBPA.

Para medição 12 horas as vazões efluentes foram em média de 40% e 24% menores que as vazões de entrada para unidade plantada e não plantada respectivamente.

Tanto para o N total como para o P-total, as precipitações pareceram não ter sido fator de limitação para a eficiência em ambas as unidades.

Não foram observados grandes impactos da evapotranspiração na eficiência de remoção de N e P;

Os valores da evaporação resultante da leitura direta realizada no evaporímetro foram semelhantes para ambas as unidades.

Verificou-se que a vazão efluente correspondeu a 80% da vazão afluente. As precipitações contribuíram no balanço hídrico em um ano com cerca de $1.412 \text{ mm}\cdot\text{ano}^{-1}$, correspondendo a 4% da vazão de entrada. A evapotranspiração foi correspondente a 5% da vazão afluente.

De forma global, e tendo por base os resultados obtidos neste monitoramento de longo prazo, pode-se concluir que sistemas de alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial constituem-se em uma ótima alternativa para o pós-tratamento de efluentes anaeróbios. Acredita-se que este sistema, em virtude dos ótimos resultados e do período relativamente longo testado esteja pronto para ser utilizado em escala real para pequenas comunidades.

Após análises e conclusões da presente pesquisa, recomenda-se:

- Realizar experimentos em sistema de escoamento subsuperficial para verificação da eficiência de remoção de carga, com maior tempo de residência, pelo menos em três ciclos hidrológicos e com outras espécies;
- Monitorar todas as formas de nitrogênio e fósforo, especialmente as dissolvidas e estimar o fluxo de N na forma de N_2 e N_2O ;
- Monitorar a produção de CO_2 ; CH_4 e H_2S ;
- Pesquisar o SAC com a combinação de vegetações para verificação da eficiência;
- Testar a utilização da macrófita na produção de composto orgânico, artesanato, adubo;
- Realizar estudos e testes hidrodinâmicos e com diferentes preenchimentos do leito do SAC para encontrar soluções relacionadas à colmatação do sistema;
- Estudar soluções viáveis para a distribuição da vazão nas unidades do SAC;
- Implantar dispositivo automático para leitura de vazão 24 horas;
- Limpar frequentemente a linha de alimentação das unidades do SAC.

REFERÊNCIAS

ABRAHÃO, S. S. *Tratamento de água residuária de laticínios em sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras*. Tese (Mestrado Engenharia Agrícola/Magister Scientiae) -Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 122p. 2006.

AISSE, M. M.; CORAUCCI FILHO, B.; ANDRADE NETO, C. O.; JÜRGENSEN, D.; LAPOLI, F. R.; MELO, H. N. S.; PIVELI, R. P.; de LUCA, S. J. Cloração e Descloração. *In: Desinfecção de Efluentes Sanitários*. Ricardo F. Gonçalves (Coord.). Rio de Janeiro, ABES, Rima. 2003. p.113- 68.

AKRATOS, C.; TSIHRINTZIS, V., Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 29 (2), 173-191, 2007.

ALLEN R.G.; PEREIRA, L.; RAES, D.; SMITH, M. *Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements*. Rome: FAO, (Irrigation and Drainage Paper, 56), 1998.

ALLEN, R. G.; PRUEGER, J. H.; HILL, R. W. Evapotranspiration from isolated stands of hydrophytes: cattail and bulrush. *Trans. ASAE*, v.35, n.4, p.1191-1198, 1992.

ALMEIDA R. A.; UCKER F. E. Considerando a evapotranspiração no cálculo de eficiência de estações de tratamento de esgoto com plantas , *Engenharia Ambiental - Espírito Santo do Pinhal* , v. 8, n. 4, p. 039 -045, out . /dez. 2011.

ALMEIDA, R. A.; PITALUGA, D. P. S.; REIS, R. P. A. Tratamento de esgoto doméstico por zona de raízes precedida de tanque séptico. *Revista Biociências*, UNITAU. v. 16, n. 1, p. 73-81, 2010.

ALMEIDA, P. G. S. *Efeito de diferentes tipos de meio suporte no desempenho de filtros biológicos percoladores aplicados ao pós-tratamento de efluentes de reatores uasb, com ênfase na nitrificação*. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG.156p. 2007.

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. 125-129p. 2007.

ALMEIDA, R.A.; S. POSCH, L.S. PEREIRA; C.A. GODINHO; L.F.C. OLIVEIRA & H.J. KLIEMANN. Tratamento de esgoto com plantas: sistema zona de raízes. p. 115-134. *In: PRÊMIO CREA-GOÍÁS DE MEIO AMBIENTE 2004: COMPÊNDIO DOS TRABALHOS PREMIADOS*. Conselho Regional de Engenharia Arquitetura e Agronomia do Estado de Goiás, Goiânia. 244 p., 2005.

ALMEIDA, R. A.; OLIVEIRA, L.F.C.; KLIEMANN, H. J. Eficiência de espécies vegetais na purificação de esgoto sanitário. *Estudos tecnológicos – v. 1, n 2:9-20 (jul/dez. 2005)*.

ALVARENGA, R. A. F. *Remoção de nutrientes (N e P) de esgotos domésticos pela incorporação em macrófitas emergentes em sistema filtro plantado com macrófitas – Wetlands*. Florianópolis: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, 2005. 19p. Relatório Final CNPq/PIBIC-BIP.

ANDRADE, H.H.B., *Avaliação do desempenho de sistemas de zona de raízes (wetlands construídas) em escala piloto aplicados ao tratamento de efluente sintético*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 100p. 2012.

ANJOS, J.A.S.A. dos. *Avaliação de uma zona alagadiça (wetland) no controle da poluição de metais pesados: o caso da Plumbum em Santo Amaro da Purificação*. 2003. 328 f. Tese (Doutorado em Engenharia/Engenharia Mineral) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

APHA; AWWA; WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21. ed. Washington: APHA, 2005.

ARIAS, C. A., Del BUBBA, M.; BRIX, H. Phosphorous removal by sands for use as media in subsurface constructed reed beds. *Wat. Res.*, v. 35, n. 5, pp. 1159 -1168, 2001.

ARMSTRONG, N.; ARMSTRONG, J. & BECKETT, P. M. "Measurements and modeling of oxygen release from roots of *Phragmites australis*." *Constructed Wetlands in Water Pollution Control* (Adv. Wat. Pollut. Control no 11) Pergamon Press, Oxford/UK, pp. 41-51. 1990.
ARMSTRONG, W., 1989. Aeration in roots. In: J.H. Cherry (Editor), *Environmental Stress in Plants*. Springer, Berlin. p. 197-206.

AVELAR, J. C., *Avaliação da escória de aciaria (ld) como leito cultivado e leito filtrante no pós-tratamento de efluente de reator uasb compartimentado*. Universidade Federal do Espírito Santo - Centro Tecnológico Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental - Vitória, 2008.

ÁVILA, A. M.H, GONÇALVES; R. R. V., PINTO, H. S. ; JUNIOR, J. Z. *Relação entre a precipitação e o NDVI em imagens AVHRR/NOAA para a cana-deaçúcar, no estado de São Paulo*. Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas a Agricultura – CEPAGRI Cidade Universitária Zeferino Vaz - Campinas - SP, Brasil. Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Natal, Brasil, 25-30 abril 2009, INPE, p. 553-560.

BARBEDO, A. G. A.; IMOLENE, L. M.; IDE, C. N.; ROCHE, K. F. & DO VAL, L. A. A. Reuso de Efluentes de Lagoas de Estabilização na Produção de Biomassa Verde. In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Porto Alegre-RS, *Anais...*, CD-ROM I-034, p. 1-10, 2000.

BAUMGARTNER, J.G. *Nutrição e adubação*. In: RUGGIERO, C. ed. Maracujá. Ribeirão Preto, UNESP, SP: 1987. p.86-96.

- BAVOR, H. J.; ROSER, D. J; FISHER, P. J.; SMALLS, I. C. *Performance of solid matrix wetland systems viewed as fixed-film bioreactors*. In: D.A. Hammer (ed.) *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*. Chelsea, MI: Lewis Publishers, pp.646-656, 1989.
- BERGAMASCHI H. Desenvolvimento de déficit hídrico em culturas. In: BERGAMASCHI, H. *Agrometeorologia aplicada à irrigação*. Porto Alegre: UFRGS, Ed. Universidade, 1992. p.25-32.
- BERNARDO, S. *Manual de Irrigação*. 6.ed. Viçosa: UFV, 657p., 2002.
- BERTHOLDO, D. T. *Eficiência de banhados construídos no tratamento de águas provenientes da drenagem urbana e no pós-tratamento de efluentes líquidos tratados por processo anaeróbio (Reator UASB) e no tratamento de drenagem urbana*. Farroupilha - RS. Porto Alegre, 1999. 115p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- BITTON, G. *Wastewater Microbiology*. 3^a ed. John Wiley & Sons, Inc. Hoboken., 2005. 765p.
- BORIN, M., MILANI; M., SALVATO ; M., TOSCANO, A. Evaluation of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Evapotranspiration in northern and southern Italy. *Ecological Engineering* 37 (5), 721 - 728, 2011.
- BRAGATO C.; BRIX H.; MALAGOLI M. Accumulation of nutrients and heavy metals in *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex. *Steudel and Bolboschoenus maritimus* (L.) Palla in a constructed *wetland* of the Venice lagoon watershed. *Environ. Pollut.* 144(3): 967-975, 2006.
- BRASIL, M. S.; MATOS, A. T. Avaliação de aspectos hidráulicos e hidrológicos de sistemas alagados construídos de fluxo subsuperficial. *Engenharia Sanitária Ambiental*, v.13, n.3, p.323-328, 2008.
- BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; SOARES, A. A. Plantio e Desempenho Fenológico da Taboa (*thypha* sp.) utilizada no Tratamento de Esgoto Doméstico em Sistema alagado Construído *Revista da ABES- Eng sanitária ambiental*, v.2, n. 3 - jul/set , 266-272, 2007.
- BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; SORAES, A. A. Plantio e desempenho fenológico da Taboa (*Thypha* sp.) utilizada no tratamento de esgoto doméstico em sistema alagado construído. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. v.12, n 3, 2006.
- BRASIL, M. S. *Desempenho de sistemas alagado construído para tratamento de esgoto doméstico*. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Viçosa – UFV, Viçosa, MG. 2005. 160p.
- BRASIL, M.S.; MATOS, A.T.; FIA, R. Eficiência e impactos ambientais do tratamento de águas residuárias da lavagem e despulpa de frutos do cafeeiro em áreas alagadas naturais. *Revista Engenharia na Agricultura*, v.11, n.1-4, p. 43-51, 2003.
- BRASKERUD, B.C. Factors affecting nitrogen retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution. *Ecological Engineering*, 18: 351-370,2002.

BRIX, H., ARIAS, C. A. The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. *Ecological Engineering*, v. 25, 491-500p. 2005.

BRIX, H. *Plants used in Constructed Wetlands and Their Functions*. In: Proceedings of the 1st International Seminar on The Use of aquatic macrophytes for wastewater treatment in constructed wetlands. FCG, Lisboa, V. Dias and J. Vymazal, Lisboa, pp. 8-109, 2003.

BRIX, H. Macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Sci. Technol*, v. 35, p. 11-17, 1997.

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

BRIX, H. Wastewater treatment in constructed wetlands: system design, removal processes and treatment performance. In: MOSHIRI, G.A. (Ed.) *Constructed wetlands for water quality improvement*. Boca Raton, FL: *Lewis Publishers*, p.2-22, 1993.

BRIX, H., Uptake and photosynthetic utilization of sediment-derived carbon by *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel. *Aquat. Bot.*, 38: 377-389, 1990.

BRUGNOLI, E.; LAUTERI, M., 1991. Effects of salinity on stomatal conductance, photosynthetic capacity, and carbon isotope discrimination of salt-tolerant (*Gossypium hirsutum* L.) and salt-sensitive (*Phaseolus vulgaris* L.) C3 non-halophytes. *Plant Physiol*. v.95, 628–635,1991.

BURMAN, R.D.; NIXON, P.R.; WRIGHT, J.L.; PRUITT, W.O. Water requirements. In: JENSEN, M.E. (Ed.) *Design and operation of farm irrigation systems*. St. Joseph: ASAE, p.189-232. (Monograph, 3), 1983.

CALIJURI, M. L.; BASTOS, R. K. X.; MAGALHÃES, T. B.; CAPELETE, B. C.; DIAS, E. H. O. Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/*wetlands* construídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes. *Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental*. v. 14 n. 3. 2009.

CALIJURI, M.L.; BASTOS R.K.X.; CAPELETE, B.C.; MAGALHÃES, T.B., FERNANDES, R. Remoção de nitrogênio e fósforo em *wetlands* construídas: comportamento temporal, *XXXI Congresso Interamericano AIDIS* – Santiago, Chile, 2008.

CAMARGO, A. P.; CAMARGO, M. B. P. Revisão analítica da evapotranspiração potencial. *Bragantia*, Campinas, v. 59, n. 02, p. 125-137, 2000.

CAMPBELL, C. S.; OGDEN, M. H. *Constructed Wetlands in the sustainable landscape* . John Wiley & Sons. INC. 1999, 270p.

CAMPOS, J.C.; FERREIRA, J.A.; MANNARINO, C.F.; SILVA, H.R.; BORBA, S.M.P. Tratamento do chorume do aterro sanitário de Pirai (RJ) utilizando *wetlands*. In: VI SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Vitória-ES: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2002.

CARLESSO, R. Absorção de água pelas plantas: água disponível versus extrínseca e a produtividade das culturas. *Revista Ciência Rural*, Santa Maria, v.25, n.1, p.183-188, 1995.

CARVALHO, S. T. *Avaliação do uso de áreas construídas de superfície alagada livre (sal) para tratamento de efluentes superficiais de pátios de compostagem da indústria de celulose*. Dissertação (mestrado em Engenharia Industrial). Centro Universitário do Leste de Minas Gerais – UNILESTE-MG, Coronel Fabriciano, MG, Brasil. 2010.

CASELLES-OSORIO, A; GARCIA, J. Effect of physico-chemical pretreatment on the removal efficiency of horizontal subsurface-flow constructed wetlands. *Environmental Pollution*. v 146, p. 55 – 63, 2007.

CASELLES-OSÓRIO, A; GARCÍA, J. Effect of physico-chemical pretreatment on the removal efficiency of horizontal subsurface-flow constructed wetlands. *Environmental Pollution* 146. pp. 55-63. 2006.

CEBALLOS, B. S. O., MEIRA, C. M. B. S., SOUZA, J. T. de, OLIVEIRA H., GUIMARÃES, A. O., KONIG A. - Desempenho de um leito cultivado na melhoria da qualidade de um córrego poluído destinado a irrigação. In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL – ABES, *Anais ...* Porto Alegre, 2000.p. 1-6.

CHAGAS, R. C., *Utilização de lírio amarelo (Hemerocallis flava) em sistemas de alagados construídos para tratamento de esgoto doméstico*. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa-MG, 2008.

CHAZARENC, F.; NAYLOR S.; COMEAU Y.; MERLIN G.; BRISSON J. Modeling the effect of plants and peat on evapotranspiration in constructed wetlands. *Internacional Journal of Chemical Engineering*. Hindawi Publishing Corporation, v.2010,p.6.2010.

CHAZARENC, F.; BRISSON, J.; MERLIN, G. Seasonal and spatial changes of microorganism communities in constructed wetlands: a community level physiological profiling analysis. *International Journal of Chemical Engineering*, vol. 2010.

CHERNICHARO, C.A.L. (Coord.) *Pós-tratamento de reatores anaeróbios*. Belo Horizonte: ABES, Projeto Prosab, 2001.

CHERNICHARO, C.A.L. *Princípios de tratamento de águas residuárias: Reatores anaeróbios*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental-UFMG, 1997.

COLLAÇO A.B. *Uso de pneu “picado” como meio suporte de leitos cultivados para tratamento de esgoto sanitário oriundo de uma ETE convencional*. Dissertação (Mestrado), Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2001, 65p.

COLLISCHONN, W. *Simulação hidrológica de grandes bacias*, tese de doutorado, IPH-UFRGS, 196p., 2001.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente -RESOLUÇÃO N ° 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.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente - RESOLUÇÃO N ° 430, DE 13 DE MAIO DE 2011 - Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n ° 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA.

CONCEIÇÃO, M.A.F.; MARIN, F.R. Avaliação de modelos para a estimativa de valores diários da radiação solar global com base na temperatura do ar. *Revista Brasileira de Agrometeorologia*, Piracicaba, v.15, n.1, p.103-108, 2007.

COOPER, D. ; GRIFFIN, P. ; COOPER, P. Factors affecting the longevity of sub-surface horizontal flow systems operating as tertiary treatment for sewage effluent. *Water Science and Technology*, 51 (9), 127-135, 2005.

COOPER, P. F.; JOB, G. D.; GREEN, M. B. AND SHUTES, R. B. E. *Reed beds and constructed wetland for wastewater treatment*, pp. 206, NRs Publications, Medmenham, Marlow, UK. 1996.

COSTA J. F. *Desempenhos de wetlands construídas (banhados construídos) no tratamento de manipueira*. [Monografia]. Campo Grande: Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, 2009.

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.

CONSTABLE, J.V.H., Grace, J.B. and Longstreth, D.J. High carbon dioxide concentrations in aerenchyma of *Typha latifolia*. *Am. J. Bot.*,v. 79: 415-418,1992.

CRAWFORD, R. M. M.; BRANDLE, R. Oxygen deprivation stress in a changing environment. *Journal of Experimental Botany* 47: 145-159. 1996.

CUNHA, C. A. G. *Análise da eficiência de um sistema combinado de alagados construídos na melhoria da qualidade das águas*. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, São Carlos, 174 p., 2006.

CURIA, A.C.; KOPPE, J.C.; COSTA, J. F. C. L.; FÉRIS L. A.; GERBER, W. D. Application of pilot-scale-constructed wetlands as tertiary treatment system of wastewater for phosphorus and nitrogen removal. *Water air Soil Pollut*, v.218, 131-143, 2011.

DAVIS, L. A. *Handbook of Constructed Wetlands. A Guide to Creating Wetlands for: Agricultural Wastewater, Domestic Wastewater, Coal Mine Drainage, Stormwater in the Mid-Atlantic Region*, v. 1: (USEPA Region III with USDA, NRCS, ISBN 0-16-052999-9), 1995.

DeBUSK, T.; GRACE, K.A.; DIERBERG, F.E.; JACKSON, S.D.; CHIMNEY, M.J.; GU, B. An investigation of the limits of phosphorus removal in wetlands: a mesocosm study of a shallow periphyton-dominated treatment system. *Ecological Engineering*, v.23, p.1-14, 2004.

DeBUSK, W. F. Nitrogen cycling in wetlands. Soil and Water Science Department, Florida Cooperative Extension Service, Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida, doc. SL171, pub. 1999a, 3p. Disponível em: <<http://edis.ifas.ufl.edu/pdf/files/SS/SS30300.pdf>> Acesso em: 12 de junho 2010.

DE DATTA, S.K. *Principles and practices production. Interscience*, Willey, 618 p;1981.

DE PAOLI, A.C. *Análise de desempenho e comportamento de wetlands horizontais de fluxo subsuperficial baseado em modelos hidráulicos e cinéticos*. Dissertação (Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG.159p. 2010.

DREXLER, J.Z.; SNYDER, R.L.; SPANO, D.; PAW, K.T.U., A review of models and micrometeorological methods used to estimate wetland evapotranspiration. *Hydrol. Process.* 18 (11), 2071–2101, 2004.

DIAS, V.N.; M.M. INÁCIO; P.M. PACHECO; J.C. LOPES; P.F. CORREIA; E.A. SOUTINHO. 2002. *Fito-ETARs: pressupostos teóricos de funcionamento e tipos*. Disponível em: <http://www.apesb.pt/Comunicacoes/9_PAPER_2.htm>. Acesso em: 23 jul. 2011.

DIAS, J. C. S. A fertilização e a qualidade dos produtos alimentares de natureza vegetal. *Investigação Agrária* n°2, pp 50-51,2000.

DOORENBOS, J., PRUITT, W.O. Guidelines for predicting crop water requirements. *Irrigation and Drainage Paper*, 24, Roma FAO, 144p. 1975.

DORNELAS, F. L. *Avaliação do desempenho de wetlands horizontais subsuperficiais como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB*. Dissertação de mestrado do Programa de pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, UFMG. 2008.

EDWARDS, K. R.; CIZKOVÁ, H.; ZEMANOVÁ, K.; SANTRUCKOVÁ, H. Plant growth and microbial processes in a constructed wetland planted with *Phalaris arundinacea*. *Ecological Engineering*, n. 27, p. 153-165, 2006.

EGER P. *Wetland treatment for trace metal removal from mine drainage: the importance of aerobic and anaerobic processes*. *Water Science and Technology*, v. 29, p. 249–256, 1994.

EL HAMOURI, B.; NAZIH, N. E LAHJOUJ, J. Subsurface-horizontal flow constructed wetland for sewage treatment under Moroccan climate conditions. *Desalination*, 215, pp. 153-158, 2007.

EMBRAPA - CENTRO NACIONAL DE PESQUISA DE ARROZ E FEIJÃO. *Informações técnicas para o cultivo de feijão*. Brasília: EMBRAPA-SPI, 1996. 32p.

ESTEVES, F.A. *Fundamentos de Limnologia*. 2ªed. Editora Interciencia. Rio de Janeiro, 1998.

FAGERIA, N.K.; BALIGAR, V.C.; JONES, C.A. *Growth and mineral nutrition of field crops*. New York : M. Dekker, 1991. 476p.

FAGERIA N.K.; BALINGER V.C. ; CLARK R.B. Micronutrients in crop production. *Adv. Agron.*, 77: 185-68, 2002.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. *Handbook of Utilization Aquatic Plants*. Disponível em: <<http://www.fao.org/DOCREP/003/X6862E/X6862E03.htm>>. Acesso em: dezembro de 2010.

FARAHBAKHUSHAZAD N.; MORRISON, G. M., Subsurface macrophyte systems in wastewater treatment. *Vatten*, v.54, p. 41-51, 1998.

FERREIRA, A. R., FARIA R. T., Congresso E Mostra de Agroinformática ,18 a 20 de outubro de 2000 – Vila Velha Palace Hotel Ponta Grossa – Paraná, 2000.

FREITAS, W. S. *Desempenho de sistemas alagados construídos, cultivados com diferentes espécies vegetais, no tratamento de águas residuárias da suinocultura*. Tese (doutorado) – Universidade Federal de Viçosa, 159p. 2006.

FIA, F.R.L; MATOS, A.T.; FIA, R.; LAMBERT, T.F.; MATOS, M.P. Remoção de nutrientes por *Typha latifolia* e *Cynodon* spp. cultivadas em sistemas alagados construídos. *Ambi-água*, Taubaté, v.6, n.1, p.77-89, 2011.

FIA, F.L.R. *Modelos de remoção de variáveis qualitativas em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura*. 2009. 156f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. 2009.

GALVÃO, A.; MATOS, J. A contribuição da evapotranspiração no tratamento de águas residuais através de leitos de macrófitas. *Revista Recursos Hídricos*, v. 33, n. 2, 53-58, 2012.

GALVÃO A.F.; MATOS J. S.; FERREIRA F. S. CORREIA F. C., Simulating flows in horizontal subsurface flow constructed wetlands operating in Portugal. *Ecological Engineering*, v. 36, pp.596-600, 2010.

GALVÃO, A. *Comportamento Hidráulico e Ambiental de Zonas Húmidas Construídas para o Tratamento de Águas Residuais*. Tese de Doutorado. IST, Lisboa: s.n., 2009.

GARCÍA, J.; AGUIRRE, P.; BARRAGÁN, J.; MUJERIEGO, R.; MATAMOROS, V.; BAYONA, J. M. Effect of key design parameters on the efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecol. Eng.* v.25, 405-418. 2005.

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

GERSBERG, R. M.; ELKINS, B. V.; LYON, S. R.; GOLDMAN, C. R. Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands. *Water Research*. Oxford, v. 20, n. 3, p. 363-368, mar.1986.

GERSBERG, R. M.; LYON S. R.; ELKINS, B. V.; GOLDMAN, C. R. The removal of heavy metals by artificial wetlands. In: PROCEEDINGS OF WATER SYMPOSIUM III ON FUTURE OF WATER REUSE. San Diego, California, v.II. USA: AWWA Research Foundation, p. 639-48, 1984.

GIAFFERIS, G., P. *Avaliação do potencial de reuso agrícola do efluente de uma estação de tratamento de esgoto com alagados construídos*. Tese (Doutorado). Faculdade de Ciências Agrônômicas da UNESP – Campus de Botucatu, BOTUCATU – SP, 2011.

GOULDEN, M.L.L.; IVAK, M.; MILLER, S.D. Factor that control Typha marsh evapotranspiration. *Aquat. Bot.*, n 86, pp.97–106. 2007.

GOMIDE, R. *Operações unitárias*. São Paulo: v. 4, 1980.

GRIFFIN, P.; WILSON, L. ; COOPER, D. , Changes in the use, operation and design of subsurface flow constructed wetlands in a major UK water utility. *11th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, Indore, India, 419-426, 2008.

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

HABERL, R.; GREGO, S.; LANGERGRABER, G.; KADLEC, R. H.; CICALINI, A. R.; DIAS, S. M.; NOVAIS, J. N.; AUBERT, S.; GERTH, A.; THOMAS, H.; HEBNER, A. Constructed wetlands for the treatment of organic pollutants. *J Soils & Sediments*. v. 3, n 2, p. 109-124. 2007.

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

HARGREAVES, G.H.; ALLEN, R.G. History and evaluation of Hargreaves evapotranspiration equation. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, Reston, v.129, n.1, p.53-63, 2003.

HEADLEY T.R.; DAVISON L.; HUETT D.O.; MULLER R. Evapotranspiration from subsurface horizontal flow wetlands planted with *Phragmites australis* in sub-tropical Australia. *water research*, v.4, n.6 , p.345 – 354. 2012.

HENCH, K.; BISSONNETTE, G.; SEXSTONE, A.; COLEMAN, J.; GARBUTT, K. E SKOUSEN, J. Fate of physical, chemical, and microbial contaminants in domestic

wastewater following treatment by small constructed wetlands. *Water Research*, 37, 921-927, 2003.

HERNANDEZ, M. E.; MITSCH W. J. Denitrification potential and organic matter as affected by vegetation community, wetland age, and plant introduction in created wetlands. *Journal of Environmental Quality*, n. 36, p. 333-342, 2007.

HUSSAR, J. G. *et al.* 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, p. 25-34, jan./dez. 2004.

HUSSAR, G.J. Avaliação do desempenho de leitos cultivados no tratamento de águas residuárias de suinocultura. 133 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola, área de concentração Água e Solo) - Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas. Campinas, 2001.

INIA - *Manual de fertilização das culturas*. INIA – Laboratório Químico Agrícola Rebelo da Silva, Lisboa, 2000.

ISRAELSEN, O. W.; HANSEN, V. E. *Principios y aplicaciones del Reigo*, 2ª ed., Barcelona: Reverté S. A., 396 p, 1973.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). Monitoramento das Estações Automáticas. Acessado em DATA. <http://www.inmet.gov.br/sonabra/maps/automaticas.php>

IWA Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution. Constructed Wetlands for pollution Control: Process, Performance, design and Operation. Scientific and Technical Report. N.8. London, England: *IWA Publishing*. 156 p, 2000.

JACOBS, J.M.; MERGELSBERG S.L.; LOPERA A.F.; MYERS D.A. Evapotranspiration from a wet prairie wetland under drought conditions: paynes prairie preserve, florida, USA, *The Society of Wetland Scientists* Vol.22, n. 2, p.374-385, 2002.

JAYAWEERA M.W.; KASTURIARACHCHI J.C.; KULARATNE R.K.A.; WIJEYEKOON S.L.T. Removal of aluminium by constructed wetlands with water hyacinth (*Eichornia crassipes*) grown under different nutritional conditions. *Environ. Sci. Heal. A.*, 42(2): 185-193, 2007.

JUWARKAR, A. S. Domestic treatment through constructed wetland in India. *Water Science and Technology*. Great Britain IAWQ, v. 32, n. 3, p.291-294. 1995.

KADLEC, R.H.; WALLACE, S.D. *Treatment Wetlands* Boca Raton: CRC Press, 2009. 1016 p

KADLEC, R. H. Integrated natural systems for landfill leachate treatment. In: *Wetlands – Nutrients, Metals and Mass Cycling*, Vymazal J. (ed.) Backhuys Publishers: Leiden, The Netherlands, pp. 1-33. 2003.

KADLEC, R.H. ;KNIGHT R.L.; VYMAZAL J.; BRIX H.; COOPER P.; HABERL R. *Constructed Wetlands for Pollution Control. Processes, Performance, Design and Operation.* IWA Publishing, *Scientific and Technical Report* ,n 8, 2000.

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

KADLEC, R. H., *Na autobiotic wetlands phosphorus removal model.* *Ecological Engineering*, v.8, n. 2 , p. 72-145, 1997.

KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L.; *Treatment Wetlands.* Boca Raton Lewis Publishes, 1996.

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

KLIEMANN, H.J.; CAMPELO JUNIOR, J.H.; AZEVEDO, J.A. de; GUILHERME, M.R.; GEN, P.J. de C. *Nutrição mineral e adubação do maracujazeiro (Passiflora edulis Sims).* In: HAAG, H.P., ed. *Nutrição mineral e adubação de frutíferas tropicais no Brasil.* Campinas, SP: Fundação Cargill, 1986. p.245-284.

KNOWLES, P.R.; GRIFFIN, P.; DAVIES, P.A. *Complementary methods to investigate the development of clogging within a horizontal sub-surface flow tertiary treatment wetland.* *Water Research*, 44 (1), 320-330, 2010.

KOBIYAMA M.; VESTENA L. R., *Aplicação do Método de PENMAN Modificado no Cálculo da Evapotranspiração Potencial para Quatro Estações Meteorológicas do Estado do Paraná ,* *Revista Ciências Exatas e Naturais*, v. 8, n 1, Jan/Jun 2006.

KNOWLTON, M. F.; CUVELLIER, C.; JONES, J. R. *Initial performance of a high capacity surface-flow treatment wetland.* *Wetlands*, vol. 22, n. 3, p 522-527. 2006.

KONNERUP, D.; KOOTTATEP, T.; BRIX, H. *Treatment of domestic eastewater in tropical, subsurface flow constructed wetlands planted with Canna and Heliconia.* *Ecological Engineering*, n. 35, p. 248-257. 2009.

KUSCHK, P., *et al.* 2003. *Annual cycle of nitrogen removal by a pilot-scale subsurface horizontal flow in a constructed wetland under moderate climate.* *Water Research*, v. 37, p. 4236–4242.

LANGERGRABER, G.; GIRALDI, D.; MENA, J.; MEYER, D.; PEÑA, M.; TOSCANO, A.; BROVELLI, A.; KORKUSUZ, E. A. *Recent developments in numerical modelling of subsurface flow constructed wetlands.* *Science of the Total Environment*, v.407, n. 13, p. 3931-3943. 2009.

LAUTENSCHLAGER. S. R. *Modelagem do desempenho de Wetlands Construídas.* Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Sanitária) – Curso de pós-graduação em engenharia. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

LIMA, F.T. *Capacidade de retenção e dinâmica de um – wetlands construído no tratamento de águas residuais*. (Dissertação). Programa de Pós-Graduação em Aquicultura do Centro de Aquicultura da UNESP (CAUNESP), Campus de Jaboticabal, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Aquicultura. Jaboticabal, SP, 135p. 2011.

LIN, Y.F.; JING, S.R.; WANG, T.W.; LEE, D.Y. Effectes of macrophytes and external carbono sources on nitrate removal from groundwater in consturcted wetlands. *Environmental Pollution*, v.119, n.3, p. 413-420. 2002.

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

LIMA FILHO, J.M.P.; DRUMOND, M.A.; MACENO, D. da S. Comportamento fisiológico de *Leucena* e *Albizia* sob condições semi-áridas. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v.27, n.4, p.537- 542, abr. 1992.

LIPHADZI M.S., KIRKHAM M.B. Phytoremediation of soil contaminated with heavy metals: a technology for rehabilitation of the environment. *South Afr. J. Bot.*, 71: 24-37, 2005.

LOHMANN, G. *Caracterização microbiológica de estação de tratamento de esgoto por zona de raízes de fluxo vertical*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). UTFPR, Curitiba, 91p. 2001.

LORENZI, H. *Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e medicinais*. Nova Odessa, H. Lorenzi, 1982.

LORION, R. *Constructed Wetlands: Passive Systems for Wastewater Treatment*. 2001. Disponível em: <http://www.epa.gov/tio/download/remed/constructed_wetlands.pdf>. Acesso em: 04 de outubro de 2010.

LUDLOW, M.M.; MUCHOW, R.C. A critical evaluation of trits for improving crop yields in water-limited environments. *Advance in Agronomy*, São Diego, v.43, p.107-153, 1990.

MAIER, C. *Qualidade de Águas Superficiais e Tratamento de Águas Residuárias por Meio de Zona de Raízes em Propriedades de Agricultores Familiares*. 2007. 94 p. Dissertação (Mestrado em Ciências do Solo). UFMS; Santa Maria, 2007.

MADIGAN, M. T.; MARTINKO, J. M.; BROCK, T. *Brock biology of microorganisms*. 11th ed. ed. Upper Saddle River, NJ: Pearson Prentice Hall. 2006.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. *Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações*. 2.ed. Piracicaba: Potafos, 319 p.1997.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. de. *Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações*. Piracicaba, SP: POTAFOS, 201p.1989.

MANDER, U.; LÖHMUS, K.; KUUSEMETS, V.; TEITER, S.; NURK; K.; Dynamics of nitrogen and phosphorus budgets in a horizontal subsurface flow constructed wetland. *Proceedings: 6th International Conference on Waste Stabilisation Ponds and 9th*

International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Avignon, France. CD-ROM. 2004.

MANSOR, M.T.C. *Uso de leito de macrófitas no tratamento de água residuárias*. 1998. 134 f. Dissertação (Mestrado Engenharia Agrícola/Água e Solo) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1998.

MARQUES, D. M., Terras úmidas construídas de fluxo subsuperficial. *In*: Campos, J.R. (Org). Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro: PROSAB-FINEP, p.409-435, 1999.

MATOS, A. T.; LO MONACO, P. A. V.; FOLLI, C. P. D.; PELLINI, S.; ARANTES, S. B. Concentração de macronutrientes e de sódio na parte aérea de espécies vegetais, cultivadas de forma consorciada e em diferentes posições em sistemas alagados construídos. *Engenharia na Agricultura*, Viçosa-MG, v.19, n.2, p.141-151, mar. /abr. 2011.

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S.S.; LO MONACO, P. A. V.; SARMENTO, A.P.; MATOS, M. P. Capacidade extratora de plantas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias de laticínios. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v.14, n.12, p.1.311-1.317, 2010.

MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; LO MONACO, P. A. V. Capacidade extratora de diferentes espécies vegetais cultivadas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura. *Amby-Água*, v.5, n.2, p.119-132, 2010.

MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; LO MONACO, P. A. V. Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias da suinocultura. *Revista Ambiente & Água*, Taubaté, v. 5, n. 2, p. 119-132, 2010.

MATOS, A.T.; FREITAS, W.S.; FIA, R.; MATOS, M.P. Qualidade do efluente de sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura visando seu reuso. *Engenharia na Agricultura*, v.17, p.383-391, 2009.

MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; LO MONACO, P. A. V. Capacidade extratora de diferentes espécies vegetais cultivadas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura. *Revista Ambiente e Água*, Taubaté, v.4, n.2, p.31-45, 2009.

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; PEREIRA, O. G. Desempenho agrônômico de capim tifton 85 (*Cynodon spp.*) cultivado em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de água residuária de laticínios. *Revista Ambiente e Água*, v.3, n.1, p.43-53, 2008.

MAVIOSO, J. F. *Tratamento de Aguas Residuárias Através de Leitões de Macrófitas: influencia da vegetação*. Dissertação (Engenharia do Ambiente) Universidade de Lisboa. Lisboa, 84p. 2010.

MAZZOLA, M. *Uso de leitões cultivados de fluxo vertical por batelada no pós tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado*. Campinas, SP: [s.n.], 2003.

MBULIGWE, S. E. Comparative effectiveness of engineered wetland systems in the treatment of anaerobically pre-treated domestic wastewater. *Ecological Engineering*, v. 23, p. 269–284 2004.

MEIRA, C. M. B. *Utilização de terras úmidas no tratamento de águas superficiais poluídas: influência do tipo de leito e de macrófita*. Tese (Doutorado em Recursos Naturais) - Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 113p. 2004.

MEIRA, C.; CEBALLOS, B. S. O.; SOUZA, J. T.; KONIG, A. Wetlands vegetados no polimento de águas superficiais poluídas: primeiros resultados. In: XXI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária E Ambiental, 2001, João Pessoa. *Anais...* Rio de Janeiro: ABES, p. 1-6, 2001.

MERZ, S. K. *Guidelines for Using Free Water Surface Constructed Wetlands to Treat Municipal Sewage*. Department of Natural Resources, Queensland, Australy, 2000.

METCALF, L., EDDY, H. *Wasterwater Engineering: Treatment, disposal and reuse*, New York: Mc Graw Hill, 1335p., 2003.

MIDDLEBROOKS, E. J.; REED, S.C.; CRITES, R.W. *Natural Wastewater Treatment Systems*. CRC Press, 576 p.2005.

MINAS GERAIS. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG N.º 1, de 05 de Maio de 2008. 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. Belo Horizonte: Conselho de Política Ambiental de Minas Gerais – COPAM e Conselho Estadual de Recursos Hídricos – CERH, 2008.

MITSCH, W.J.; GOSSSELINK, J.G. *Wetlands*. 4th ed. *New York: John Wiley & Sons, Inc.*, 582 p.2007.

MITSCH, W.J. *Systems analysis of nutrient disposal in cypress wetlands and lake ecosystems in Florida*. 1975. 421 p. PhD Thesis - University of Florida, Gainesville, Florida, 1975.

MONTEIRO M.; SANTOS C;SOARES A.M.V.M.; MANN R.M. Does subcellular distribution in plants dictate the trophic bioavailability of cadmium to *Porcellio dilatatus* (Crustacea, Isopoda). *Environ. Toxicol. Chem.*, 27: 111-119, 2008.

MONTEIRO, R.C.M., *Viabilidade técnica do emprego de sistemas tipo wetlands para tratamento de água cinza, visando o reuso não potável*. Dissertação (Mestrado), Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo,84p, 2009.

MONTEIRO, R.C.M., *Protótipos para sistemas construídos de áreas alagadas para tratamento de efluentes de piscicultura – redução de bactérias e nutrientes*, Trabalho de conclusão de curso, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 44p., 2005.

MONTEITH, J. L. Evaporation and environment. *Symp. Soc. Expl. Biol.*, n. 19, p. 205 - 234, 1965.

MOORTEEL, A. M. K. V.; ROUSSEAU, D. P. L.; TACK, F. M. G.; PAUW, N. D. A comparative study of surface and subsurface flow constructed wetlands for treatment of combined sewer overflows: A greenhouse experiment. *Ecological Engineering*, v. 35, p. 175-183, 2009.

MULDER, A.; VAN DE GRAAF, A. A.; ROBERTSON, L. A.; KUENEN, J. G.; Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor. *FEMS Microbiology Ecology*, v.16, n.3, p. 177-184, 1995.

MUNGUR, A. S.; SHUTES, R. B. E.; REVITT, D. M.; HOUSE, M. A. An assessment of metal removal by a laboratory scale wetland. *Water Science and Technology*, v. 35, n. 5, p. 125-133, 1997.

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

NASCIMENTO, M.C.P. *Filtro Biológico Percolador de Pequena Altura de Meio Suporte Aplicado ao Pós-Tratamento de Efluente de Reator UASB*. Tese de M.Sc. 68 Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG, Belo Horizonte, 124p., 2001.

NAVFAC. Soil Mechanics. Design Manual 7.01. Naval Facilities Engineering Command. Alexandria, Virginia, USA, 389pp. 1986.

NEDER, K. D., QUEIROZ, T. R., SOUZA, M. A. A., Remoção de Sólidos Suspensos de efluentes de Lagoas de Estabilização por Meio de processos Naturais. XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Porto Alegre. *Anais*. ABES Ref I-091. 2000..

NELSON, M.; ALLING, A.; DEMPSTER, W. F.; VAN THILLO, M.; ALLEN J. Advantages of using subsurface flow constructed *wetlands* for wastewater treatment in space applications: ground-based mars base prototype. *Advances in Space Research*, v. 31, n. 7, p. 1799-1804, 2003.

NIVALA J., KNOWLES P. , DOTRO G, GARCÍA J., WALLACE S. Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: Measurement, modeling and management. *Water Research* 46, 1625 - 1640, 2012.

NOGUEIRA, S.F. *Balanço de nutrientes e avaliação de parâmetros biogeoquímicos em áreas alagadas construídas para tratamento de esgotos*. 2003. 137 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2003.

OLIJNYK, D. P. *Avaliação da nitrificação e desnitrificação de esgoto doméstico empregando filtros plantados com macrófitas (wetlands) de fluxos vertical e horizontal – sistemas híbridos*. 2008. 112p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). UFSC, Florianópolis, 2008.

OLIVEIRA A. dos S., *Desempenhos de banhados construídos vegetados com tangola, no pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. [Monografia]. Campo Grande: Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, 2008.

OLIVEIRA, A.L; VIDAL, C.M.S. *Caracterização e avaliação da potencialidade de sistemas “wetland” para o tratamento do efluente do viveiro da empresa Votorantim celulose e papel.* In: VI Semana de Estudos da Engenharia Ambiental, UNICENTRO, Irati, 2008.

OLIVEIRA, A.L; VIDAL, C.M.S. *Caracterização e avaliação da potencialidade de sistemas “wetland” para o tratamento do efluente do viveiro da empresa Votorantim celulose e papel.* Trabalho de Monografia. Universidade Estadual do Centro-Oeste. Departamento de Engenharia Ambiental. 2007.

OKE B. H; JUWARKAR A. S. Removal of heavy metals from domestic wastewater using constructed wetland system. In: PROCEEDINGS OF THE FIFTH INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL. Vienna, Austria, v.I, International Association on Water Quality, p. 17-1 – 17-7, 1996.

OLLEDA, P.; BLANCO, I.; ANSOLA, G.; LUIS, E. Removal of wastewater pathogen indicators in a constructed wetland in Leon, Spain. *Ecological Engineering*. vol. 33. p 252-257. 2008.

O’HOGAIN, S. The design, operation and performance of a municipal hybrid reed bed treatment system. *Water Science and Technology*, The Netherlands, v. 48, n. 5, p. 119-126, 2003.

OUERGHI, Z.; CORNIE, G.; ROUDANI, M.; AYADI, A.; BRULFERT, J., Effect of NaCl on the photosynthesis of two wheat species (*Triticum durum* and *Triticum aestivum*) differing in their sensitivity to salt stress. *J. Plant Physiol.* 15, 519–527, 2000.

PAGLIARINI JUNIOR, S.N.; PAROLIN, M.; CRISPIM, J. Q. Estações de tratamento de esgoto por zona de raízes, uma alternativa viável para as cidades? , *I Simpósio de Estudos Urbanos: Desenvolvimento Regional e Dinâmica Ambiental*, Campo Mourão: FECILCAM/ GEURF/ Departamento de Geografia, 29 a 31 de agosto de 2011.

PEDESCOLL, A.; SIDRACH-CARDONA, R.; SANCHEZ, J.C.; BECARES, E. Evapotranspiration affecting redox conditions in horizontal constructed wetlands under Mediterranean climate: Influence of plant species. *Ecological Engineering* v. 58, p.335-343, 2013.

PELLISSARI, C., *Tratamento de efluente proveniente da bovinocultura de leite empregando wetlands construídos de escoamento subsuperficial.* Dissertação (Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção parcial do grau de Mestre em Engenharia Civil e Ambiental, Santa Maria, RS, Brasil, 147p. 2013.

PENMAN, H. L. Evaporation: an Introductory Survey. *Neth. J. Agric. Sci*, n. 4, p.9-29.1956.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H. *Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas.* Florianópolis: Editora do autor, 2004.

PITALUGA, D. P. S. *Avaliação de diferentes substratos no tratamento de esgoto sanitário por zona de raízes*. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) - Escola de Engenharia Civil, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 133p. 2011.

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

POTT, V. J.; POTT, A. *Plantas aquáticas do Pantanal*. Centro de Pesquisa Agropecuária do Pantanal (Corumbá, MS). Brasília: Embrapa - Comunicação para Transferência de Tecnologia, 2000.

PRESZNHUK, R.A.O.; T.S. VAN KAICK; E.F. CASAGRANDE JR ; H.A. UMEZAWA.. 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*. Editora Cefet-PR, Curitiba. 3 a 6 nov. 2003. 5 p, 2003.

PRIBAN K.; ONDOK J. P. Heat balance components and evapotranspiration from a sedge-grass marsh. *Folia Geobotanica Phytotaxon* 20: 41–56, 1985.

PROSAB. *Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e por Disposição Controlada no Solo*. ABES, Rio de Janeiro, 464p. 1999.

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

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

REDDY, K.R.; DELAUNE, R. D.; DeBUSK W.F.; KOCH, M.S. Long-term nutrient accumulation rates in the Everglades. *Soil Sci. Soc. Am. J.* v 57, 1147-1155. 1993.

REDDY, K. R., E. M., D'Angelo and W. G. Harris. *Biogeochemistry of wetlands – Handbook of Soil Science*. P. 89-119, 2000.

REICHARDT, K.: TIMM L. C. *Solo, planta e atmosfera: conceitos , processos e aplicações*. Manole, Barueri, SP, 2004.

RIBEIRO J. P. L., *Modelação do Comportamento Hidráulico de Leitões de Macrófitas*. Dissertação (Mestrado). Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa, 2007.

RIOS, D. A.; VÉLEZ, A. F. T.; PEÑA, M. R.; PARRA, C. A. M., Changes of flow patterns in a horizontal subsurface flow constructed wetland treating domestic wastewater in tropical regions. *Ecological Engineering*. V.35, pp.274-280, 2009.

RODRIGUES, L. dos S., *Concepção e avaliação de sistema de tratamento com reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) e lagoa de polimento para águas residuárias de suinocultura*. Tese (Doutorado em Ciência Animal). 151 p. 2008.

ROSTON, D. M. *Uso de várzeas artificiais para tratamento de efluente de tanque séptico*, In: XXIII CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, Anais... Campinas - SP, julho/1994, n. 94-7-210,1994.

ROUSSEAU, D. P.L.;LEJAGE, E.; VANPOLLEGTHEM,P.A.; PAUW,D.E.N. *Construted Wetlands for water reclamation.Desalinisation* 218, 181-189,2008.

SABINE, C.L., HEIMANN, M., ARTAXO, P., BAKKER, D.C.E., CHEN, C.-T.A., FIELD, C.B., GRUBER, N., QUERE, C.L., PRINN, R.G., RICHEY, J.E., LANKAO, P.R., SATHAYE, J.A., VALENTINI, R.. *Current status and past trends of the global carbon cycle. Island Press, Washington, 2004.*

SAINTY, G. R.; JACOBS, S. W. L., *Waterplants in Australia* , 416 pp. 2003.

SALATI, E. *Utilização de Sistemas de Wetlands construídas para tratamento de águas.Biológico* , São Paulo, v. 65 n.1 /2 , p 113-116, jan.dez., 2003.

SALATI E. *Utilização de sistemas de Wetlands Construídos para Tratamento de Águas – Relatório Técnico para o programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental da EESC. São Carlos, 36 p, 2000.*

SALARO JUNIOR, R. *Avaliação da eficiência de sistema fito-pedológico (Wetlands) na depuração de efluentes domésticos gerados em pequena comunidade. Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu, SP. 156p. 2008.*

SANTOS, A.S.P. *Avaliação de desempenho de um filtro biológico percolador em diferentes meios suporte plásticos. Dissertação (Mestrado). Mestre em Ciências (M. Sc.). Rio de Janeiro: COPPE/UFRJ, 2005.*

SECO, M. T.D.H.C. *Avaliação de leitos de macrófitas no tratamento de águas residuais domésticas em portugal: sistemas de fluxo sub-superficial horizontal. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental). Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real, 131p. 2008.*

SEIFFERT, N.F.; THIAGO, L.R.L. de. *Legumineira - cultura forrageira para produção de proteína. Campo Grande: Embrapa-CNPGC, 52p. (Embrapa-CNPGC. Circular técnica, 13), 1983.*

SIPAÚBA-TAVARES; L. H., FAVERO; E. G. P., BRAGA; F. M. S. *Utilization of macrophyte biofilter in effluent from aquaculture: I. Floating plant. Brazilian Journal Biology* 62 (4-a), p.713-723, 2002.

SENTELHAS P. C.; ANGELOCCI, L. R , *Evapotranspiração – Definições e Conceitos ESALQ/USP – LCE 306 – Meteorologia Agrícola, aula 8, 2009.*

SENZIA, M. A.; MASHAURI, D.A.; MAYO, A. W. *Suitability of constructed wetlands and waste stabilization ponds in wastewater treatment: nitrogen transformation and removal.Phys.Chem.Earth, 28, 1117-1124, 2003.*

SEZERINO, P. H.; PHILIPI, A. Filtro Plantado com Macrófita (Wetlands) como Tratamento de Esgotos em Unidades Residenciais – Critérios para Dimensionamento. In: 22º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Joinville, 2003.

SCHÖN, M. C. M., *Avaliação microbiológica dos estratos de uma estação de tratamento de efluentes por zona de raízes de fluxo vertical*. Trabalho de conclusão de curso (Tecnologia em Química Ambiental) – Departamento Acadêmico de Química e Biologia, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 44 p., 2011.

SCHULZ, G. *Sistema de Tratamento de Efluentes com Plantas Aquáticas Emergentes (pae) para o Processo de Parboilização de Arroz*, 72 p., Dissertação (Mestrado Programa de pós-Graduação em Engenharia) - UNIVERSIDADE LUTERANA DO BRASIL, Canoas - RS, 2009.

SILVA, M. das G. M. da; FIGUEIREDO, R. de O.; ROSA, M. B. S. da; COSTA, F. F., Variação espaço-temporal de carbono orgânico dissolvido em três pequenas bacias de drenagem na Amazônia oriental *Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil*, 23 a 28 de Setembro de 2007, Caxambu – M, 2007.

SILVA, M.A.; CHOUDHURY, E.N.;GUROVICH, L.A.; MILLAR, A.A. *Metodologia para determinar as necessidades de água das culturas irrigadas*. Petrolina: EMBRAPA-CPATSA, 85 p. (Boletim de Pesquisa, 4), 1981.

SILVESTRE, A. C.; JESUS, M. P. *Tratamento de Águas Residuais Domésticas em Zonas Úmidas Artificiais*. Monografia (Licenciatura em Engenharia do Ambiente) – Curso de Pós-Graduação em Engenharia do Ambiente. Instituto Superior Técnico, Portugal, 2002.

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

SIRIVEDHIN T., GRAY K. A. Factors affecting denitrification rates in experimental wetlands: Field and laboratory studies. *Ecological Engineering*, v.26: p.167-181, 2006.

SOARES, M. M. S., *Avaliação do desempenho de leitos de macrófitas face à aplicação de cargas orgânicas crescentes*, Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Instituto Superior Técnico, Lisboa, 2012.

SOARES, J. V. *Introdução a Hidrologia de Florestas*. São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2000.

SONG, Y.; FITCH, M.; BURKEN, J.; NASS, L.; CHILUKIRI, S.; GALE, N; ROSS, C. Lead and zinc removal by laboratory-scale constructed wetlands. *Water Environment Research*, v. 73, n. 1, p. 37-44, jan.-feb. 2001.

SOUZA, J. T. de; HAANDEL, A. V.; LIMA, E. P. da C.; HENRIQUE, I. N. – Utilização de Wetlands construído no pós - tratamento de esgotos domésticos pré - tratados em reator UASB – Engenharia Sanitária e Ambiental – *Anais...* Vol. Nº 4 , p 285-290, out/dez 2004.

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

SOUZA, J. T., et al. Pós-tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas “Wetlands” construídos. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental*, v. 4, n. 1, p. 87-91, 2000.

SOUZA, L. E. L.; BERNARDES, R. S. “Avaliação do desempenho de um RAFA no tratamento de esgotos domésticos, com pós-tratamento através de leitos cultivados”. *Proceedings: Simpósio Italo-Brasileiro de Ingeniería Sanitaria-Ambientale*, Gramado/RS, v. 1, n. 9, junho/1996.

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

STOTTMEISTER, U.; WIEBNER, A. ; KUSCHK P.; KAPPERLMEYER U. ; KASTNER M.; BEDERSKI, O.; MÜLLER, R. A.; MOORMANN, H. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands treatments . *Biotechnology Advances*, Leipzig-Halle, n. 22, p.93-117, 2003.

STROSCHEINI, M. R. D.; SÁ, E.L.S.; MACHADO, R.G.; CABRAL, T.L.; BRUXE, M., GIONGO, A.; FONTOURA, R.C.. Caracterização e influência de rizóbios isolados de alfafa na germinação e desenvolvimento inicial de plântulas de arroz. *Ciência Rural*, Santa Maria, v.41, n.10, p.1738-1743, out, 2011.

SUN, Z.; BIN WEI B.; SU W.; SHEN W.; WANG C.; YOU D., LIU, Z. Evapotranspiration estimation based on the SEBAL model in the Nansi Lake Wetland of China. *Mathematical and Computer Modelling*, v. 54, p.1086–1092, 2011.

TAGLIAFERRE, C.; OLIVEIRA, R. A. G.; SEDIYAMA, G. C.; CECON P. R.; FRANKLIN J. V.M.; MARTINEZ M. A. Influência da presença da bordadura e dos níveis de água na evaporação obtida em minievaporímetros, *Rev. Ceres*, Viçosa, v. 58, n.2, p. 161-167, mar/abr, 2011.

TAO, W.; WANG, J. Effects of vegetation, limestone and aeration on nitrification, anammox and denitrification in wetland treatment systems. *Ecological Engineering*, v. 35, n. 5, p.836-842, 2009.

TANNER, C. C.; KADLEC, R. H.; GIBBS, M. M.; SUKIAS, J. P.S.; NGUYEN, M. L. Nitrogen processing gradients in subsurface-flow treatment wetlands - influence of wastewater characteristics. *Ecological Engineering*, v. 18, p.499-520, 2002.

THOMPSON, D. R. P. A.; AMRHEIN C. Selenate partitioning in field-situated constructed wetlands mesocosms. *Ecological Engineering*, v.20, n 1, p. 17-30, 2003.

TOMOKO, Y.; PING, G.; RYUHE, I.; YOSHITAKA, E.; YUHEI, I.; MASATOSHI, M. Comparative analysis of constructed wetland systems with different plant species focused on performance of wastewater treatment and characteristics of greenhouse effect gases emission. *10 th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*. Volume II, pp.889-899, Lisboa – Portugal, 2006.

TONIATO, J.V.; ROQUE, O.C.C.; KACZALA, F.; NASCIMENTO, V. B.; ROQUE, D. C. Avaliação de um *wetlands* construído no tratamento de efluentes sépticos. *23º Congresso Associação Brasileira de Engenharia Sanitária*, 2005.

TSUSHIMA, L.; OGASAWARA, Y.; KINDAICHI, T.; SATOH, H.; OKABE, S. Development of high-rate anaerobic ammonium-oxidizing (anammox) biofilm reactors. *Water Reserch*, v.41, n.8, p.1623-1634. 2007.

TUBELIS, A.; NASCIMENTO, F. J. L. *Meteorologia Descritiva: Fundamentos e aplicações brasileiras*. São Paulo: Nobel, 374 p, 1988.

TUCCI, C. E. M. ; BELTRAME, L. F. S. Evaporação e Evapotranspiração. In: TUCCI, C. E. M. *Hidrologia Ciência e Aplicação*. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul (ABRH), p. 253-287, 2000.

TUNÇSIPER, B.; AYAZ, S. Ç.; AKÇA, L. Performances analysis and modeling of an experimental constructed wetlands. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WASTE STABILIZATION PONDS; INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 9., 2004, Avignon. *Proceedings...* CD-ROM.

USEPA, *Nutrient Control Design Manual: State of Technology Review Report*. EPA/600/R-09/012. Office of Research and Development / National Risk Management Research Laboratory. Cincinnati, Ohio, United States Environmental Protection Agency , 104 p., 2009

USEPA. *Wastewater Technology Fact Sheet Wetlands: Subsurface Flow*. EPA 832-F-00-023. Washington, D. C. September, 2003.

USEPA, *Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters*. United States Environmental Protection Agency. 154 p., 2000.

USEPA, *Manual Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters*. United States Environmental Protection Agency Cincinnati, Ohio. 166p, 1999.

USEP, *Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal wastewater Treatment*, United States Environmental Protection Agency , 92 p., 1998.

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

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

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

VALERO J.A DE J; MAÑAS F.J.M. DE S. O., El calculo y la estimacion de la evapotranspiracion. *In: Mañas FJ M de SO & Valero JA de J (Eds.) Agronomia del riego*. Madrid, Mundi-Prensa. p.373-446, 1993.

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*. Ano. 116 p. Tese (Mestrado em Tecnologia / Inovacao Tecnologica)-Centro Federal de Educação Tecnologica do Parana, Curitiba, 2002.

VANZELA, L. S.; HERNANDEZ, F. B. T.; FERREIRA, E. J. S. Desempenho da Estimativa da Evapotranspiração de Referência em Ilha Solteira – SP. *In: XXXVI Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola*, Bonito - MS, 2007.

VARGAS, L.K. *et al.* Occurrence of plant growth-promoting traits in clover-nodulating rhizobia strains isolated from diferente soils in Rio Grande do Sul state. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Piracicaba, v.33, n.5, p.1227-1235, 2009.

VESCOVE V. H.; TURCO J. E. P., Comparação de Três Métodos de Estimativa da Evapotranspiração de Referência Para a região de Araraquara – SP, *Eng. Agríc.*, Jaboticabal, v.25, n.3, p.713-721, set./dez. 2005.

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., 2002.

VIEIRA, P. C. ; VON SPERLING, M. . Open trickling filter: an innovative, cheap and simple form of post-treatment of sanitary effluents from anaerobic reactors in small communities. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, v. 2, p. 59-67, 2012.

VIEIRA, P. C.; SPERLING, M. V.; ARAUJO, J. C. ; OLIVEIRA, R. C.; SILVA, C.F. . Avaliação da presença e atuação de bactérias nitrificantes em filtro biológico percolador com laterais abertas. *In: XXXIII Congreso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental*, 2012, Salvador. Anais. México: AIDIS - Asociación Interamericana de Ingenieria Sanitaria y Ambiental, 2012.

VIEIRA, P. C.; SPERLING, M. Von; NOGUEIRA, L.C.M., Assis, B.F.S. Performance evaluation of a novel open trickling filter for the post-treatment of anaerobic effluents from small communities. *World Water Congress 2012*. Busan, Korea, 2012.

VILLA NOVA, N.A. *Principais métodos climáticos de estimativa de aplicação de água de irrigação*. ESALQ / USP. Departamento de Física e Meteorologia – Piracicaba – SP, 18p. 1981.

VON SPERLING, M. *Introdução a qualidade das águas*. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. V.1. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental / Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2005.

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

VYMAZAL, J. Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review, *Hydrobiologia*, 674:133-156, 2011.

VYMAZAL, J.; KRÖPFELOVÁ, L. Removal of nitrogen in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: a review. *Wetlands*, v. 29, n. 4, p. 1114 - 1124, Czech Republic., 2009.

VYMAZAL, J; KROPFELOVÁ, L. *Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow*. *Republica Tcheca*, 579 p. 2008.

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Sci. of the Total Environment*, v.380, p.48-65, 2007.

VYMAZAL, J. *et al.* Wetlands and natural resource management. *Ecological Studies*, Berlin,v. 190, section II, p. 69-96, 2006.

VYMAZAL, J. Removal of phosphorus in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow in the Czech Republic. *Water, Air, & Soil Pollution: Focus*, v. 4, n. 2-3, p. 657-670, 2004.

VYMAZAL, J. *Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe*, Backhuys Publisher, Leiden, 1998.

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

ZAPAROLI, B.R. *Capacidade desnitrificante de sistemas alagados construídos operados em bateladas sequenciais*. Dissertação (mestrado em engenharia agrícola). Universidade Federal de Viçosa – Viçosa. 81p. 2011.

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

ZEMANOVÁ, K; PICEK, T.; DUSEK, J; EDWARDS, K. SANTRUCKOVÁ, H. Carbon, nitrogen and phosphorus transformations are related to age of a constructed wetland. *Water air soil pollut*, 2009.

ZHOU L.; ZHOU, G., Measurement and modelling of evapotranspiration over a reed (*Phragmites australis*) marsh in Northeast China. *Journal of Hydrology* v. 372, p.41–47, 2009.

ZHU, T. ; SIKORA, F.J.. “Ammonium and nitrate removal in vegetated and unvegetated gravel bed microcosm wetlands”, *Wat. Sci. and Tech.*, vol 32, no 3, pp. 219- 218,1995.

WALLACE, S. D.; KNIGHT, R. L. *Small-scale constructed wetland treatment systems: Feasibility, design criteria, and O&M requirements*, Final Report, Project 01-CTS-5, Water Environment Research Foundation (WERF): Alexandria, Virginia. 2006.

WELSCH, D.J.; SMART, D. L.; BOYE, J.N.; MINKIN, P.; SMITH, H. C.; MCCANDLESS, T. L. – *Forest wetlands Functions, Benefits, and the Use of Best Management Practices*, Radnor, 63p.1995.

WETZEL, R.G. *Limnology: Lake and River ecosystems*. Philadelphia: Academic Press. 1006 p., 2001.

WOO, J. C.; HEE, M. R.; SCOTT, X. C., Carbon isotope composition of *Phragmites australis* in a constructed saline wetlands *Aquatic Botany*, v. 82 . 27–38, 2005.