

MOZART DA SILVA BRASIL

DESEMPENHO DE SISTEMA ALAGADO CONSTRUÍDO PARA  
TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de pós-graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de “Doctor Scientiae”.

VIÇOSA  
MINAS GERAIS – BRASIL  
2005

**Ficha catalográfica preparada pela Seção de Catalogação e  
Classificação da Biblioteca Central da UFV**

T

B823d  
2005

Brasil, Mozart da Silva, 1958-

Desempenho de sistema alagado construído para tratamento de esgoto doméstico. / Mozart da Silva Brasil. - Viçosa: UFV, 2005.

xii, 160f : il. ; 29cm.

Inclui apêndice.

Orientador: Antonio Teixeira de Matos.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.

Referência bibliográfica: f. 127-136

1. Águas residuais - Purificação. 2. Esgotos. 3. Alagadiços. 4. Fossas sépticas. 5. Plantas aquáticas. 5. Resíduos orgânicos - Eliminação - Modelos matemáticos. I. Universidade Federal de Viçosa. II. Título.

CDD 22.ed. 628.39

MOZART DA SILVA BRASIL

DESEMPENHO DE SISTEMA ALAGADO CONSTRUÍDO PARA  
TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de pós-graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de “Doctor Scientiae”.

APROVADA: 27 de julho de 2005

---

Prof. Cláudio Mudado Silva  
(Conselheiro)

---

Prof. Denis Miguel Roston

---

Prof. Márcio Mota Ramos

---

Prof. Wilson Denículli

---

Prof. Antonio Teixeira de Matos  
(Orientador)

Dedico este trabalho a minha mãe Geralda

## AGRADECIMENTO

A Deus, pela vida e pela minha família.

À Universidade Federal de Viçosa, em especial ao Departamento de Engenharia Agrícola e Ambiental, pela oportunidade que me foi oferecida.

Ao professor Antonio Teixeira de Matos, pela orientação, pela confiança e pelo apoio na elaboração no trabalho de tese.

Aos meus conselheiros professores Cláudio Mudado Silva e Antônio Alves Soares, pela colaboração.

Aos professores Paulo Afonso Ferreira, do DEA, e Elias Silva, do DEF, pela confiança que depositaram na minha capacidade acadêmica.

Ao professor Paulo Roberto Cecon pelo auxílio e sugestões.

À minha namorada Cláudia Cabanellas, pelo companheirismo, paciência, apoio e carinho incondicional.

Aos meus irmãos Rússia, Ozawa, Argentina e Edna, pelo estímulo e credibilidade a minha pessoa.

À Escola Agrotécnica Federal de Colorado do Oeste-RO e a todos os colegas de trabalho, que em conjunto viabilizaram-me esta oportunidade de crescimento profissional.

Aos colegas de curso Ronaldo, André, Sandra Parreira, Paola, Walisson Freitas e Marcos Magalhães, pelo o auxílio e companheirismo.

Aos colegas acadêmicos Larissa Ferraz, Nara, Priscila, José Alberto, Josuel, Salomão, Geovannio, Rodrigo Sanchez, Cristiano Taglaffer, Roberto Milagres e Rafael, pelo auxílio, colaboração e amizade.

Aos funcionários, Marcos, Edna, Galinare, Simão, Lucimar, Chicão e Gilberto Estanislau, pela ajuda, dedicação ao trabalho e amizade.

À todos os amigos e aqueles que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho.

## ÍNDICE

	Página
1. INTRODUÇÃO .....	1
2. OBJETIVOS .....	2
3. REVISÃO DA LITERATURA .....	3
3.1.Sistemas Alagados construídos (“Constructed Wetlands”) .....	3
3.1.1 Concepção .....	3
3.1.2 Descrição física .....	3
3.1.3 Plantas Macrófitas .....	4
3.1.3.1 Funções das Macrófitas .....	6
3.1.4 Fatores de Influência no Desempenho de SACs .....	8
3.1.4.1 Fatores Bióticos .....	9
3.1.4.2 Fatores Abióticos .....	9
3.1.5 Mecanismos e Eficiência de Remoção de Poluentes .....	11
3.1.5.1 Remoção de SST e DBO .....	12
3.1.5.2 Remoção de Nitrogênio .....	14
3.1.5.3 Remoção de Fósforo .....	17
3.1.5.4 Remoção de Patógenos .....	19
3.1.6 Princípios de Dimensionamento .....	21
3.1.6.1 Dimensionamento .....	22
4. MATERIAL E MÉTODOS .....	28
4.1 Local e Caracterização do Experimento .....	28
4.2 Sistema de Tratamento Avaliado .....	29

	Página
4.3 Descrição dos Tratamentos .....	31
4.4 Implantação do Sistema .....	33
4.5 Funcionamento e Operação do Sistema .....	34
4.6 Amostragem .....	38
4.7 Métodos de Análise Laboratorial dos Parâmetros Avaliados .....	41
4.8 Obtenção dos dados secundários .....	42
4.9 Modelagem .....	44
4.10 Interpretação dos Resultados .....	45
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	46
5.1 Operação dos SACs .....	46
5.1.1 Desenvolvimento da Macrófita.....	46
5.1.2 Aspectos Hidráulicos .....	56
5.1.3 Aspectos Hidrológicos .....	58
5.1.4 Aspectos Biogeoquímicos .....	60
5.2 Eficiência na Remoção de Poluentes .....	69
5.2.1 DQO Integral .....	69
5.2.2 DQO Solúvel .....	78
5.2.3 Sólidos Suspensos Totais .....	84
5.2.4 Turbidez .....	90
5.2.5 Nitrogênio Total .....	94
5.2.6 Fósforo Total .....	102
5.2.7 Potássio .....	108
5.2.8 5.2.8 Sódio .....	113
5.2.9 Coliformes total e <i>Escherichia coli</i> .....	115
5.3 Modelo Cinético de Remoção de Carga Orgânica .....	116
6. CONCLUSÃO .....	125
7. BIBLIOGRAFIA .....	127
8. APÊNDICE .....	137

## LISTA DE ABREVIATURAS

- Ca** – Concentração afluente;
- Ce** – Concentração efluente;
- CE** – Condutividade Elétrica;
- DBO** – Demanda Bioquímica de Oxigênio;
- DBO<sub>5</sub>** – Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias;
- DQO** – Demanda Química de Oxigênio;
- EEEe** – Estação Elevatória de Esgoto Doméstico;
- ETc** – Evapotranspiração da cultura;
- ETo** – Evapotranspiração da referencia;
- Kc** – Coeficiente de cultura;
- N-amoniacal** – nitrogênio amoniacal;
- N-Total** – nitrogênio total;
- OD** – Oxigênio dissolvido;
- PEAD** – Polietileno de Alta Densidade;
- PEBD** – Polietileno de Baixa Densidade;
- P-Total** – fósforo total;
- PVC** – Policloreto de Vinila;
- SAC** – Sistema Alagado Construído;
- SACs** – Sistemas Alagados Construídos;
- SST** – sólidos suspensos totais;
- TC<sub>A</sub>** – Taxa de Carga, tomada com base na área;
- TCH** – Taxa de Carga Hidráulica;
- TCH<sub>A</sub>** – Taxa de Carga Hidráulica, tomada com base na área;
- TCH<sub>V</sub>** – Taxa de Carga Hidráulica, tomada com no volume;
- TCO** – Taxa de Carga Orgânica;
- TCO<sub>A</sub>** – Taxa de Carga Orgânica, tomada com base na área superficial;
- TCO<sub>V</sub>** – Taxa de Carga Orgânica, tomada com base no volume;
- TC<sub>V</sub>** – Taxa de Carga, tomada com base no volume;

**TES** – tanque em série;

**TRH** – Tempo de Residência Hidráulica;

**TR<sub>v</sub>** – Taxa de Remoção, tomada com base no volume;

**unidade log** – unidade logarítmica;

**UNT** – Unidade Nefelométrica de Turbidez.

## LISTA DE SÍMBOLO

$K^+$  – Íon potássio;

$K$  – Constante de remoção;

$K_V$  – Constante de remoção de carga orgânica por unidade de volume;

$K_A$  – Constante de remoção por unidade área superficial;

$C_u$  – Constante de uniformidade;

$K_s$  – Condutividade hidráulica em meio saturado;

$V$  – Volume;

$Q$  – Vazão;

$q$  – taxa de aplicação hidráulica;

$q_a$  – Taxas de aplicação hidráulica superficial;

$q_v$  – Taxas de aplicação hidráulica volumétrica;

mV – Milivolte;

mL – Mililitro;

$Eh$  – Potencial redox;

$NH_3$  – Amônia;

$NH_4^+$  – Amônio;

<sup>2</sup> – Qui-quadrado;

## RESUMO

BRASIL, Mozart da Silva, D. S., Universidade Federal de Viçosa, julho de 2005.  
Desempenho de sistema alagado construído para tratamento de esgoto doméstico.  
Orientador: Antonio Teixeira de Matos. Conselheiros: Cláudio Mudado Silva e Antônio Alves Soares.

**Resumo:** Este trabalho teve por objetivo obter os parâmetros da equação de cinética de remoção de carga orgânica e avaliar o desempenho de quatro sistemas alagados construídos (SACs) de 24,0 x 1,0 x 0,3 m, com fluxo subsuperficial no tratamento de efluente doméstico proveniente de tanque séptico. O sistema foi preenchido com brita # 0, como meio-suporte, onde a taboa (*Typha sp*) foi cultivada, empregando-se dois tempos de residência hidráulica – t (1,9 e 3,8 dias) e diferentes taxas médias de carga orgânica volumétrica (116, 164 e 210 g m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup>). Para tanto, foram quantificadas as seguintes variáveis: demanda química de oxigênio (DQO), sólidos suspensos totais (SST), turbidez, nitrogênio total (N-Total), fósforo total (P-Total), potássio, sódio, condutividade elétrica, potencial redox (*Eh*) e pH. Os parâmetros  $K_V$  e  $n$  do modelo cinético de remoção de carga orgânica foram obtidos por regressão não-linear. Com exceção do sódio, cuja concentração efluente não foi reduzida, o sistema de tratamento apresentou eficiência na remoção das variáveis avaliadas, pois, foram obtidas médias de 87%, 81%, 91%, 88%, 33%, 35% e 35% para DQO, DQO solúvel, SST, turbidez, N-Total, P-Total e potássio, respectivamente, nos SACs 1, 2 e 4 e de 90%, 85%, 91%, 86%, 57%, 48% e 52%, respectivamente, no SAC 3. As taxas de carga orgânica não tiveram influência negativa na remoção de poluentes, com exceção da eficiência de remoção de fósforo que decresceu com o aumento das taxas de aporte deste nutriente em dos dois SACs avaliados. O t de 3,8 dias foi mais efetivo na remoção dos poluentes do que o t de 1,9 dias, com exceção de SST que não variou durante a remoção, embora o t de 1,9 dias tenha sido suficiente para produzir um efluente que atendesse aos padrões de lançamento em corpos hídricos receptores, em conformidade com a legislação ambiental do Estado de Minas Gerais. O modelo de remoção de 1ª ordem de carga orgânica não se ajustou bem aos dados, enquanto o modelo de remoção modificado e

proposto neste trabalho ( $C_e/C_a = \exp(-K t^n)$ ) teve bom ajuste e descreveu, adequadamente, a cinética de remoção de carga orgânica no sistema avaliado.

## ABSTRACT

BRASIL, Mozart da Silva, D. S., Universidade Federal de Viçosa, July 2005.  
Performance of constructed wetland system for the treatment of domestic sewage.  
Adviser: Antonio Teixeira de Matos. Committee members: Cláudio Mudado Silva  
and Antônio Alves Soares.

This study was carried out to obtain the parameters of the kinetics equation of the organic load removal and to evaluate the performance of four constructed wetland systems (SACs) measuring 24.0 x 1.0 x 0.3 m with subsurface flow in treatment of the domestic effluent proceeding from septic tank.. The system was infilled with gravel # 0 as a support medium where the cattail plant (*Thypha sp*) was cropped, by operating under two times of hydraulic residence -  $t$  (1.9 and 3.8 days) and different average rates of volumetric organic loads (116, 164 and 210 g m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup>). So, the following variables were quantified: chemical oxygen demand (DQO), total suspended solids (SST), turbidity, total nitrogen (total-N), total phosphorus (total-P), potassium, sodium, electric conductivity, redox potential ( $Eh$ ), and pH. The parameters  $K_V$  and  $n$  of the kinetic model of the organic load removal were obtained by nonlinear regression. Except for sodium, from which the effluent concentration was not reduced, the treatment system showed to be efficient in removing the evaluated variables, since averages of 87%, 81%, 91%, 88%, 33%, 35% and 35% were respectively obtained for DQO, soluble DQO, SST, turbidity, total-N, total-P, and potassium in SACs 1, 2 and 4, as well as 90%, 85%, 91%, 86%, 57%, 48% and 52%, respectively, in SAC 3. The organic load rates had no negative influence negatively on the removal of pollutants, except for the efficiency in the removal of phosphorus that was decreased with the increased supply rates of this nutrient in two of the evaluated SACs. The 3.8-day time ( $t$ ) was more effective than the 1.9-day time in removing the pollutants, except for SST that did not varied over their removal, although the 1.9-day time was enough to produce such an effluent that would satisfy to the discharge patterns in the water-receiving bodies according to Minas Gerais State's environmental legislation. The first-ordered removal model of the organic load

did not satisfactorily adjusted to the observed data, whereas the modified removal model and proposed in this work ( $C_e/C_a = \exp(-K t^n)$ ) showed a good adjustment, besides describing appropriately the kinetics of the organic load removal in the evaluated system.

## 1 - INTRODUÇÃO

O Senso do IBGE de 2000 sobre saneamento básico revelou que, somente, 41,6% dos municípios brasileiros dispõem de rede coletora de esgoto, sendo que, 66,2% destes não tratam os esgotos sanitários. Tal fato demonstra que as ações de saneamento básico foram direcionadas, basicamente, à construção de sistemas de coleta e despejo de resíduos brutos (não tratados) nos corpos d'água, poluindo-os.

Os processos de tratamento de água residuária considerados naturais, dentre os quais se destaca o tratamento em sistemas alagados e cultivados com plantas macrófitas ou “constructed wetlands” apresentam a vantagem de utilizar o sistema solo-planta-microrganismos e a radiação solar, como reatores para depuração dos resíduos a um baixo custo. Além disso, apresentaram fácil operação e manutenção e são esteticamente adequados ao ambiente. Tais aspectos os tornam ideais para aplicação em regiões carentes de saneamento básico, adequando-se perfeitamente a países de clima tropical, que possuem áreas disponíveis à sua implantação, como é o caso do Brasil. Este método de tratamento de águas residuárias vem se mostrando eficiente na remoção de carga orgânica (DBO), sólidos suspensos totais (SST), fósforo e coliformes fecais de efluente primário de esgoto doméstico (COREA, 2001; LIM et al., 2003; MAZZOLA et al., 2003; LIMA et al., 2003; NYAKANG'O & van BRUGGEN, 1999; PERSYN et al., 1998; ROSTON & HUSSAR, 2002; SOUSA et al., 2000; SEZERINO & PHILIPPI, 2003; SCHULZ & PEALL, 2001; VICNEVSKI & SILVA, 2003). No entanto, os estudos referentes à utilização desta tecnologia de tratamento de águas residuárias em regiões tropicais têm se limitado à avaliação da eficiência e emprego do processo de tratamento, existindo pouca informação sobre os parâmetros construtivos e operacionais disponíveis.

As principais variáveis dos modelos matemáticos, que descrevem a cinética de remoção da matéria orgânica no sistema de tratamento alagado com escoamento

subsuperficial, são a constante de remoção (K), que é dependente da temperatura e o tempo de residência hidráulica (t). Entretanto, os valores médios para estas variáveis, apresentados em literatura, devem ser mais bem ajustados, pois, algumas equações para modelagem do sistema de tratamento em leitos cultivados foram obtidas em número limitado de sistemas (TCHOBANOGLIOUS & BURTON, 1991) e para regiões de clima temperado.

O desenvolvimento de um modelo matemático, que possibilite descrever a cinética de remoção de poluentes contidos na água residuária a ser tratada, deve basear-se em um banco de dados de desempenho do sistema na degradação de material orgânico dissolvido e em suspensão na água residuária, ao longo do sistema. Entretanto, freqüentemente, há disponibilidade somente de resultados de entrada e saída do sistema (REED, 1993). Além disso, segundo DAVIS (1995), muitas relações entre dimensionamento e eficiência do sistema não se encontram claramente estabelecidas.

Como os estudos sobre as técnicas de tratamento/disposição final de águas residuárias em sistemas alagados construídos são relativamente recentes, principalmente em regiões de clima tropical, torna-se necessária a definição de variáveis de cinética de remoção para que a tecnologia possa vir a ser difundida em regiões mais carentes de infra-estrutura sanitária.

## **2 - OBJETIVOS**

O objetivo geral deste trabalho foi avaliar a eficiência e definir as variáveis de um modelo matemático, que descreva a cinética de remoção de carga orgânica do tratamento de esgoto doméstico em sistema alagado construído, nas condições climáticas de Viçosa-MG. Os objetivos específicos foram:

- Avaliar a eficiência do sistema alagado construído no tratamento de efluente doméstico de tanque séptico; e
- Definir os parâmetros da equação empírica para o cálculo da remoção da demanda química de oxigênio, em diferentes tempos de residência hidráulica e carga orgânica aplicada.

### 3 - REVISÃO DE LITERATURA

#### 3.1 - Sistemas alagados construídos (“constructed wetlands”)

As terras alagadas “wetlands” são áreas onde a água do lençol freático encontra-se próxima à superfície, de modo a manter o solo sob condições de saturação ou alagado durante certo período do ano, dependendo do regime hidrológico, propiciando suporte para uma vegetação específica (REED, 1993). Pântanos, brejos e banhados são exemplos de alagados naturais. Estes ecossistemas têm apresentado a capacidade de limpar, por meio de mecanismos físicos, químicos e biológicos (U.S. EPA, 2000a), as águas fluentes através deles. Por esta razão, sistemas alagados têm sido implantados de forma artificial, especificamente, para tratar águas poluídas, sendo denominados sistemas alagados construídos (constructed wetlands) ou leitos cultivados.

Segundo MARQUES (1999) e SHUTES (2001), o uso efetivo de sistemas alagados para tratamento de águas residuárias ocorreu na década de 40, enquanto no Brasil surgiu em 1982, segundo SALATI (1999). Tais sistemas têm sido largamente utilizados nos EUA, Europa, Austrália e África para o tratamento de águas residuárias de diferentes origens.

Três tipos de sistemas alagados construídos (SACs) têm sido desenvolvidos para o tratamento de água residuária: SAC com fluxo superficial (SACFS) e SAC com fluxo subsuperficial (SACFSS), o qual pode funcionar: com fluxo horizontal (SACFSSH) ou com fluxo vertical (SACFSSV) (ITRC, 2003).

No presente trabalho, adotou-se a terminologia “sistema alagado construído” (SAC) para o sistema SACFSSH, detendo-se a discorrer na revisão apenas sobre esse tipo de sistema.

Tipicamente, o SAC é constituído por um conjunto de canais com fundo e lateral de baixa permeabilidade, que são preenchidos com meio suporte poroso, tais como areia grossa, brita e cascalho (seixo rolado é preferível, segundo DAVIS, 1995) ou mistura desses materiais com solo. Este substrato dá suporte a plantas macrófitas emergentes. Materiais alternativos, como o pneu de borracha picado, também têm sido testados como meio suporte (ROSTON & COLLAÇO, 2003).

Os canais podem ser construídos em alvenaria, no caso de pequenos sistemas, ou escavados no solo, sendo estes normalmente revestidos com membranas plásticas PEAD, PEBD ou PVC de 0,5 a 1,0 mm de espessura (VALENTIM, 2003; SEZERINO & PHILIPPI, 2003) ou, ainda, argila (bentonita) compactada na base do canal (U.S. EPA, 2000a) para impedir a percolação e lixiviação de poluentes presentes na água residuária em tratamento.

A profundidade do meio suporte do sistema SAC pode variar de 0,3 a 0,9 m, dependendo da profundidade alcançada pelas raízes das macrófitas. O fundo do leito pode apresentar declividade na faixa de 0 % a 2,5 %, no sentido de escoamento da água, devendo estar em nível no sentido perpendicular a este (BORIN, et al., 2004; GARCIA et al., 2004b). A superfície do leito pode ser mantida em nível ou com a mesma declividade do fundo do canal (U.S. EPA, 2000b; ITRC, 2003).

A água residuária é aplicada em uma zona não vegetada e escoada, horizontalmente, no meio poroso sem saturar a superfície do meio suporte, escoando para a zona de saída, onde o efluente é drenado.

Os microrganismos desenvolvem-se aderidos à superfície do material do meio suporte, do caule e da raiz de plantas e nos sólidos suspensos acumulados no sistema (COREA, 2001; MATOS & LO MONACO, 2003). A oxidação do meio é feita via rizomas das plantas e por difusão do ar atmosférico na superfície do meio suporte (U.S. EPA, 2000b), possibilitando a formação de sítios aeróbios e anaeróbios dentro do canal, característicos nesses sistemas.

### **3.1.3 - Plantas macrófitas aquáticas**

Macrófitas aquáticas é a denominação genérica dada às plantas que crescem na água, em solos saturados ou alagados, independente do aspecto taxonômico, desde macroalgas, como o gênero *Chara*, passando por angiospermas como o gênero *Typha* (ESTEVES, 1998) até às árvores de ciprestes (*Taxodium sp.*) (APHA, 1995). Contudo,

as maiores representantes das macrófitas são as plantas aquáticas vasculares florescentes (VALENTIM, 2003).

Em geral, a literatura especializada sobre os sistemas alagados construídos adota o termo macrófitas, o qual será também utilizado no presente trabalho.

Há uma grande variedade de macrófitas aquáticas, que podem ser usadas no tratamento de águas residuárias em sistemas SACs. Todavia, é necessário que essas plantas tenham tolerância à combinação de contínuos alagamentos e exposição à água residuária ou águas de enxurradas, as quais podem conter altas concentrações de poluentes (DAVIS, 1995).

Tratando-se do sistema SAC, as macrófitas emergentes são as mais adequadas, visto que a lâmina de água, neste sistema, permanece abaixo da superfície do meio suporte. Entre estas, as mais utilizadas são a taboa (*Typha sp.*), *Phragmites sp.* e navalha de mico (*Scirpus sp.*) (REED, 1993 e 2000a; MATOS & LO MONACO, 2003). Quando o interesse é maximizar a remoção de nitrogênio em águas residuárias, o uso de *Phragmites sp.* e, ou *Scirpus sp.* é recomendado (REED, et al. 1995). Esses autores observaram que em determinados SACs, que utilizaram uma destas duas macrófitas, houve maior eficiência na remoção de nitrogênio amoniacal, em relação aos sistemas cultivados com taboa. Considerando que os SACs tinham a mesma profundidade (0,76 m), os autores associaram a diferença de remoção à profundidade alcançada pelas raízes e sugeriram que, para o dimensionamento de SAC, a profundidade seja escolhida em conformidade com o comprimento vertical da raiz da macrófita cultivada.

Em SACs pesquisados no Brasil, têm sido usadas as espécies: *Juncus spp.* (SOUSA et al., 2000), *Echinochloa polytachya* (SEZERINO & PHILIPPI, 2003), *Typha sp.* (HUSSAR, 2001; CAMPOS et al., 2002; LIMA et al., 2003; VALENTIM, 2003), *Zizaniopsis bonariensis* (CAMPOS et al., 2002; FEIJÓ et al., 2003), *Eleocharis sp.* e *Scirpus sp.* (VALENTIM, 2003) e arroz (*Oriza sativa* L.) (NOGUEIRA, 2003; MEIRA et al., 2004). Esta última não é uma espécie perene e, talvez, não seja adequada para cultivo em longo prazo, em SAC.

As funções das macrófitas aquáticas na remoção de poluentes são as seguintes (adaptado de BRIX, 1994 e U.S. EPA, 2000b):

a) facilitar a transferência de gases – as macrófitas podem facilitar a entrada de oxigênio e a saída de CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O e H<sub>2</sub>S do sistema (TANNER, 2001). Entretanto, a quantidade de oxigênio transferido (em torno de 3,0 g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> de O<sub>2</sub>), equivalente a 30 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de DBO, é considerada baixa em comparação com a quantidade de material

orgânico que, geralmente, é aportado nesses sistemas. Como agravante, a transferência direta de  $O_2$  da atmosfera para a água residuária através da superfície do meio suporte, estimada de  $0,5$  a  $1,0 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , pode ser reduzida, em virtude da barreira formada pelas plantas e a serrapilheira em decomposição (Behrends et al., 1993, reportado por U.S. EPA, 2000b);

b) estabilizar a superfície do leito – o denso sistema radicular das macrófitas emergentes no substrato protege o sistema do processo erosivo, impedindo a formação de canais de escoamento preferencial na superfície do SAC (BRIX, 1997);

c) absorver nutrientes e metais – no período de crescimento, as plantas podem absorver macronutrientes (N e P) e micronutrientes (incluindo metais), sendo que, no início da senescência, a maior parte dos nutrientes é translocada para as raízes e rizomas. A estimativa anual de absorção de nitrogênio e fósforo por macrófitas emergentes varia de  $12$  a  $120 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$  e  $1,8$  a  $18 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ , respectivamente (REDDY & DeBUSK, 1985). A remoção de nitrogênio com as colheitas da biomassa aérea varia de  $7,4$  a  $18,9 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$  (MANDER et al., 2004) e a de fósforo varia de  $0,4$  a  $10,5 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$  em *Phalaris arundinacea*, de  $0,6$  a  $9,8 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$  em *Phragmites australis* e de  $0,2$  a  $6,5 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$  em *Typha spp.* (VYMAZAL, 2004). Para SAC utilizado no tratamento de esgoto urbano, a absorção pelas macrófitas é estimada em  $1,9 \%$  do nitrogênio aportado ao sistema (LANGERGRABER, 2004);

d) suprir carbono biodegradável para o processo de desnitrificação – a decomposição de plantas e exsudados das raízes pode servir como fonte de carbono orgânico biodegradável para microrganismos desnitrificantes e, assim, incrementar a remoção de nitrato em SAC (BRIX, 1997; TANNER, 2001), embora a matéria orgânica em decomposição e os exsudados também possam ser fontes de nitrogênio orgânico facilmente conversível em nitrogênio amoniacal;

e) atuar como isolante térmico nas regiões de clima temperado – a cobertura da vegetação serve como isolante térmico para o SAC, reduzindo o risco de congelamento da água residuária em sua superfície (REED et al., 1995); e

f) proporcionar habitat para vida selvagem e agradável aspecto estético – estas funções não estão ligadas, diretamente, ao processo de tratamento; todavia, podem ser

importantes em lugares onde os banhados naturais foram destruídos ou para melhoria no aspecto estético de pequenas unidades de tratamento unidomiciliares (residências, hotéis e hospitais).

Como os mais importantes processos de remoção no tratamento em SACs estão baseados em processos físicos e microbiológicos, o papel das macrófitas nesses sistemas tem sido questionado (BRIX, 1997), não havendo consenso entre pesquisadores a respeito da efetiva importância das macrófitas aquáticas nos SACs.

Algumas pesquisas têm apresentado melhor desempenho para SAC cultivado com espécies aquáticas em relação aos não cultivados (TANNER et al., 1995; TUNÇSIPER et al., 2004). Todavia, em vários estudos conduzidos nos Estados Unidos que foi comparado o desempenho de SACs cultivados e não cultivados na remoção de poluentes verificou-se que as plantas não exerceram importante influência no processo (U.S. EPA, 2000b; TANNER, 2001). Resultados seguindo esta mesma tendência foram obtidos por COLEMAN et al. (2001), AYAZ & AKÇA (2001) e HENCH et al. (2003). Nas condições áridas do Irã, também, não foi observado efeito da vegetação sobre a remoção de DBO, DQO e SST (BADKOUBI et al., 1998). No Brasil, resultados de pesquisas (MEIRA et al., 2001 e 2004; SOUSA et al., 2004) evidenciaram que a remoção de matéria carbonácea em SACs cultivados foi, ligeiramente, superior aos não cultivados, não sendo encontrada diferença estatisticamente significativa entre os dois sistemas. O mesmo comportamento foi observado por LEOPOLDO et al. (2000) para DQO e SST.

MEIRA et al. (2001) observaram que nos SACs cultivados ocorreu maior remoção de nitrogênio amoniacal, fósforo total, ortofosfatos e coliformes fecais. Quanto aos resultados obtidos por SOUZA et al. (2004), a remoção de nitrogênio total foi superior nos SACs cultivados, não havendo diferença significativa para fósforo total e coliformes fecais.

Mesmo diante de controvérsias, MARA (2004), baseando-se em dados disponíveis na literatura, sugere que, em SACs cultivados e não cultivados, as remoções de DBO e SST são aproximadamente iguais e, portanto, as plantas não são essenciais para remoção destes constituintes nesses sistemas. Entretanto, a remoção de nitrogênio, especificamente nitrogênio amoniacal, é significativamente mais alta nos sistemas cultivados. O autor ressalta que suas proposições são para clima temperado, podendo não ser válidas para climas tropicais.

Também não está claro se é preferível cultivar apenas uma espécie de planta (monocultivo) ou um conjunto de espécies (policultivo). DAVIS (1995) sugere o cultivo de, pelo menos, três espécies em SAC. Sistemas com monocultivo são mais suscetíveis ao fracasso devido à predação e às doenças. Por outro lado, no caso de policultivo, algumas espécies podem tornar-se dominantes (U.S. DI, 1996). Deste modo, a seleção de plantas para SACs pode ser baseada em sanidade, viabilidade em longo prazo e aspectos estéticos, uma vez que a absorção de nutrientes por plantas tem importância quantitativa, somente, em sistemas alagados de fluxo superficial funcionando sob baixa carga (BRIX, 1997) e o impacto das plantas na remoção de poluentes em sistemas alagados de fluxo subsuperficial é mínimo.

Em alguns tipos de SAC, têm sido cultivadas plantas ornamentais (COREA, 2001; BORIN et al., 2004).

Segundo U.S. EPA (2000b), é possível que a remoção de nutrientes e metais, obtida com a colheita da biomassa produzida, não compense o tempo e o trabalho requeridos para colher e reusar ou fazer disposição dessas plantas.

### **3.3 - Fatores de influência no desempenho de SACs**

Os SACs são estruturas artificiais semelhantes às encontradas em várzeas naturais, com grande capacidade para alterar a qualidade da água fluente através deles. Conseqüentemente, seu desempenho é afetado, em maior ou em menor grau, por todos os fatores biótico e abiótico, interno e externo, físicos, químicos e bioquímicos, influentes nos ecossistemas naturais. No entanto, deve-se preocupar com os fatores que são mais relevantes, considerando que o mecanismo de remoção predominante e a seqüência de reações são dependentes das variáveis de entrada no sistema, das interações internas e das características do SAC (U.S. EPA, 2000b).

O desempenho dos SACs é afetado por fatores bióticos e abióticos.

#### **a) Fatores bióticos**

A biota nos SACs é, basicamente, representada por grande variedade de microrganismos, especialmente bactérias, fungos e macrófitas, cujas características e funções foram abordadas no item 3.2. A diversidade bacteriana inclui as aeróbias, as anaeróbias, as facultativas e os actinomicetos (HUSSAR, 2001). A maioria das bactérias

é heterotrófica, outra parte é autotrófica, enquanto os fungos, que são muito abundantes no meio, são heterotróficos e têm nutrição predominantemente saprofítica.

Bactérias e fungos têm relação simbiótica com o meio em que vivem. Os primeiros estão em simbiose com as raízes e a parte submersa. A segunda classe de organismos mantém relação de simbiose com algas e plantas mais evoluídas (micorrizas) (HUSSAR, 2001). Todos esses microrganismos, com sua diversidade genética e adaptação funcional, exceto em condições extremas, são capazes de desempenhar seu papel na degradação dos poluentes nos SACs. Exemplo de condição extrema pode ser a presença de componentes tóxicos na água residuária, devendo-se evitá-los para proteger os microrganismos (DAVIS, 1995).

#### b) Fatores abióticos

Os fatores abióticos relevantes nos processos de degradação biológica, em SAC são: a temperatura, a alcalinidade, o pH e o oxigênio dissolvido. Além da operação e manejo do sistema, outros fatores externos relevantes referem-se à qualidade e quantidade da água residuária e ao ciclo hidrológico (U.S. EPA, 2000b).

As variações de temperatura podem afetar o desempenho de tratamento nos SACs (REED et al., 1995; BADKOUBI et al., 2004). A capacidade de tratamento do sistema tende a diminuir com a redução de temperatura. Os constituintes que são, em princípio, removidos por mecanismos físicos como floculação, precipitação e filtração, como, no caso da carga orgânica e SST, são menos afetados (U.S. EPA, 2000b). VYMAZAL (1998) avaliou vários resultados experimentais, obtidos em SACs instalados na República Tcheca e verificou que a remoção  $DBO_5$  não foi dependente de temperatura, o que segundo U.S. EPA (2000b), pode ser decorrente da dispersividade dos dados existentes, uma vez que pesquisa realizada com dados levantados em um único sistema apresentou variação de 5% nas eficiências médias de remoção, inclusive da  $DBO_5$ , em função da temperatura (TUNÇSIPER et al., 2004).

A alcalinidade é outro fator, que pode afetar o tratamento em SAC, uma vez que os processos oxidativos, como a nitrificação, tendem a consumir a alcalinidade, a qual, caso atinja valores baixos, pode concorrer para a obtenção de valores reduzidos de pH (Von SPERLING, 1996a).

O pH influencia o crescimento de macrófitas (BRIX et al., 2002) e muitas transformações bioquímicas, visto que afeta o equilíbrio das formas de ácidos orgânicos e bases ionizadas e não ionizadas, além de controlar a solubilidade de muitos gases e

sólidos (HUSSAR, 2001). Em ambientes onde o pH varia de 4,0 a 9,5, propiciam-se condições ideais para a sobrevivência das bactérias responsáveis pela degradação orgânica; as bactérias desnitrificantes adaptam-se melhor em ambientes com pH entre 7,0 e 7,5, enquanto as nitrificantes adaptam-se em pH variando de 7,2 a 8,0 (Von SPERLING, 1997).

O oxigênio dissolvido (OD) é influenciado pela temperatura e por sais dissolvidos na água residuária. A oxidação de compostos carbonáceos e a nitrificação dependem da concentração de OD, sendo  $1 \text{ mg L}^{-1}$  o seu valor mínimo para o funcionamento dos reatores aeróbios. Os valores típicos de OD em SAC tendem a ser muito baixos ( $< 1,0 \text{ mg L}^{-1}$ ) (U.S. EPA, 2000b), mesmo sendo complementados pelas plantas macrófitas.

A concentração dos constituintes em água residuária, até certos níveis, não causa decréscimo na eficiência de remoção de poluentes no sistema. Segundo BURGOON et al. (1991), a remoção de nitrogênio e fósforo aumentou, linearmente, com a carga de nitrogênio presente na água residuária, que teve variação de  $0,6$  a  $4,4 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  e de fósforo que variou de  $0,14$  a  $0,92 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ . A remoção de SST e  $\text{DBO}_5$  aumentou, linearmente, com cargas que variaram de  $0,1$  a  $4,7 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  e de  $0,06$  a  $3,28 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , respectivamente (TUNÇSIPER et al., 2004), embora determinados níveis possam comprometer a eficiência do tratamento. JING & LIN (2004) verificaram que a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal foi reduzida com o aumento da carga deste constituinte. Talvez por esta razão, U.S. EPA (1988 e 2000b) sugerem os limites, respectivamente, de  $133 \text{ kg ha d}^{-1}$  e de  $60 \text{ kg ha d}^{-1}$  de carga orgânica, expressas em termos de  $\text{DBO}_5$ , como carga máxima a ser aplicada em SAC.

A eficiência de tratamento depende, também, do tempo de residência da água residuária no SAC, o qual é função de aplicação hidráulica (SULIMAN et al., 2004). Em consequência disso, a quantidade de água usada na aplicação afeta a eficiência de tratamento do sistema (TANNER et al., 1995; TUNÇSIPER et al., 2004).

No dimensionamento do SAC, deve-se considerar o ciclo hidrológico, na estimativa do incremento no fluxo de água causado pelas precipitações, principalmente se estas forem intensas, a fim de evitar a formação de escoamento superficial, o que concorreria para que houvesse decréscimo na eficiência de tratamento (U.S. EPA, 2000b).

As precipitações causam diluições dos poluentes no sistema, elevando o nível da água temporariamente e baixando o tempo de residência hidráulica (t), enquanto, a evapotranspiração concentra os poluentes, reduzindo temporariamente o nível da água e,

consequentemente, aumentando o t. Exceto em climas muito úmidos ou muito secos, os dois efeitos são compensados. Entretanto, BORIN et al. (2004) obtiveram mais baixa eficiência na remoção de poluentes, nas estações de outono e inverno, quando as diferenças entre precipitação e evapotranspiração foram maiores, porém eficiência mais alta no verão, quando essas diferenças foram menores.

### **3.4 – Mecanismos e eficiência de remoção de poluentes**

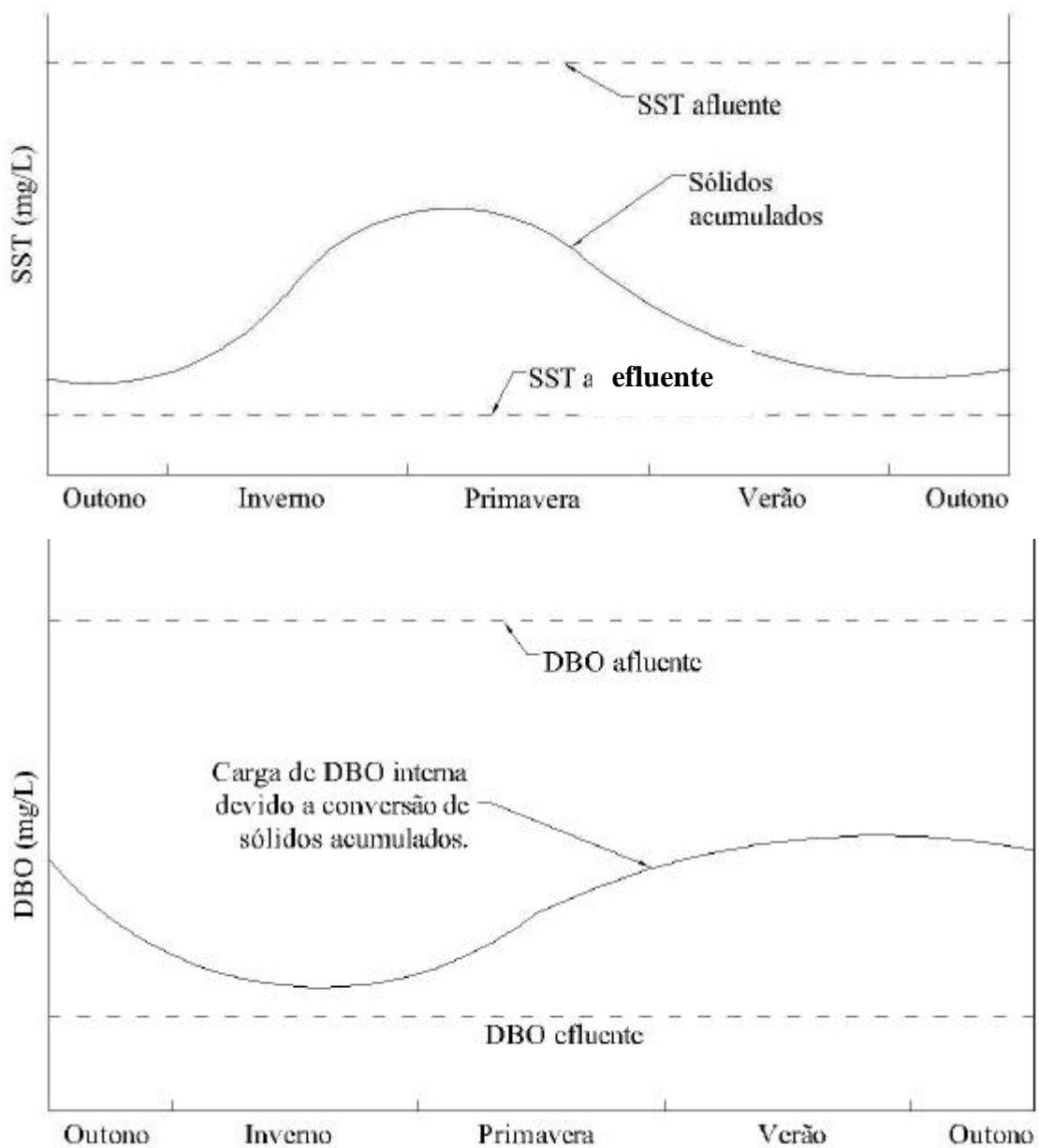
Os SACs são altamente complexos, visto que os mecanismos de remoção dos poluentes são físicos, químicos e biológicos, podendo ocorrer simultaneamente ou sequencialmente, à medida que a água residuária escoar através do sistema. Os dois principais mecanismos de remoção, na maioria dos sistemas de tratamento, são as separações líquido/sólido e as transformações de constituintes. Estes mecanismos podem levar à remoção de poluentes nos SACs, mas, freqüentemente resultam em retenção do poluente no sistema durante determinado período de tempo. Depois de sua retenção no meio, este sofrerá transformações bioquímicas nos compostos orgânicos, resultando na geração de gases como CO<sub>2</sub> ou CH<sub>4</sub> (U.S. EPA, 2000b).

#### **3.4.1 - Remoção de SST e DBO**

Os principais mecanismos para remoção de SST e DBO são a floculação, a sedimentação e a filtração de sólidos suspensos e das partículas coloidais de maior tamanho. Os SACs agem como filtro horizontal, de modo a favorecer a separação de SST por sedimentação (discreta e floculenta), ocorrendo o aprisionamento físico e adsorção sobre o biofilme aderido ao meio suporte e raízes desenvolvidas nesse meio. Os SACs são eficientes na remoção de SST e DBO por causa da baixa velocidade de escoamento e a grande área específica do meio suporte (U.S. EPA, 2000b).

Tipicamente, os SACs são mais eficientes na remoção de SST porque este mecanismo ocorre de modo essencialmente físico; entretanto, a remoção de DBO é mais complexa. As partículas biodegradáveis removidas por mecanismos físicos são, posteriormente, degradadas e convertidas em partículas solúveis e coloidais, tornando-se fonte de DBO solúvel. Parte dos SST será incorporada à massa microbiana desenvolvida no meio (U.S. EPA, 2000b), enquanto a outra parte será acumulada no SAC. TANNER e SUKIAS (1995) reportaram menor acúmulo de sólidos no meio do que o esperado, baseando-se na carga de sólidos afluente ao sistema. BAVOR et al.

(1989) relataram que a maior parte dos sólidos foi removida na seção inicial do SAC e que eles não conseguiram avançar em toda a extensão do leito. Estas observações reforçam a idéia de que o material orgânico acumulado degrada-se com o passar do tempo, apresentando ciclo sazonal nos processos de acumulação e remoção de SST e DBO nos SACs, conforme teoria ilustrada na Figura 1.



Adaptada de U.S. EPA (2000b).

Figura 1- Ciclo sazonal na acumulação/remoção de SST e DBO em SAC.

Provavelmente, os SST e a DBO remanescente no efluente de um SAC não sejam provenientes dos mesmos materiais lançados no sistema, mas, certamente são materiais convertidos ou produzidos no meio. Efetivamente, a remoção de DBO ocorre quando o material orgânico é completamente convertido, por processos biológicos anaeróbios, em produtos gasosos finais. Os dois caminhos anaeróbios mais comuns é a redução de sulfato e a fermentação metanogênica (U.S. EPA, 2000b).

No tratamento de efluentes domésticos, os SACs têm sido eficientes na remoção de carga orgânica, expressa em DQO, DBO e SST, em condições climáticas variadas, desde temperadas até tropicais e de úmidas a áridas e semi-áridas.

Resultados obtidos com SAC na República Tcheca evidenciaram eficiência de remoção de 81%, 89% e 91% para DQO, DBO e SST, respectivamente (VYMAZAL, 2004). Na Austrália, a média de eficiência de 13 sistemas atingiu 81% e 83% para DBO e SST, respectivamente (DAVISON et al., 2004). No Irã, em clima árido, foram obtidas remoções de 86%, 90% e 89% para DQO, DBO e SST, respectivamente (BADKOUBI et al., 1998). Na Espanha, em uma região de clima semi-árido, remoções de 63% a 93%, 50% a 88% e 58% a 94% foram obtidas para DQO, DBO e SST, respectivamente (SOLANO et al., 2004). No Brasil, foram obtidas remoções de 48% a 77% e 40% a 81% para DQO e SST, respectivamente (VALENTIM, 2003) e de 76% a 84% para DQO (SOUSA et al., 2000).

### **3.4.2 - Remoção de nitrogênio**

As formas de nitrogênio de maior interesse e que são bioquimicamente interconvertíveis em águas naturais e águas residuárias são, em ordem decrescente do estágio de oxidação, nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal e nitrogênio orgânico. A soma dessas formas de nitrogênio é reportada como nitrogênio total (N-Total). Analiticamente, o nitrogênio orgânico e o nitrogênio amoniacal podem ser quantificados juntos, sendo o conjunto denominado “Nitrogênio Total Kjeldahl” (NTK). O nitrogênio orgânico em águas residuárias pode estar nas formas solúvel ou particulada, entre as quais se incluem as proteínas, ácido nucléico e uréia. As outras espécies de nitrogênio são solúveis na água. O nitrogênio amoniacal pode ser encontrado na forma não ionizada  $\text{NH}_3$  (amônia) e ionizada  $\text{NH}_4^+$  (amônio), dependendo da temperatura e pH da água. A forma ionizada é predominante em SAC. Em temperatura de 25°C e pH 7,0, a percentagem de amônia é de, aproximadamente, 0,6 % do nitrogênio amoniacal (U.S. EPA, 2000b).

Em SAC, 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 (REED et al., 1995), ratificado por MANDER et al. (2004), ou seja, por meio dos processos de nitrificação e desnitrificação, sendo os microrganismos os principais responsáveis por essas transformações. A U.S. EPA (2000b) considera baixas a remoção microbiana, via nitrificação, e a absorção de 0,03 a 0,3 g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> de nitrogênio pelas plantas, em comparação com as cargas de nitrogênio típicas aportadas em SACs.

Os SACs incorporam reações anaeróbias de biorreatores de crescimento aderido e, por meio dessas reações, o nitrogênio orgânico interceptado dentro do leito cultivado sofre amonificação. O nitrogênio amoniacal liberado pode ser disponibilizado para absorção das plantas, dependendo da localização da raiz no sistema, uma vez que o escoamento abaixo da zona radicular das plantas pode carrear o amônio para a jusante do sistema.

As macrófitas emergentes em SAC absorvem macronutrientes (p. ex.: N e P) e micronutrientes (incluindo metais) por meio de suas raízes, durante o estágio de crescimento. No início da senescência, a maioria dos nutrientes são translocados para o rizoma e raízes e uma significativa proporção pode ser, também, exsudada da planta. Estimativas anuais de absorção de nitrogênio por macrófitas emergentes em SACs são apresentadas no item 3.2.

Como os SACs são ambientes predominantemente anaeróbios, a nitrificação nesses sistemas fica comprometida, uma vez que, na maioria dos casos, o processo é dependente da disponibilidade de O<sub>2</sub> no leito de tratamento, sendo necessários 4,6 g de O<sub>2</sub> para oxidar 1 g de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> a NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (REED et al., 1995) ou 5 g de O<sub>2</sub> para converter 1 g de NH<sub>3</sub> a NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (REED, 1993). Tão logo o oxigênio se torne limitante, a nitrificação passa a gerar mais óxido nítrico e óxido nitroso em lugar do NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (nitrato) (MYROLD, 1999), cessando a nitrificação quando a concentração de oxigênio fica abaixo do nível crítico (0,2 mg L<sup>-1</sup>).

A ocorrência de qualquer nitrificação em SAC deve ser encontrada 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 (U.S. EPA, 2000b).

Em SAC tratando águas residuárias urbanas, é requerida uma alcalinidade de 7,1 g de  $\text{CaCO}_3$  para cada g de  $\text{NH}_4^+$  a ser oxidado a nitrato, para tamponar o meio (neutralizar o  $\text{H}^+$  liberado no processo) (REED et al., 1995), o que pode não ser fator limitante ao processo de nitrificação, uma vez que é encontrada uma alcalinidade de 110 a 170  $\text{mg L}^{-1}$  de  $\text{CaCO}_3$  em esgotos domésticos (Von SPERLING, 1997). A neutralização da acidez ocorre pelo tamponamento bicarbonato - gás carbônico ( $\text{H}^+ + \text{HCO}_3^- \rightarrow \text{H}_2\text{O} + \text{CO}_2$ ).

A remoção de nitrato via desnitrificação biológica pode ser mais efetiva, uma vez que, nos SACs, as condições anóxicas estão sempre presentes (U.S. EPA, 2000a). Porém, ele requer o suprimento de carbono orgânico da decomposição do resíduo de planta retido do meio ou de subprodutos da decomposição aeróbia da biomassa de plantas localizadas na superfície do leito, que pode ser lixiviado para zona anaeróbia durante os eventos de precipitação.

Sistemas tratando água residuária rica em carbono e que tenham atingido nitrificação parcial, geralmente, conseguem quase completa desnitrificação (SLEMP et al., 2004). Crites e Tchobanglous (1998), reportados por U.S. EPA (2000b), sugerem que, em SAC, uma significativa desnitrificação em água residuária urbana pode ocorrer em t de 2 a 4 dias. STNGEL e SCHULTZ-HOCK (1989) demonstraram, por meio da adição de metanol, que a desnitrificação foi limitada pela disponibilidade de carbono biodegradável. A desnitrificação decorrente do carbono orgânico fornecido pela planta depende da relação DQO/nitrogênio e da forma como se encontra o nitrogênio no afluente. O valor mínimo de DQO para o nitrato, suficiente para a ocorrência da desnitrificação, é 2,3 g de DQO para cada grama de  $\text{N-NO}_3^-$ . Esta taxa requerida pode ser mais alta, se houver presença de oxigênio disponível no sistema (U.S. EPA, 2000b).

MANDER et al. (2004) verificaram, em balanço de nitrogênio efetuado em SAC, que tratava efluente de tanque séptico proveniente de água residuária hospitalar, que 51 a 52 % do nitrogênio aportado ao sistema sofreu emissão na forma de  $\text{N}_2$  e de 0,84 a 0,93 % na forma de  $\text{N}_2\text{O}$  (óxido nitroso). De acordo com os autores, o segundo caminho de remoção de nitrogênio no sistema foi o acúmulo nas plantas: 5,1 a 10,0 % na biomassa em crescimento acima do meio suporte e 4,4 a 7,1 % na biomassa em crescimento dentro do meio suporte. O acúmulo no meio suporte foi de 1,7 a 8,6 % e a imobilização microbiana foi de 1,7 a 5,1 %. Em modelo matemático, desenvolvido para descrever transformações do nitrogênio no SAC, LIU e DAHAB (2004) propuseram que desnitrificação e a absorção pelas plantas são os principais caminhos de remoção de nitrogênio das águas residuárias.

A eficiência de remoção de nitrogênio em SAC convencional tem sido pouco expressiva e muito variada, apresentando melhores resultados, quando se avalia a concentração de nitrogênio orgânico (RIVERA et al., 1997; VALENTIM, 2003). Quando se monitoram as formas inorgânicas do nitrogênio, os resultados podem ser muito variáveis, em decorrência de transformações que ocorrem no meio. Em certos períodos do ano, esses autores verificaram aumentos de nitrogênio amoniacal ( $\text{N-NH}_3/\text{NH}_4^+$ ) no efluente, em relação ao afluente, como resultado de sua produção a partir da mineralização do nitrogênio orgânico.

SACs modificados por meio de mudanças operacionais, como, por exemplo, por batelada (U.S. EPA, 2000a) ou com aeração artificial (WALLACE & KADLEC, 2004, OUELLET-PLAMONDON et al., 2004) podem alcançar alta taxa de transferência de oxigênio para o meio e, desse modo, ser mais eficientes na remoção de nitrogênio amoniacal via nitrificação (LABER et al., 1999; OUELLET-PLAMONDON et al., 2004), porém, menos eficientes que os sistemas convencionais quanto à remoção de nitrato. Um ciclo de enchimento e secagem (batelada) de um SAC, em Minoa, NY, proporcionou taxa de remoção de DBO e nitrogênio amoniacal duas vezes maior que as registradas com operação contínua (U.S. EPA, 2000a).

### **3.4.3 - Remoção de fósforo**

O fósforo ocorre em águas naturais e residuárias, principalmente como fosfatos, os quais podem ser classificados em ortofosfatos e fosfatos constituintes de compostos orgânicos. Os ortofosfatos podem estar em solução ou em formas particuladas, em suspensão ou precipitados. Os fosfatos orgânicos são formados, primordialmente, por processos biológicos, sendo encontrados em águas residuárias brutas, tais como resíduos de alimentos e dejetos animais, bem como em águas residuárias como biota viva ou morta (ex: algas e bactérias de lagoas de tratamento). Os fosfatos inorgânicos encontrados em águas residuárias são provenientes, em sua maioria, de materiais de limpeza de domicílios residenciais e comerciais ou de tratamento de água de caldeiras (U.S. EPA, 2000b). Nas águas residuárias urbanas, o fósforo está, geralmente, presente em concentrações que variam de 4 a 15 mg L<sup>-1</sup> (REED et al., 1995).

No SAC, a separação físico-química de fósforo pode iniciar com a deposição de sedimento, via sedimentação particulada, precipitação química e pela constrição de raízes das plantas (U.S. EPA, 2000b). Estes sedimentos acumulam-se, como turfa, dentro e na superfície do meio suporte. O fosfato solúvel pode ser adsorvido ao

biofilme, que se desenvolve aderido ao meio suporte e às raízes de plantas, ou nos sedimentos (SOUSA et al., 2001). As trocas de fosfato solúvel e adsorvido ao biofilme ou sedimentos, ocorrendo por difusão e processo de sorção/dessorção, constituem a principal forma de mobilidade para fosfato solúvel em SAC. Entretanto, os fosfatos podem ser precipitados como fosfato insolúvel de ferro, de alumínio ou de cálcio, ou ainda pode ser adsorvido às partículas de argila, de turfa orgânica ou de óxidos e hidróxidos de ferro ou de alumínio, vindo a incorporar-se nos sedimentos (REED, 1995; ARIAS & BRIX, 2004). A precipitação de fósforo com cálcio ocorre sob valores de pH neutro a alcalinos e, com ferro ou alumínio, sob valores de pH ácido (TCHOBANOGLIOUS & BURTON, 1991). O fosfato pode ser desprendido (dessorção) de complexos, dependendo do potencial redox no meio. Em condições anóxicas, fosfatos podem ser re-liberados dos fosfatos de ferro ou de alumínio por hidrólise e por solubilização, sendo os compostos de ferro reduzidos a composto de ferro mais solúvel. Fosfatos adsorvidos a óxidos e dióxidos também podem ser ressolubilizados por meio de troca de ânions.

Fosfatos orgânicos, dissolvidos ou não, e inorgânicos insolúveis não são, em geral, disponíveis para plantas, até serem transformados em fosfatos inorgânicos solúveis. Esta transformação pode ocorrer na massa de água, no biofilme ou no sedimento, por meio de microrganismos.

A absorção de fosfatos por bactérias ocorre em curto tempo, representando um mecanismo de ciclagem rápida de formas solúveis e insolúveis. A ciclagem devida ao crescimento, à morte e ao processo de decomposição faz com que a maioria dos fosfatos retorne para a massa de água. Nesse intermédio, alguns fosfatos são desprendidos devido ao longo tempo requerido para efetiva cristalização em um recém formado sedimento (U.S. EPA. 2000b). À medida que alguns sais minerais cristalizam-se no meio, mais difícil se torna sua ressolubilização.

A absorção de fósforo por macrófitas ocorre no sedimento pelo sistema radicular e varia de 1,8 a 18,0 g m<sup>-2</sup> ano<sup>-1</sup> de fósforo (BURGOON et al., 1991). Todavia, a U.S. EPA (2000b) considera que a carga de fósforo, aplicada em SAC, pode ser relativamente alta (cerca de 150 g m<sup>2</sup> ano<sup>-1</sup> de fósforo, segundo VYMAZAL, 2004), comparada ao potencial de absorção de plantas, de modo que a remoção proporcionada com a colheita de plantas, antes de sua senescência no meio, pode ser insignificante. O ciclo de absorção e liberação do fósforo pelas macrófitas é similar ao dos microrganismos, mas as reações ocorrem numa escala de tempo variando de meses ou anos. Esta absorção ocorre durante a fase de crescimento da planta enquanto a liberação

ocorre durante a senescência e a morte da planta, após sua decomposição. Por outro lado, parte dos fosfatos liberados pode ser aprisionada no sistema, devido ao processo de cristalização dentro do sedimento.

A capacidade de remoção de fósforo pela colheita da biomassa das macrófitas é abordada no item 3.2.

A remoção de fósforo em SAC é representada pela porção do fósforo, que sofre cristalização após ser liberado com a decomposição de plantas e pelo fosfato recalitrante que é separado do líquido residente e acumulado no sistema. Contudo, tal acúmulo pode ser dependente das características do meio suporte para adsorver, ligar ou precipitar o P (WOOD & McATAMNEY, 1996; ARIAS & BRIX, 2004). Areia lavada, quando usada como meio suporte, tem acumulado de 36,5 a 39,8 % do fósforo aportado ao SAC (SOUSA et al., 2001). Material arenoso rico em ferro e cálcio, usado como meio suporte em SAC, num período de 5 anos, acumulou 45 % do aporte de P, porém ocorreu um decréscimo anual de 20,7 para 6,6 kg de P adsorvido, demonstrando que esse sistema pode ser saturado com este elemento (MANDER et al., 2004); portanto, o sistema apresenta capacidade de acúmulo de P reduzida com o tempo de operação. Em SAC, pode-se obter até 95% de remoção de fósforo nos primeiros anos de operação (REED, 1993). WOOD e McATAMNEY (1996) avaliaram SAC com substrato constituído por laterita granulada, rica em óxidos de ferro e alumínio, como meio suporte e obtiveram remoção de 96% do fósforo. No tratamento de água residuária de abatedouro, em t de 1,7 dias, em SAC, RIVERA et al. (1997) obtiveram baixa remoção de ortofosfato. VALENTIM (2003), que tratou efluente doméstico de tanque séptico, observou liberação de P-Total no efluente sob t de 1 dia, sendo que, para os outros tempos (2 a 6 dias), a remoção variou de 6 a 22 % de P-Total.

Para REED et al. (1995), desde que deposição de sedimento é o principal caminho para remoção de fósforo, o valor da taxa de remoção é função da área superficial do SAC e da concentração de fósforo na água residuária. A U.S. EPA (2000a) reportou que a remoção de fósforo em todos os tipos de SAC, tratando águas residuárias urbanas, sempre requer longo tempo de residência hidráulica (t) para gerar efluente com baixa concentração de fósforo.

#### **3.4.4 - Remoção de patógenos**

Os microrganismos patogênicos de maior interesse quanto à determinação da qualidade da água são helmintos, protozoários, fungos, bactérias e vírus. Em virtude da

dificuldade e alto custo para determinação em rotina de um baixo e específico número de patógenos, convencionou-se a escolha dos coliformes fecais do grupo das bactérias como o melhor indicador de contaminação por dejetos de animais de sangue quente. Contudo, o teste para quantificação dos coliformes fecais não é específico e pode produzir resultados falsos quanto à contaminação humana, uma vez que esses microrganismos são excretados por outros animais de sangue quente, incluindo aqueles residentes nos pântanos e brejos naturais. A análise de estreptococos fecais pode, também, ser usada como indicador adicional de poluição fecal. Juntos, estes dois processos podem ser, algumas vezes, usados para distinguir entre a contaminação humana e de outros animais (U.S. EPA, 2000b).

Muitos patógenos são mais sensíveis ao ambiente dos sistemas alagados construídos do que os organismos indicadores, mas alguns vírus e protozoários (esporos) podem ser mais resistentes. Resultados divergentes têm sido reportados sobre os vírus e o mecanismo correlacionado à sua remoção, podendo ter processos diferentes daqueles que destroem os organismos indicadores (U.S. EPA, 2000b).

Os patógenos (e indicadores) que entram no SAC podem ser incorporados aos dos SST ou ser encontrados em suspensão na água residuária afluenta. Aqueles associados aos SST podem ser separados da água, por meio dos mesmos mecanismos descritos para SST (sedimentação, constrição e adsorção – item 3.4.1). Todavia, a separação de patógenos da água não significa sua eliminação. Os microrganismos viáveis podem ser desprendidos da matriz sólida e retornar para dentro do biofilme ou para a água mantida nos poros dos sedimentos, ou podem voltar à massa de água como agentes infecciosos. Independentemente do local, eles devem competir com a diversidade de microrganismos presentes no meio. A maioria não sobreviverá a essa competição e, também, serão destruídos por predação.

Em relação à remoção de ovos de helmintos em SAC, provavelmente, ocorre por processos de sedimentação e constrição pelas raízes das plantas e matriz do meio suporte. O acúmulo de matéria orgânica no leito pode facilitar a filtração dos ovos. No entanto, STOTT et al. (1999) atribuíram a remoção de ovos de helmintos não à concentração de SST no meio poroso, mas à extensão do leito de tratamento. Os autores obtiveram efetiva remoção de ovos de helmintos em efluente de SAC com meio suporte de cascalho e extensão de 100 m, em clima semi-árido, no Egito.

A redução de coliformes fecais foi duas unidades logarítmicas ( $1 \times 10^6$  para  $1 \times 10^4$   $100 \text{ mL}^{-1}$ ) em vários experimentos em SAC, realizados no Tennessee, U.S, exceto em dois SACs que operaram com completo enchimento e drenagem do leito, nos quais

foi obtida uma redução de três unidades logarítmica (U.S. EPA, 2000b). Na Espanha, GARCIA et al. (2003) obtiveram redução de 2,1 a 3,0 unidades logarítmicas de organismos coliformes fecais em efluente primário. No Brasil, VALENTIM (2003) tratou efluente primário de tanque séptico e observou remoções de coliformes fecais, variando de menos de 1 unidade logarítmica a 3 unidades logarítmicas, sendo os maiores valores obtidos para t de 6 dias, confirmando GARCIA et al. (2004a), os quais afirmaram que a eficiência de remoção de coliformes fecais é função do t.

Para a U.S. EPA (2000b), a redução de duas unidades logarítmica em coliformes fecais é uma estimativa razoável em SACs projetados para produzir efluentes secundários, uma vez que os patógenos são, parcialmente, removidos nesses sistemas, cabendo a tratamentos posteriores uma desinfecção complementar.

### **3.5 - Princípios de dimensionamento**

Os modelos matemáticos utilizados para descrever a cinética de remoção de poluentes em SAC e possibilitar o seu dimensionamento têm sido apresentados em livros texto (TCHOBANOGLIOUS & BURTON, 1991; REED, et al., 1995) e (Kadlec & Kniht, 1996 e Crites & Tchobanogluos, 1998, citados por U.S. EPA, 2000a). Em todos os quatro casos, os modelos baseiam-se em cinética de primeira ordem, numa concepção de fluxo em pistão. Os resultados obtidos com a aplicação desses quatro modelos para determinada base de dados não serão sempre os mesmos, pois, a escolha de desenvolvimento de cada autor e a derivação dos modelos não foi obtida com a mesma base de dados (U.S. EPA, 2000a). Estudos com aplicação de traçadores em SAC têm evidenciado significativa dispersão no sistema (SANFORD et al., 1995a; LIMA et al., 2003), que aumenta com o aumento de escala do sistema (SULIMAN et al., 2004). Isto torna a descrição da remoção de poluente nos SACs dependente da difícil e complicada descrição da hidráulica desses sistemas (U.S. EPA, 2000b).

Muitos autores têm examinado várias relações, como modelo para remoção de poluentes, incluindo primeira ordem, concepção de modelo hidráulico de fluxo disperso (BATCHELOR & LOOTS, 1997), cinética de reação saturada (MITCHELL & McNEVIN, 2001) e cinética para arranjo de tanques em série (TES) (KADLEC, 2003). No entanto, nenhuma dessas relações ajustou-se, razoavelmente, a todos os dados que já estão disponíveis, uma vez que esses dados apresentam grande variabilidade (U.S. EPA, 2000b), o que pode ser esperado da dinâmica de sistemas naturais, influenciadas por muitos fatores. Todavia, apesar de controvérsias e inadequações, é possível observar

que a cinética de primeira ordem de degradação com modelo hidráulico de fluxo em pistão representa o modelo básico para modelagem de SAC, o qual tem sido largamente empregado nos Estados Unidos, Europa e Austrália (MITCHELL & McNEVIN, 2001).

O modelo cinético empregado para estimativa da concentração efluente de poluentes em SAC assume reação de primeira ordem, ou

$$C_e = C_a e^{(-Kt)} \quad \text{Eq. (1)}$$

em que,

$C_a$  = concentração do poluente no afluente ( $\text{mg L}^{-1}$ );

$C_e$  = concentração do poluente no efluente do ( $\text{mg L}^{-1}$ );

$K$  = constante de remoção do poluente ( $\text{d}^{-1}$ ); e

$t$  = tempo de residência hidráulica (d).

A taxa de remoção de poluente é função da concentração do poluente na água. Com esse tipo de solução, tem-se que as taxas de remoção são altas inicialmente, quando a concentração é alta, mas decrescem à medida que a água desloca-se através do SAC porque a concentração também decresce. Com esses princípios, o modelo cinético usado por REED et al. (1995) e Kadlec e Knigth (1996), citados por U.S. EPA (2000a), pode ser utilizado para obtenção de uma estimativa preliminar da área requerida para o SAC:

$$C_e = C_a e^{(-K_v t)} \quad \text{Eq. (2)}$$

em que,

$K_v$  = constante de remoção, com base volumétrica ( $\text{d}^{-1}$ ).

Kadlec e Knigth (1996), citados por ITRC (2003), incorporaram a concentração residual de poluente (à qual naturalmente pode ocorrer no SAC) ao seguinte modelo:

$$C_e - C^* = (C_a - C^*) e^{(-K_A / q)} \quad \text{Eq. (3)}$$

em que

$K_A$  = constante de remoção, com base na área ( $\text{d}^{-1}$ );

$q$  = taxa de aplicação hidráulica = vazão/área ( $\text{mm d}^{-1}$ ); e

$C^*$  = concentração residual de poluente ( $\text{mg L}^{-1}$ ).

O ciclo de vida e morte da biota nos SACs pode produzir poluentes residuais, cujas concentrações apresentadas são Quadro 1.

Quadro 1 – Concentrações residuais típicas de poluentes em SAC

Constituintes	Unidades	Concentrações
DBO <sub>5</sub>	$\text{mg L}^{-1}$	1 a 10
SST	$\text{mg L}^{-1}$	1 a 6
N-Total	$\text{mg L}^{-1}$	1 a 3
N-NH <sub>3</sub> /NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	$\text{mg L}^{-1}$	< 0,1
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	$\text{mg L}^{-1}$	< 0,1
P-Total	$\text{mg L}^{-1}$	< 0,2
Coliformes fecais	NMP/100 mL	50 a 500

Fonte: RED (1993) e REED et al. (1995).

Uma variação desses modelos foi adaptada, a partir do modelo proposto por LABER et al. (1999) e COOPER (1998), para dimensionamento de SAC. Esta não leva em consideração o efeito da temperatura na constante de remoção de poluentes ( $K$ ) da água residuária.

$$\frac{C_e}{C_a} = C^* e^{-K \frac{A}{Q}} \quad \text{Eq. (4)}$$

em que

$C^*$  = coeficiente determinado experimentalmente, representando a fração não removida do poluente (adimensional);

$K$  = constante de redução dos poluentes por área ( $\text{m d}^{-1}$ );

$A$  = área superficial do SAC ( $\text{m}^2$ ); e

$Q$  = vazão do afluente ao SAC ( $\text{m}^3 \text{d}^{-1}$ ).

Rearranjando os termos na Equação 4, a área e volume do SAC pode ser estimada, utilizando-se a equação

$$A = -Q / K_A [\ln((C_e - C^*) / (C_a - C^*))] \quad \text{Eq. (5)}$$

Nas equações 2, 3 e 5, a cinética de remoção da matéria orgânica é função de constantes cinéticas de 1ª ordem dependentes da temperatura ( $K_v$  ou  $K_A$ , respectivamente), as quais podem ser obtidas, empregando-se a equação de Arrhenius modificada, ou

$$K = K_{20} (1,1)^{(T-20)} \quad \text{(Eq. 6)}$$

em que

$K = K_A$  = constante de remoção dependente de temperatura, com base na área ( $\text{m d}^{-1}$ );

$K = K_V$  = constante de remoção dependente de temperatura ( $\text{d}^{-1}$ );

$K_{20}$  = constante de remoção a 20 °C ( $\text{d}^{-1}$ ); e

$T$  = temperatura do líquido residente no sistema (°C).

Alguns valores de constante cinética, pré-estabelecidos pela U.S.EPA (1988), estão apresentados no Quadro 2.

Quadro 2 - Características físicas típicas para meio suporte utilizado em SAC

Meio suporte	Porosidade ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ )	Condutividade hidráulica* ( $\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$ )	$K_{20}$ $\text{d}^{-1}$
Areia média	0,42	420	1,84
Areia grossa	0,39	480	1,35
Cascalho	0,35	500	0,84

\* Condutividade após estabilização do sistema.

No caso do tratamento de esgoto doméstico, o parâmetro  $K_{20}$  pode ser ajustado de acordo com a característica granulométrica do substrato utilizado, mediante metodologia apresentada por MARQUES (1999), empregando-se

$$K_{20} = k_0 (37,31)^{4,172} \quad \text{(Eq. 7)}$$

em que

$K_{20}$  = constante de remoção a 20°C para o meio suporte ( $d^{-1}$ );

$k_o$  = constante "ótima" para o meio com biomassa subterrânea completamente desenvolvida, para águas residuárias domésticas ( $1,839 d^{-1}$ ); e

= macroporosidade do meio suporte ( $cm^3 cm^{-3}$ ).

A geometria da área estimada deve ser definida pela lei de Darcy, pois, a largura integral do SAC é determinada como função da vazão afluyente, profundidade da água, condutividade hidráulica do meio suporte e gradiente hidráulico. Para tanto, adota-se o procedimento descrito a seguir.

1° - Determinação da seção transversal de escoamento

$$A_s = \frac{Q}{K_s S} \quad (\text{Eq. 8})$$

em que

$A_s$  = área da seção transversal ( $m^2$ );

$Q$  = vazão afluyente ( $m^3 d^{-1}$ );

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

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

O valor de  $Q$  na Equação 9 deve ser a média das vazões de entrada e saída do leito [ $(Q_{\text{afluyente}} + Q_{\text{efluyente}}/2)$ ], isto é, considerando-se ganhos e perdas de precipitação e evapotranspiração, respectivamente (DAVIS, 1995).

2° - Determinação da largura do leito (L)

$$L = \frac{A_s}{d} \quad (\text{Eq. 9})$$

em que

$d$  = profundidade da água (m).

A profundidade do leito deve ser igual à profundidade atingida pelo sistema radicular da espécie vegetal e a lâmina de água deve permanecer 10 cm abaixo da superfície do leito (U.S. EPA, 2000b).

### 3° - Determinação do tempo de residência hidráulico ( $t$ )

Adaptando a Equação 3, obtém-se

$$C_e - C^* = C_a e^{(-K_v t)} \quad \text{Eq. (10)}$$

Explicitando  $t$  na Equação 10, obtém-se a Equação 11 que expressa o tempo nominal de residência hidráulica, para obtenção de uma eficiência de tratamento preestabelecida.

$$t = \frac{-\ln[C_e - C^*]/[C_a]}{K_v} \quad \text{(Eq. 11)}$$

TCHOBANOGLIOUS e BURTON (1991) sugeriram tempos de residência hidráulica no SAC de 4 a 15 dias. No entanto, valores inferiores já foram observados em clima tropical, para obtenção de semelhante degradação de matéria orgânica, tais como: 1,7 dias, em Pachuca, México (RIVERA et al., 1997); 2 dias, na Malásia (LIM et al., 2001); e 3 dias, na Tailândia (PANSWAD & CHVALPARIT, 1997).

### 4° - Determinação do comprimento do leito

$$C = \frac{tQ}{Ld\varepsilon} \quad \text{(Eq. 12)}$$

em que

$C$  = comprimento do leito (m).

A área SAC pode ainda ser definida para atender os critérios de projeto, em função da taxa de aplicação orgânica por unidade de área ( $TAO_A$ ). A seguir, são apresentados alguns valores disponíveis na literatura para estes parâmetros de projetos.

Taxa de aplicação orgânica máxima por unidade de área, expressa em termos de  $\text{DBO}_5$ :

- $60 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ , sugerida pela U.S. EPA (2000b);
- $133 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ , sugerida por TCHOBANOGLOUS e BURTON (1991);
- $108 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ , obtida em laboratório, na Malásia (LIM et al., 2001); e
- $153 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ , obtida em Uganda, por Okurut et al. (1998), citados por KIVAISI (2001).

## 4 - MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 - Local e caracterização do experimento

O experimento foi conduzido na Área Experimental de Tratamento de Resíduos (AETR) do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa - DEA/UFV, em Viçosa, Minas Gerais (Fig. 2), tendo como coordenadas geográficas: latitude  $20^{\circ} 45' 14''$  S, longitude  $42^{\circ} 52' 53''$  W e altitude média de 650 m.

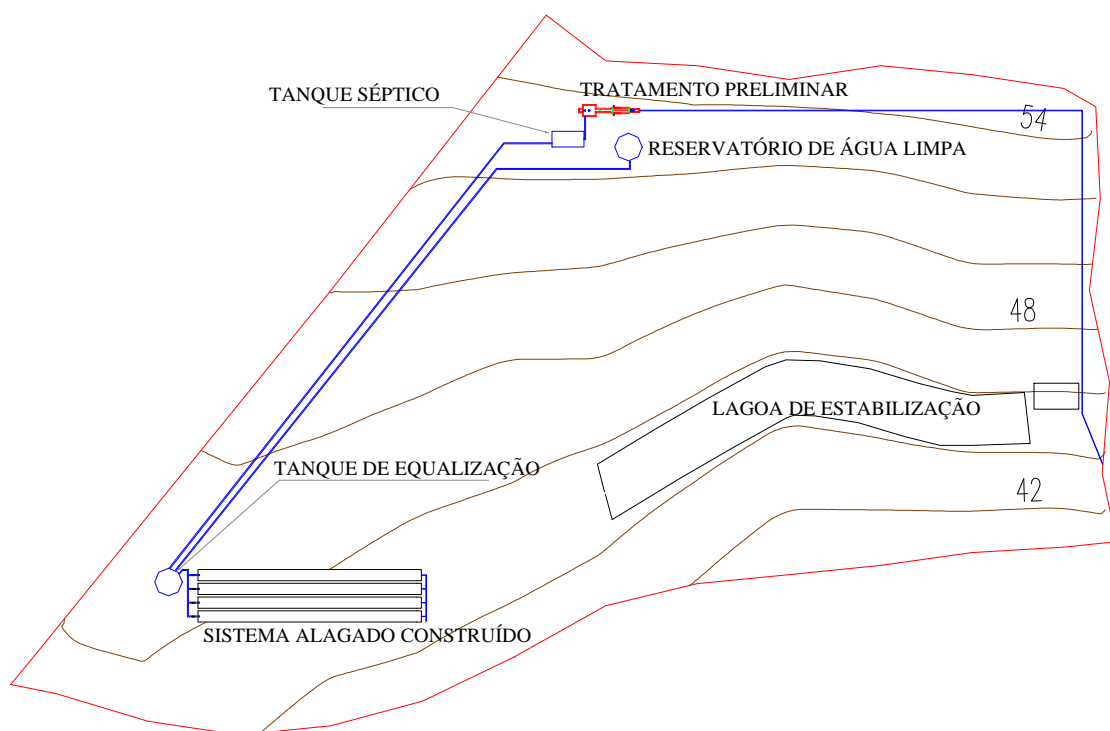


Figura 2 - Planta de situação da AETR com a distribuição do sistema de tratamento avaliado.

Por meio de uma Estação Elevatória de Esgoto Experimental (EEEE), a AETR recebe esgoto sanitário bruto proveniente do conjunto residencial Condomínio Bosque Acamari, situado na cidade de Viçosa. O esgoto doméstico é recalcado pela EEEE, no horário de 8 às 18 horas.

O esgoto bruto passa, primeiramente, por um tratamento preliminar (desarenador, medidor de vazão e caixa de homogeneização) e o efluente é distribuído para as diversas formas de tratamento e disposição empregadas ao esgoto doméstico na AETR.

#### **4.2 - Sistema de tratamento avaliado**

O experimento foi constituído por quatro leitos de sistemas alagados construídos com fluxo subsuperficial horizontal para tratamento secundário/terciário de esgoto doméstico, instalados paralelamente em muretas de blocos de cimento, nas dimensões de 0,35 m de altura x 1,0 m de largura x 24,0 m de comprimento, posicionados sobre o solo e impermeabilizados com geomembrana de policloreto de vinila (PVC), com espessura de 0,50 mm. Como meio suporte utilizou-se brita # 0 (diâmetro –  $D_{60} = 7,0$  mm,  $C_u D_{60}/D_{10} = 1,6$  e volume de vazios de 48,4%, condutividade hidráulica saturada  $K_{s20} = 7.970 \text{ m d}^{-1}$ ). O volume de vazios da brita foi determinado em laboratório, empregando-se proveta graduada de 1 litro de volume e água destilada. A condutividade hidráulica saturada ( $K_s$ ) foi determinada baseando-se nos princípios da lei de Darcy (metodologia apresentada por FERREIRA, 2002) e utilizando coluna horizontal de PVC, medindo 0,50 e 0,075 m de comprimento e diâmetro, respectivamente, respectivamente, bem como água “limpa” captada em corpo hídrico natural e um termômetro analógico de mercúrio. O meio suporte preencheu as células até à altura de 0,30 m, restando uma borda livre de 0,05 m, conforme diagrama esquemático apresentado na Figura 3.

O dispositivo de alimentação e distribuição de afluente foi constituído por uma válvula de gaveta esférica e tubo de PVC com 50 mm de diâmetro, perfurado longitudinalmente para aplicar o afluente em toda largura do SAC. A distribuição do afluente foi feita sobre a zona de entrada, preenchida com brita # 2 (diâmetro de 19 a 25 mm) enquanto todo o restante do leito do SAC era preenchido com brita # 0. O sistema era munido com sistema de drenagem, que ocupava toda largura do leito, feito com tubo

PVC de 50 mm de diâmetro, com frestas transversais de 2 mm de largura. O dispositivo de descarga e controle de nível (Figs. 3 e 4) era ligado a este sistema de drenagem.

Ao longo dos SACs foram instalados, na posição vertical, tubos de PVC com 40 mm de diâmetro e frestas transversais de 2 mm de largura, dispostas numa extensão que correspondia à da espessura da camada do meio suporte. Esses tubos foram dispostos 2 a 2, emparelhados no sentido transversal, distanciados de 4 em 4 m, no sentido longitudinal, inseridos até geomembrana impermeável no fundo dos leitos dos SACs. Esses tubos constituíram cinco pontos de coleta de amostra de líquido residente, em tratamento, conforme apresentados nas figuras 3 e 4.

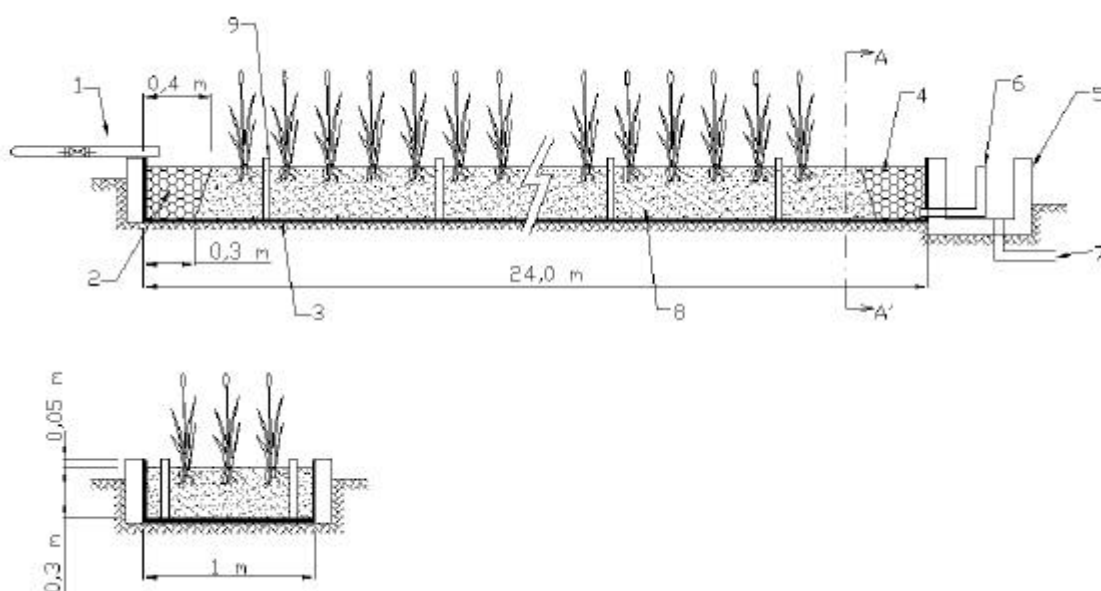


Figura 3 - Diagrama esquemático de um leito do SAC: (1) dispositivo de distribuição de afluente; (2) zona de entrada; (3) geomembrana impermeável; (4) zona de saída; (5) caixa de coleta; (6) dispositivo de descarga e controle de nível; (7) rede de esgotamento do efluente; (8) meio suporte e (9) pontos internos de coleta de amostras do líquido residente.

Os quatro sistemas alagados (1 a 4) foram construídos com as seguintes declividades, longitudinalmente (no fundo e na superfície): 0,5%, 1,0% e 1,5%, conforme apresentados nas figuras 3 e 4.

A macrófita emergente, cultivada nos SACs, foi a espécie taboa (*Typha sp.*).

Além dos quatro sistemas, a estrutura possuía um tanque séptico retangular de alvenaria, com duas câmaras e volume útil total de 8,74 m<sup>3</sup>, tempo de residência

nominal de, aproximadamente, 14 horas, construído de acordo com recomendações da ABNT (1993) e um tanque de equalização e um reservatório para água “limpa”, constituídos por duas caixas de fibra de vidro com volume individual de 5.000 litros.



Figura 4- Detalhe dos SACs antes do estabelecimento da macrófita.

### 4.3 - Implantação do sistema

Após a construção das laterais do SAC, em alvenaria, foi feita a impermeabilização dos leitos com geomembrana. Em seguida eles foram preenchidos com o meio suporte, tomando-se o cuidado de não pisoteá-los, para evitar compactação diferenciada.

Os SACs foram saturados com água para o plantio da macrófita (taboa) com propágulos vegetativos (rizomas) com, aproximadamente, 0,30 m de comprimento. A densidade de plantio foi, em média, 8,5 propágulos/m<sup>2</sup>. O plantio ocorreu nas seguintes etapas: primeira (13/4/2004); segunda (26/4/2004); terceira mais replantio (16/5/2004); e replantio com plantas completas (17/6/2004). Após o plantio dos propágulos, iniciou-se o fornecimento de efluente preliminar de esgoto sanitário nos SACs, por um período de oito horas diárias e a partir de 14 de julho de 2004, passou-se a aplicar o efluente primário do tanque séptico, por 24 horas diárias, nos 7 dias da semana.

#### 4.4 - Descrição dos tratamentos

As unidades de SAC avaliadas receberam os seguintes tratamentos:

- a) Taxa de carga orgânica (TCO) – cada SAC recebeu três TCO de valores distintos (Quadros 3 e 4) como função das vazões afluentes (Quadro 5), as quais foram aplicadas em valores crescentes, em três fases sucessivas (Fase 1, menor TCO: 24/8/04 a 7/10/04; Fase 2, TCO intermediária: 8/10/04 a 17/11/04; e Fase 3, maior TCO: 18/11/04 a 22/1/05). Em cada fase, foram efetuadas três amostragens para avaliação da cinética de degradação do material orgânico e da eficiência do sistema.
- b) Tempo de residência hidráulica ( $t$ ) – os quatro SACs foram operados com seis  $t$  diferentes e simultâneos, em função das distâncias 0, 4, 8, 12, 16, 20, 24 m da extensão dos SACs (Quadro 6) e com taxa de aplicação hidráulica ( $q$ ) média constante.

As taxas de carga orgânica (TCO) e dos demais constituintes avaliados foram obtidas, multiplicando-se os valores de vazões médias afluentes pela concentração do constituinte, referente a cada amostragem, dividindo, posteriormente, o resultado pelo volume útil de vazios do meio suporte (volume útil multiplicado pela macroporosidade) nos respectivos SACs, no caso de taxa de carga orgânica volumétrica ( $TCO_V$ ). No caso de taxa de carga orgânica por unidade de área superficial do SAC ( $TCO_A$ ), dividiu-se o resultado obtido por esta. As taxas de remoção volumétrica ( $TR_V$ ) foram obtidas adotando-se o mesmo procedimento utilizado para cálculo das  $TCO_V$ ; no entanto, as concentrações dos constituintes, utilizadas no cálculo, foram as efluentes.

Os valores de concentração efluente nos SACs 1, 2 e 4 referem-se aos valores primários relativos ao tempo ( $t$ ) nominal de 1,9 dias, enquanto o valor do efluente no SAC 3 é relativo ao tempo ( $t$ ) nominal de 3,8 dias.

O valor do tempo ( $t$ ) foi obtido a partir dos valores de fluxo médio (Quadro 6), determinados entre dois pontos de coletas subsequentes, instalados ao longo dos SACs, aplicando-se os princípios da lei de Darcy (FERREIRA, 2002), em o que tempo ( $t$ ) de deslocamento do fluido em meio poroso saturado é definido como

$$t = \frac{d}{\left( \frac{q_i}{P} \right)} \quad (\text{Eq. 13})$$

em que,  $d$  é a distância entre dois pontos de coleta;  $q_i$  é o fluxo e  $p$  é a macroporosidade do meio suporte.

Os valores de fluxo médio foram obtidos por meio das vazões médias através dos leitos  $[(Q_{afluente} + Q_{efluente})/2]$  (Quadro 7, item 4.5) e da seção média entre dois pontos de coletas subsequentes (Figura 5, item 4.5).

Os valores de concentração relativa do líquido residente e do efluente foram obtidos por meio das concentrações médias, calculadas a partir das três amostragens feitas em cada fase de operação, constituindo três concentrações relativas, nos sete pontos de coleta preestabelecidos em cada SAC.

Quadro 3 - Taxa de carga orgânica volumétrica - TCO<sub>V</sub> (g m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup>) expressa em termos de DQO e, entre parêntesis, de DBO<sub>5</sub>, aplicadas durante o período de avaliação do sistema

SAC	Fase 1	Fase 2	Fase 3
	..... Média e Desvio-padrão .....		
1	118 ± 7	163 ± 12	210 ± 6
	(51 ± 3)	(85 ± 6)	(97 ± 3)
2	110 ± 5	162 ± 9	211 ± 7
	(52 ± 2)	(76 ± 3)	(107 ± 3)
3	60 ± 6	87 ± 10	108 ± 7
	(31 ± 2)	(47 ± 4)	(58 ± 3)
4	107 ± 9	167 ± 17	208 ± 12
	(51 ± 2)	(86 ± 5)	(110 ± 4)

Quadro 4 - Taxa de aplicação orgânica por unidade de área superficial do SAC - TCO<sub>A</sub> (kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>), expressa em termos de DQO e, entre parêntesis, de DBO<sub>5</sub>, aplicadas durante o período de avaliação do sistema

SAC	Fase 1	Fase 2	Fase 3
	..... Média e Desvio-padrão .....		
1	132 ± 3	183 ± 6	236 ± 3
	(58 ± 3)	(93 ± 7)	(118 ± 3)
2	98 ± 3	144 ± 4	187 ± 3
	(45 ± 2)	(72 ± 4)	(93 ± 3)
3	52 ± 3	75 ± 6	93 ± 4
	(26 ± 3)	(39 ± 5)	(48 ± 4)
4	71 ± 4	110 ± 9	137 ± 6
	(37 ± 3)	(57 ± 6)	(71 ± 4)

As vazões afluentes, apresentadas no Quadro 5, foram obtidas pela média aritmética de vazões diárias, medidas em cada fase de operação avaliada.

Quadro 5 - Valores de vazões afluentes (m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup>) durante o período de avaliação do SAC

SAC	Fase 1	Fase 2	Fase 3
	..... Média e Desvio-padrão .....		
1	1,703 ± 0,100	1,652 ± 0,042	1,530 ± 0,042
2	1,330 ± 0,066	1,284 ± 0,039	1,208 ± 0,039
3	0,762 ± 0,074	0,692 ± 0,044	0,625 ± 0,044
4	1,081 ± 0,090	1,019 ± 0,052	0,916 ± 0,052

Quadro 6 - Valores nominais de fluxo e de tempo de residência hidráulica ( $t$ ) para os intervalos amostrais, em diferentes pontos dos SACs

Intervalo (m)	SAC 1		SAC 2		SAC 3		SAC 4	
	Fluxo (m d <sup>-1</sup> )	$t$ (d)	Fluxo (m d <sup>-1</sup> )	$t$ (d)	Fluxo (m d <sup>-1</sup> )	$t$ (d)	Fluxo (m d <sup>-1</sup> )	$t$ (d)
0 – 4	7,484	0,259	11,073	0,175	5,822	0,333	25,455	0,076
4 – 8	6,909	0,280	8,407	0,230	4,293	0,451	14,609	0,133
8 – 12	6,401	0,302	6,796	0,285	3,401	0,569	7,887	0,245
12 – 16	5,988	0,323	5,689	0,340	2,830	0,684	5,385	0,360
16 – 20	5,613	0,345	4,892	0,396	2,423	0,799	4,078	0,475
20 – 24	5,283	0,366	4,299	0,450	2,114	0,916	3,288	0,589
Total	-	1,876	-	1,876	-	3,752	-	1,877

#### 4.5 - Funcionamento e operação do sistema

Da caixa de homogeneização do tratamento preliminar, parte do efluente era dirigida para o tanque séptico por uma tubulação de PVC de 75 mm de diâmetro, regulada por uma válvula de gaveta, quatro vezes ao dia para manter a vazão definida de, aproximadamente, 6,5 m<sup>3</sup>/8 horas. Do tanque séptico, o efluente primário era conduzido, por tubulação de PVC de 50 mm de diâmetro, para o tanque de equalização (Figura 2). Na entrada desse tanque, foi instalada uma válvula de gaveta 2½’’ e um piezômetro com escala graduada para permitir a medição direta da vazão e fazer o seu controle pelo ajuste da pressão hidrostática. O tanque de equalização tinha opção de ser alimentado com água. A aplicação da água no tanque de equalização, também, era controlada por dispositivo similar ao descrito para a do efluente primário.

O tanque de equalização propiciou aplicação contínua de efluente nos SAC, durante 24 horas diárias e possibilitou a mistura de água ao efluente do tanque séptico, a fim de obter as três TCO estabelecidas para avaliação do sistema de tratamento.

Do tanque de equalização, o efluente primário era aplicado nos SACs por meio de uma tubulação de PVC e uma válvula de gaveta de 75 mm de diâmetro, que derivava em quatro tubos de PVC, compondo o dispositivo de alimentação do sistema. Em cada um dos ramais havia uma válvula de gaveta (diâmetro 50 mm), que possibilitava duas descargas diárias para eliminar sólidos acumulados, diretamente para a rede de

esgotamento do efluente dos SACs, a fim de manter a vazão constante no sistema de alimentação.

Os SACs 1, 2 e 4 funcionaram com  $t$  total fixo de 1,9 dias e o SAC 3 com  $t$  de 3,8 dias, para possibilitar comparações da cinética e da eficiência de remoção dos SACs em  $t$  distintos. Para o cálculo das taxas de aplicação hidráulica superficial ( $q_a$ ) médias utilizou-se a vazão média através dos leitos e a superfície do SAC, enquanto, no caso das taxas de aplicação hidráulica volumétrica ( $q_v$ ) utilizou-se o volume de vazios do SAC (volume útil x macroporosidade). As  $q_a$  foram fixas para cada SAC, (Quadro 7), uma vez que o volume útil de cada SAC, determinado no início da operação do sistema, era diferente (Figura 5).

Quadro 7 - Valores médios de vazão [ $(Q_{afluente} + Q_{efluente})/2$ ], de tempo de residência hidráulica ( $t$ ) e de taxa de aplicação hidráulica ( $q$ ) aplicadas no leito dos SACs

SAC	Vazão média ( $\text{m}^3 \text{d}^{-1}$ )	$t$ (dia)	$q_a$ ( $\text{mm d}^{-1}$ )	$q_v$ ( $\text{m}^3 \text{m}^{-3} \text{d}^{-1}$ )
1	1,437	1,876	59,8	0,533
2	1,135	1,876	47,3	0,533
3	0,556	3,752	23,2	0,258
4	0,840	1,876	35,0	0,533

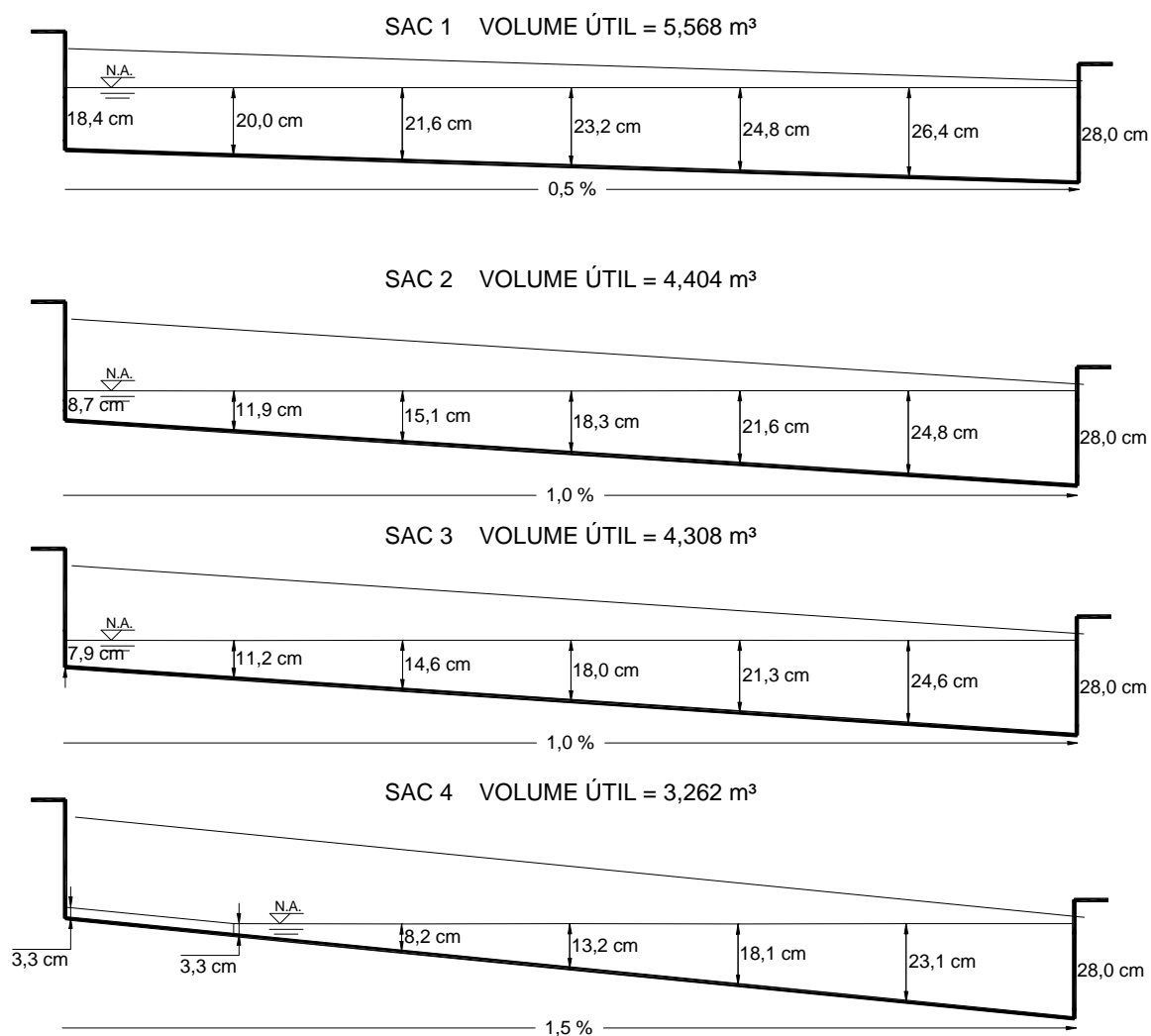


Figura 5 - Volume útil dos SACs, em função das diferenças de declividade e da taxa de aplicação hidráulica de operação.

Nos SACs, o tempo ( $t$ ) foi calculado tomando-se por base a vazão média de água residuária no sistema, ou seja,  $t = [\text{Volume}/(Q_{\text{afluente}} + Q_{\text{efluente}}/2)]$  (REED et al., 1995). Como o  $t$  varia com as perdas de água por evapotranspiração, o seu valor foi calculado para correção diária da vazão afluyente, bem como para garantir vazão média definida por tratamento. A quantificação dessa perda foi obtida da diferença entre as vazões afluentes e efluentes, medidas no horário do dia em que essa perda de água representava o valor médio. Para encontrar o horário em que ocorria a evapotranspiração média, que correspondeu ao período de 9 as 11 horas, foram feitos balanços hídricos mensais, com medidas de vazões, a intervalos de 60 minutos, durante 24 horas. Os dados dos balanços hídricos são apresentados nos Quadros A-3 a A-8

(Apêndice). O horário de ocorrência da evapotranspiração média era utilizado para medição das vazões de água residuária no sistema até a realização do balanço seguinte.

Para a aplicação das TCO variadas e a manutenção de q constante, foram feitas diluições do efluente primário de tanque séptico, utilizando água superficial. As principais características físicas, químicas, bioquímicas e biológicas da água e do efluente do tanque séptico são apresentadas nos Quadros 8 e 9, respectivamente.

As duas diluições efetuadas para atender a manutenção das três TCO de tratamento obedeceram às seguintes proporções e períodos de aplicação:

1ª TCO: 50% de efluente primário + 50% de água (14/07 a 07/10/2004);

2ª TCO: 75% de efluente primário + 25% de água (08/10 a 09/12/2004); e

3ª TCO: 100% de efluente primário (10/12/2004 a 31/01/2005).

Quadro 8 - Características físicas, químicas, bioquímicas e biológicas da água utilizada (amostra pontual realizada em 19/10/2004)

Variáveis	Unidade	Valor	Variáveis	Unidade	Valor
DQO	mg L <sup>-1</sup>	25,0	pH	-	7,6
DBO <sub>5</sub>	mg L <sup>-1</sup>	7,0	CE	μS cm <sup>-1</sup>	51
OD	mg L <sup>-1</sup>	7,6	Turbidez	UNT	7,9
N-total	mg L <sup>-1</sup>	0,7	P. redox	mV	86
P- total	mg L <sup>-1</sup>	0,04	Colif. totais	NMP/100mL	2490
Sódio	mg L <sup>-1</sup>	6,4	<i>Escherichia. Coli</i>	NMP/100mL	< 100
Potássio	mg L <sup>-1</sup>	3,4	SST	mg L <sup>-1</sup>	0

Quadro 9 - Características físicas, químicas, bioquímicas e biológicas do efluente primário do tanque séptico

Variáveis	Unidade	Valor
DQO	mg L <sup>-1</sup>	416
DBO <sub>5</sub>	mg L <sup>-1</sup>	203
Sólidos sedimentáveis	mL L <sup>-1</sup>	1
Sólidos suspensos totais	mg L <sup>-1</sup>	75
pH	-	6,6
Turbidez	UNT	60
Coliformes totais	NMP/100mL	8,72E+07
<i>Escherichia. Coli</i>	NMP/100mL	6,42E+06

#### 4.6 - Amostragem

Com exceção da medição da temperatura e das vazões, que foram determinadas diariamente “in loco”, todas as outras variáveis avaliadas na água residuária, apresentadas no Quadro 10 com seus respectivos pontos de coleta, foram amostradas, no intervalo médio de quinze dias, sempre às terças ou quartas-feiras, em frascos de 500 mL. Para análise microbiológica, os frascos de coleta eram, previamente, esterilizados.

Quadro 10 - Variáveis avaliadas na água residuária e seus respectivos pontos de amostragem

Variáveis	Pontos de coleta no SAC						
	Afluente	Líquido residente					Efluente
	0 m	4 m	8 m	12 m	16 m	20 m	24 m
Vazão	x						x
DBO <sub>5</sub>	x						x
DQO	x	x	x	x	x	x	x
SST	x	x	x	x	x	x	x
N-Total	x						x
P-Total	x						x
Sódio	x						x
Potássio	x						x
pH	x						x
Turbidez	x	x	x	x	x	x	x
Temperatura						x	
Potencial redox	x	x	x	x	x	x	x
Condutividade elétrica	x						x
Coliformes totais e <i>Escherichia coli</i>	x						x

Na tarde anterior ao dia de coleta das amostras, os cinco pontos de coletas intermediários (tubos) dos leitos eram escovados e drenados, utilizando-se bombas de sucção, para evitar a coleta de resíduos de lodos acumulados ou de água estagnada. Na manhã seguinte, as coletas eram feitas com seringas plásticas descartáveis de 60 mL, succionando-se o efluente a meia altura da coluna de água dentro do tubo de coleta. As amostras coletadas no interior dos SACs eram compostas, pois, colhia-se metade (250 mL) em um tubo e o restante em outro. As coletas era feitas no horário de 8 às 12 horas, levando-se cerca de 1 hora para coleta em cada SAC, sempre seguindo o sentido de menor concentração do efluente para o de maior concentração ao longo do leito.

Durante o tempo de coletas, as amostras eram acondicionadas em caixa térmica, sob temperatura de aproximadamente 4°C e, em seguida, eram conduzidas até o Laboratório de Qualidade da Água do DEA/UFV, para análise.

As determinações de pH, turbidez, condutividade elétrica, potencial redox e as incubações para quantificação da DBO<sub>5</sub>, coliformes totais e *E. coli* eram realizadas no mesmo dia. As amostras restantes eram acidificadas e mantidas sob refrigeração, para determinação das outras variáveis a serem avaliadas, em até cinco dias que se seguiam à data da coleta das amostras.

Os valores de temperatura do ar e de precipitação foram obtidos, a intervalos de 30 minutos, em estação meteorológica automática, instalada nas proximidades da área experimental.

A temperatura média do líquido residente dentro dos SACs era estimada por meio de média da temperatura máxima e mínima do dia anterior e temperatura às 9 horas. Ex.: temperatura média = (temperatura máxima + temperatura mínima + temperatura atual)/3.

A quantificação das vazões afluentes e efluentes foi feita por meio de medições diretas, no tempo de 60 segundos, utilizando-se de proveta graduada de volume de 1 litro.

Os valores de condutividade hidráulica saturada ( $K_s$ ) nos SACs em operação foram determinados por meio do método direto, aplicando-se efluente primário do tanque séptico a estes, controlando-se a vazão afluente de modo a elevar o nível da água dentro do meio suporte e mantê-lo à altura de 28 cm em todos os pontos de amostragem instalados de 4 em 4 m na extensão dos SACs. Após a estabilização do nível e das vazões afluente e efluente, utilizou-se o valor de vazão efluente para calcular  $K_s$ , aplicando a lei de Darcy, segundo o modelo

$$K_s = \frac{A_s S}{Q} \quad (\text{Eq. 14})$$

em que

$A_s$  = área da seção transversal ocupada pela água residuária no leito (m<sup>2</sup>);

$S$  = gradiente hidráulico (m m<sup>-1</sup>); e

$Q$  = vazão efluente (m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup>).

A amostragem da biomassa de macrófitas foi feita em conjunto para os quatro SACs e em uma única vez, quando todo o estande havia florido completamente. A coleta da biomassa constituiu-se do corte dos brotos à altura de 10 cm acima do meio suporte, em três áreas com 0,5 m<sup>2</sup> em cada SAC. Duas dessas áreas foram determinadas

a 2 m do início e a 2 m do final dos SACs, sendo que a terceira área foi determinada na parte intermediária de cada SAC. Essa biomassa constituiu uma amostra composta, para a quantificação da matéria seca e análise laboratorial das variáveis avaliadas na biomassa (N-Total, P-Total, Sódio e Potássio).

No final do período de avaliação dos SACs, foram feitas escavações no meio suporte para verificação da profundidade atingida pelas raízes das plantas dentro dos SACs. Essas escavações foram feitas em locais predefinidos, seguindo-se o seguinte posicionamento: no início, no meio e no final de cada SAC.

#### **4.7 - Métodos de análise laboratorial dos parâmetros avaliados**

As análises laboratoriais foram realizadas no Laboratório de Qualidade da Água do Departamento de Engenharia Agrícola da UFV, em conformidade com recomendações do Standard Methods (APHA 1995) para análise de água residuária e recomendações da KIEHL (1985) para análise em tecido vegetal.

As variáveis avaliadas, os métodos e os equipamentos utilizados nas análises laboratoriais são descritos a seguir.

DBO<sub>5, 20°C</sub> – obtida pela determinação do oxigênio dissolvido pelo método iodométrico (processo Winkler).

DQO – determinada pelo método de oxidação química em refluxo aberto

DQO solúvel – determinada pelo método de oxidação química com refluxo no líquido filtrado através de membrana de fibra de vidro de 0,45 μm de diâmetro de poro aberto.

Sólidos suspensos totais – determinado pelo método gravimétrico, com a utilização de membranas de fibra de vidro (0,45 μm de diâmetro de poro).

Nitrogênio total – determinado pelo processo semimicro Kjeldahl.

Fósforo total – determinado por meio de digestão nítrico-perclórico da amostra e quantificação em espectrofotômetro.

Sódio – determinado por meio de digestão nítrico-perclórico da amostra e quantificação em fotômetro de chama.

Potássio – determinado por meio de digestão nítrico-perclórico da amostra e quantificação em fotômetro de chama.

Coliformes totais e *Escherichia coli* – quantificação realizada pelo método do substrato cromogênico. Os equipamentos utilizados foram a cartela Quanti-Tray, seladora Quanti-sealer e lâmpada UV, do método conhecido comercialmente como Colilert-IDEXX, e incubadora. Os valores foram expressos em número mais provável (NMP) por 100 mL.

Turbidez – quantificada por meio de turbidímetro de bancada “PoliControl AP-2000”.

pH – medição realizada com peagâmetro de bancada “DIGIMED DM-20” (eletrodo de platina imerso em solução eletrolítica) com resolução de 0,1/0,01 de pH.

Condutividade elétrica – quantificada com condutivímetro de bancada “Cia da Água”, modelo Mca-150.

Potencial redox (*Eh*) – medição realizada com peagâmetro de bancada “DIGIMED DM-20” (eletrodo combinado ORP DMR - CP1) com resolução de 0,1 mV.

Temperatura – a temperatura do efluente foi quantificada com termômetro digital de máxima e mínima “POLIMED PM-50”, enquanto a temperatura do ar foi quantificada na estação meteorológica instalada na AETR.

#### **4.8 - Modelagem**

##### **a) Efeito de temperatura**

O valor de temperatura da água residuária, utilizado em cada amostragem, foi o valor médio obtido no período correspondente aos dois dias de residência do líquido nos SACs 1, 2 e 4 e, para o SAC 3, correspondente ao valor médio relativo aos quatro dias do seu tempo de residência hidráulica (Quadro A-50, Apêndice).

## b) Modelo de remoção de carga orgânica

O ajuste dos modelos cinéticos foram obtidos utilizando-se os valores de concentração relativa de DQO do líquido residente ao longo da extensão dos SACs (razão entre a concentração em um ponto qualquer no leito e a concentração do afluente) em função do tempo ( $t$ ), nas três fases avaliadas de operação do sistema. Os parâmetros dos modelos foram estimados pelo Método dos Mínimos Quadrados, empregando-se o Método Iterativo de Quasi-Newton, com auxílio do software Statistica 6.0.

Neste trabalho, considerou-se haver alguma relação e ajuste entre as variáveis avaliadas, para coeficientes de determinação  $R^2 > 0,50$ .

### **4.9 - Interpretação dos resultados**

Os resultados foram interpretados qualitativamente, com exceção do modelo cinético modificado e proposto, o qual foi interpretado segundo o método de análise estatística paramétrica, proposta por REGAZZI (2003). Com esta metodologia, analisou-se a identidade de modelos não-lineares, determinando se as equações obtidas são semelhantes.

## 5 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 - Operação dos SACs

#### 5.1.1 - Desenvolvimento da macrófita

##### a) Estabelecimento

No estabelecimento da taboa nos leitos, utilizou-se, primeiramente, a parte vegetativa (rizoma+pseudo-caule) com raiz nua (muda “b”, Figura 6) que foi plantada, imediatamente, após a coleta no brejo natural e mantida sob condições de saturação permanente do meio suporte com efluente preliminar de esgoto doméstico. Como houve perda de cerca de 40% dos propágulos, após de 65 dias foi feito o replantio com propágulos constituídos de plantas completas (rizomas+parte aérea). Desta vez, as folhas foram podadas à meia altura, mas mantendo-se ainda capacidade fotossintética (muda “a”, Figura 6). Este último tipo de propágulos propiciou pegamento em torno de 97%, o que possibilitou o complemento do estande de plantas aos quatro meses do início do estabelecimento (detalhe apresentado na Figura 7). Assim, em 10/08/2004, os SACs que haviam iniciado com densidades de plantas de  $8,5 \text{ m}^{-2}$  já apresentavam as densidades expressas no Quadro 11. Posto isso, conclui-se que o estabelecimento da espécie vegetal taboa (*Typha sp*) em SAC usando propágulos constituídos de plantas completas (rizoma+parte aérea) com folhas podadas a meia altura foi mais efetivo, para implantação da vegetação nos leitos.

Nos ensaios preliminares, efetuados aos 4 meses do plantio da vegetação, verificou-se que os SACs estavam em plena condição para comportar partida de operação e iniciou-se os tratamentos predefinidos e a avaliação do sistema. Resultados semelhantes foram obtidos por LIN et al. (2002), que conseguiram dar “partida” ao

sistema após 3 meses de sua implantação, com o sistema apresentando inclusive remoção de nutrientes: nitrogênio e fósforo. Isso evidencia que os SACs estabilizam em curto período de tempo e possibilitam rápida “partida”, dependendo do modo de implantação das macrófitas.

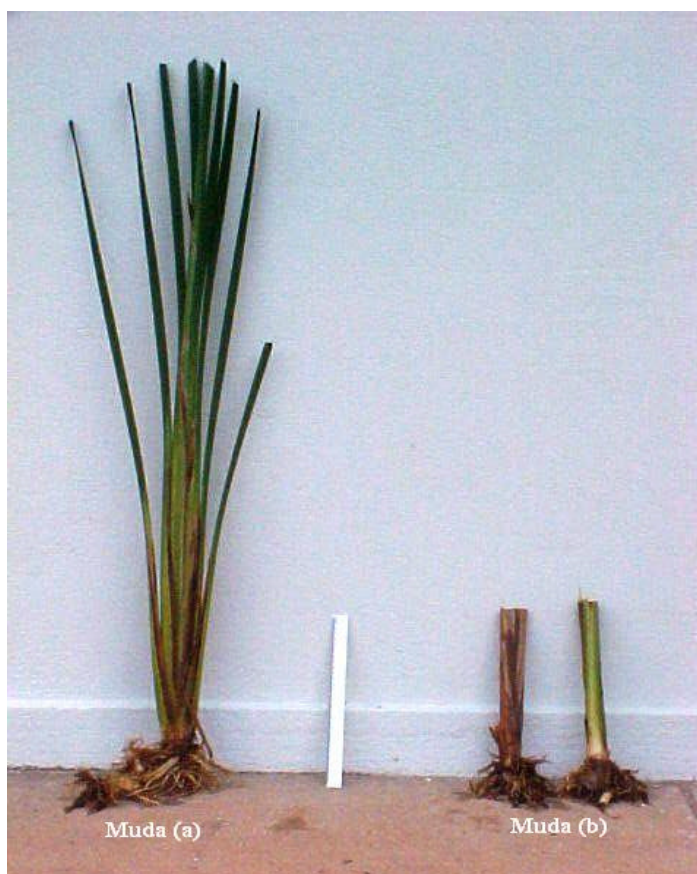


Figura 6 - Tipos de mudas de taboa utilizadas no estabelecimento da vegetação.

Como pode ser observado no Quadro 11, o perfilhamento das plantas no início de seu desenvolvimento parece ter sofrido influência do volume de efluente dentro dos leitos, ou seja, houve tendência para que os SACs com menor volume útil apresentassem menores densidades de brotos com base na superfície. Entretanto, quando tomadas com base no volume útil de cada SAC, estas apresentam menor coeficiente de variação em torno da média da densidade de plantas entre os SACs.

Quadro 11 - Densidade de brotos da macrófita nos SACs aos quatro meses após o início do estabelecimento das plantas, tomando-se por base a área superficial do SAC (m<sup>2</sup>) e o volume útil de vazios do meio suporte (m<sup>3</sup>)

SAC	Densidade	
	(brotos.m <sup>-2</sup> )	(brotos.m <sup>-3</sup> )
1	40,1	356,8
2	27,6	310,3
3	30,0	345,7
4	28,2	429,4
Média	31,5	360,7
CV%	18,4	13,9

Como os SACs foram construídos com a declividade na borda superior semelhante à do fundo, houve atraso no estabelecimento das plantas na parte mais elevada dos SACs, devido à menor lâmina de água mantida abaixo da zona radicular das plantas neste local. Tal atraso foi mais expressivo numa ordem dos leitos de menor para os de maior declividade. O SAC com declividade de 0,5%, praticamente, não apresentou diferenças, enquanto o SAC com a maior declividade (1,5%) apresentou a maior dificuldade de estabelecimento das plantas. Isto ocorreu devido ao fato que as declividades acentuadas do fundo impossibilitam a formação de lâmina de água na parte mais elevada do leito, no caso em que o fluxo no sistema não se mantivesse contínuo, conforme verificado no SAC com 1,5% de declividade, apresentado na Figura 5, SAC 4, item 4.5. A inadequação observada na distribuição de água residuária nos SACs deveu-se ao fato de serem construídos com declividade excessiva na superfície do meio suporte. Todavia, os SACs podem ser construídos com a superfície em nível, ou com menor declividade em relação ao desnível do fundo (ITRC, 2003).

Em virtude dessa dificuldade no estabelecimento das plantas, foi necessário que, nas primeiras semanas do estabelecimento, o nível do líquido residente fosse mantido a 5,0 cm acima da brita na parte mais baixa dos SACs, a fim de assegurar a fixação e o desenvolvimento das mudas em toda extensão destes. Portanto, pode afirmar-se que o SAC com 0,5 % de declividade na superfície do meio suporte apresentou a melhor condição para implantação da espécie taboa (*Typha sp*), em virtude do nível de água formado sob a superfície do meio suporte ser o mais adequado ao estabelecimento da espécie.



Figura 7 - Detalhe do estande de macrófitas aos 4 meses após o plantio.

As plantas continuaram aumentando o número de brotos, a partir do final do estabelecimento até à colheita da biomassa. Em virtude deste comportamento, o número de brotos da macrófita foi quantificado, no início e no final de cada uma das três fases de avaliação do sistema, o que resultou no número médio de brotos determinado para cada SAC nessas fases (Quadro 12). Estes dados evidenciaram o aumento no número de brotos nos SACs 1 e 4, em relação aos SACs 2 e 3, comparados ao estágio do início do estabelecimento da vegetação. O fato deve-se ao efeito de competição das plantas por luz no interior dos leitos, sobressaindo-se as plantas da bordadura, sendo que este efeito torna-se expressivo, na presente pesquisa, considerando-se que os leitos eram relativamente estreitos e próximos entre si.

Quadro 12 - Densidade média de brotos na macrófita, nos quatro leitos, durante o período de avaliação do sistema, tomando-se por base a área superficial ( $m^2$ ) e o volume útil de vazios do meio suporte ( $m^3$ )

Período	SAC	Densidade	
		(brotos $m^{-2}$ )	(brotos $m^{-3}$ )
Fase 1	1	47,3	421,1
	2	30,3	341,5
	3	34,2	394,2
	4	43,1	655,2
Fase 2	1	58,6	522,5
	2	36,0	405,8
	3	40,3	463,8
	4	51,1	776,4
Fase 3	1	52,4	467,1
	2	32,9	370,6
	3	37,6	432,6
	4	47,5	721,5

#### b) Sanidade do estande de macrófitas

Durante o período de avaliação dos SACs, as plantas apresentaram sintomas de fitotoxicidade na zona de distribuição de afluentes, conforme apresentado na Figura 8. Esses sintomas ocorreram no dia seguinte à interrupção do fluxo contínuo no sistema, devido à manutenção na bomba de recalque da AETR. O sintoma constituiu-se de uma seca na ponta da folha, progredindo em direção à base de inserção. Provavelmente, este dano seja devido às alterações fisiológicas causadas pela concentração de constituintes do esgoto doméstico, inclusive sais, especulando-se que a espécie avaliada *Typha sp.* seja a espécie *Typha latifolia*, conforme identificação feita por BARROS (2005) no estande natural, onde foram coletados os propágulos para esta pesquisa. Essa espécie apresenta tolerância moderadamente sensível à salinidade, correspondente a  $4,0 \text{ dS m}^{-1}$  (PEARSON, 2005), sendo que o dano manifestou-se no início dos leitos, onde havia maior acúmulo de nutrientes e maior efeito de abaixamento da lâmina de água em função da perda por evapotranspiração. Este dano na folha da taboa assemelhou-se ao

observado por HUSSAR (2002), que o correlacionou à alta concentração de nutrientes na água residuária da suinocultura.

O dano observado nas plantas estabilizou e a vegetação recuperou-se, uma vez que o sistema passou a funcionar com fluxo contínuo no dia seguinte e propiciou a diluição dos nutrientes no efluente dentro dos SACs.

No geral, os pequenos problemas de fitossanidade apresentados nas plantas durante a operação do sistema não comprometeram o desenvolvimento do estande nem o desempenho do sistema.



Figura 8 - Detalhe do sintoma de fitotoxicidade na folhagem da taboa.

A rebrota da vegetação após o corte (realizado em 26/11/04) foi rápida. No entanto, em 16 de dezembro de 2004, surgiram sintomas de amarelecimento da ponta para a base da folha das plantas, seguindo-se a senescência de algumas. Contudo, em 4 de janeiro de 2005, o estande já havia se recuperado dos danos, anteriormente, observados (Figura 9).



Figura 9 - Detalhe do estande de macrófita aos 39 dias após o corte raso das plantas.

### c) Produção de biomassa

As plantas iniciaram o florescimento na 1ª quinzena de setembro, sendo que, na 1ª quinzena de novembro todo o estande já estava florido.

Devido aos fortes ventos e ao peso da inflorescência, na 2ª quinzena de outubro algumas plantas começaram a tombar. Esse tombamento foi sucedendo em maior número de plantas, o que levou à decisão de remover a biomassa aos 226 dias após a implantação, em 26 de novembro de 2004. Essa remoção foi feita em corte raso (altura = 10 cm) de toda vegetação (Figura 10), resultando uma produção de biomassa média de 67,76 kg de matéria seca para os 96 m<sup>2</sup> dos quatro SACs, o que correspondeu à produtividade de 7.059 kg ha<sup>-1</sup>.

Na fase de rebrota da vegetação, foram observadas pequenas clareiras com ausência de brotos no interior dos SACs, nos locais onde as plantas permaneceram mais tempo tombadas antes do corte, evidenciando que o acamamento da palhada interferiu no processo de rebrota dos rizomas, corroborando observações semelhantes feitas por VALENTIM (2003). Nesta fase de rebrota, observou-se um maior número de emissões

de brotos nas bordaduras dos SACs, provavelmente onde os rizomas dispunham de maiores reservas nutricionais, devido o efeito da bordadura.



Figura 10 – Detalhe dos SACs no período de remoção da biomassa da taboa.

Após a remoção da biomassa, observou-se aumento na temperatura média do efluente em tratamento nos SACs. Em outras palavras, a temperatura média do efluente que, anteriormente ao corte, mantinha-se aproximadamente igual à temperatura média do ar, com a remoção da biomassa em 26/11/04 teve seu valor aumentado e distanciado da temperatura média do ar, conforme pode ser verificado na Figura 11 e Quadro A-1 no Apêndice. Este comportamento da temperatura do efluente foi decorrente do aumento na exposição do meio suporte à radiação solar.

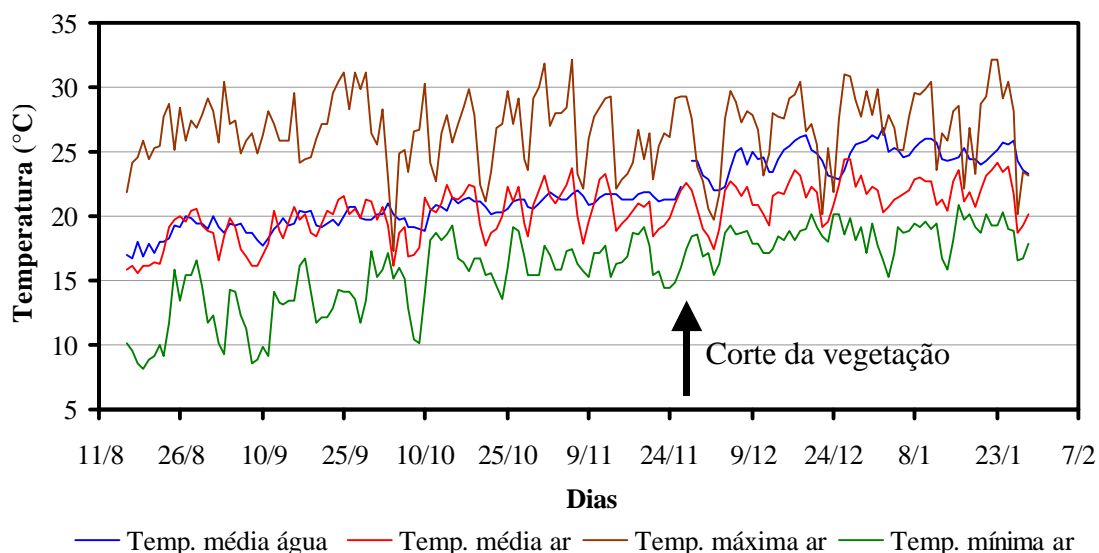


Figura 11 - Valores de temperatura (°C) registrados no período de monitoramento do experimento.

Os dados de medida da profundidade das raízes, apresentados no Quadro 13, são indicativos que, após ter completado um ciclo reprodutivo e haver iniciado outro, a raiz da *Typha sp* só tinha alcançado o fundo impermeável dos SACs na porção inicial destes, onde a lâmina de água era mais baixa e as plantas foram plantadas em maiores profundidades. Em todas as partes dos SACs investigadas, a maior densidade de raízes da macrófita foi encontrada a uma profundidade máxima em torno de 20 cm, conforme se pode observar na Figura 12. Houve tendência para os SACs com menor lâmina de água no meio suporte apresentarem maior profundidade média de raízes.

A profundidade de raízes da espécie *Typha sp* obtida nesta pesquisa (30 cm) confirmou o valor reportado como o máximo para a espécie, segundo REED et al. (1995) e, por conseguinte, a espessura de 0,3 m do estrato do meio suporte mostrou-se compatível com o desenvolvimento radicular dessa espécie vegetal.

Quadro 13 - Profundidade máxima atingida pelas raízes de *Typha sp* durante o período de operação dos SACs

Posição no leito	SAC 1	SAC 2	SAC 3	SAC 4
	..... (cm) .....			
Início	30	30	30	30
Meio	20	23	26	28
Final	26	29	27	27
Média	25,3	27,3	27,7	28,3
Desvio-padrão	5,0	3,8	2,1	1,5



Figura 12 - Detalhe da profundidade e densidade de raízes da *Typha sp*. em SAC.

### 5.1.2 - Aspectos hidráulicos

#### a) Fluxo

Aos 20 dias de operação, os SACs começaram a exibir escoamento superficial. O escoamento manifestou-se, primeiramente, no SAC de menor declividade (0,5%), seguindo-se para os demais SACs na ordem do menor para o de maior declividade. Esse escoamento surgiu em pequena escala e progrediu, rapidamente, atingindo uma extensão de 2 m a partir da zona de entrada de todos os SACs.

Este comportamento ocorreu devido às características físicas do efluente preliminar que alimentava os SACs, ou seja, segundo a concepção inicial do sistema, visava-se tratar o efluente de esgoto doméstico que passava, apenas, pelo desarenador, onde seriam removidas a areia e alguma partícula orgânica com maior massa específica, restando, ainda, uma quantidade média de  $15 \text{ mL L}^{-1}$  de sólidos sedimentáveis no efluente. Tal tipo de efluente proporcionou rápido acúmulo de sólidos no início dos SACs e, conseqüentemente, obstrução dos espaços vazios do meio-suporte e redução da condutividade hidráulica nesta zona (similar ao observado por TANNER & SUKIAS, 1995), induzindo à formação de escoamento superficial. Após esta constatação, passou-se a alimentar os SACs com esgoto doméstico submetido, a um tempo de decantação em tanque de equalização. Este procedimento reverteu o escoamento para subsuperficial, aos 10 dias após a adoção e levou à decisão de se trabalhar com efluente do tanque séptico. Estes resultados evidenciam que os SACs não são viáveis para o tratamento de esgoto doméstico bruto, porque a grande quantidade de sólidos presentes pode comatar o espaço poroso e reverter o fluxo para superficial, com conseqüente redução no desempenho do tratamento e o surgimento de exalação de mus odores.

Os resultados desta pesquisa corroboram as sugestões de REED et al. (1995) DAVIS (1995), U.S. EPA (2000b) e ITRC (2003), que desaconselham o tratamento de esgoto doméstico bruto neste sistema de tratamento.

Nos eventos de precipitação, que ocorreram durante o monitoramento do sistema, não se observou a formação de escoamento superficial.

#### b) Desempenho hidráulico

De acordo com o Quadro 14, os valores de condutividade hidráulica em condições de saturação ( $K_s$ ) dos SACs mostram que, no início da avaliação do sistema

de tratamento, aos quatro meses após o plantio da vegetação, o valor de  $K_s$  era muito superior ao valor de  $K_s$  determinado na brita limpa, sem cultivo ( $7.970 \text{ m d}^{-1}$ ,  $T = 20^\circ\text{C}$ ). No final da avaliação, o valor de  $K_s$  já se apresentava reduzido, apenas ligeiramente superior a  $K_s$  da brita limpa, mesmo considerando-se que o valor de  $K_s$ , ao final do período de avaliação, foi determinado em temperatura superior a  $20^\circ\text{C}$ . Estes valores de condutividade hidráulica ( $K_s$ ) estão no intervalo de valores reportados por U.S. EPA (2000b), para brita com diâmetro variando de 5 a 10 mm, ou seja,  $34.000 \text{ m d}^{-1}$  para brita limpa e  $900 \text{ m d}^{-1}$  para os primeiros 20 m do SAC em operação por 2 anos.

Em virtude da condutividade hidráulica e vazões altas apresentadas, durante a determinação de  $K_s$  aos quatro meses após o plantio, não foi possível estimar o seu valor nos SACs 3 e 4.

Quadro 14 - Valores de condutividade hidráulica saturada,  $K_s$  ( $\text{m d}^{-1}$ ), determinados durante a avaliação do sistema

SAC	Condutividade hidráulica		
	Início da avaliação		
	Brita limpa $T = 20^\circ\text{C}$	(4 meses após o plantio) $T = 20^\circ\text{C}$	Final da avaliação $T = 22^\circ\text{C}$
1	7.970	15.034	8.392
2	7.970	15.813	9.099
3	7.970	-	9.202
4	7.970	-	9.885
Média		15.423	9.144

O incremento de condutividade hidráulica observado no início da avaliação dos SACs, em relação à brita limpa, pode ser creditado ao surgimento de canalizações preferenciais proveniente do desenvolvimento das raízes das plantas, como ocorre com meio suporte de solo, reportado por BRIX (1997), considerando também que observou-se soerguimento do meio suporte após o estabelecimento da vegetação ou porque o desenvolvimento do biofilme sobre a brita tornou-a mais “lisa” e menos resistente ao escoamento.

A redução observada na condutividade hidráulica nos SACs ao final do período de avaliação, em comparação às obtidas no início, foi semelhante àquela observada por SANFORD et al. (1995b), ao longo do tempo de operação deste tipo de sistema. Este

comportamento pode ser esperado, pois, durante o tratamento da água residuária ocorre, dentro dos SACs, o desenvolvimento do biofilme, a formação de precipitados e a retenção de sólidos suspensos do efluente, que contribuem para obstrução do espaço poroso e, conseqüentemente, diminuição da condutividade hidráulica ao longo do tempo de operação.

No Quadro 14, é possível verificar, ainda, que valores de  $K_s$  expressam tendência a ligeiro aumento na ordem inversa do valor de volume útil dos SACs (Figura 5, item 4.5). Essa tendência pode ser justificada pelo fato de os SACs de menor volume útil disporem de maior volume de meio-suporte sem resíduos ou biofilme e, por conseguinte, um maior estrato de brita limpa acima da profundidade molhada, que contribuiu para o incremento de  $K_s$  nesses SACs, visto que todo o estrato de 28 cm acima da camada impermeável foi considerado para o cálculo do fluxo, utilizado na determinação da condutividade hidráulica.

### 5.1.3 Aspectos hidrológicos

Os resultados de evapotranspiração da cultura ( $ET_c$ ), apresentados no Quadro 15, foram obtidos por meio de balanço hídrico, realizado em intervalos mensais (dados primários, Quadros A-3 a A-8, apresentados no Apêndice). Estes valores de  $ET_c$  foram calculados com base na diferença entre as vazões afluente e efluente nos leitos, registradas no período de 24 horas. Quanto aos valores de evapotranspiração de referência ( $ET_0$ ), foram obtidos a partir de dados meteorológicos medidos na estação meteorológica instalada na Área Experimental, utilizando-se a equação de Penman-Monteith, conforme ALLEN et al. (1998).

Quadro 15 - Valores  $ET_c$  e  $ET_0$  obtidos durante avaliação do sistema

Data	$ET_c$ (mm d <sup>-1</sup> )					$ET_0$ (mm d <sup>-1</sup> )
	SAC 1	SAC 2	SAC 3	SAC 4	Média	
20/08/04	8,40	6,81	6,42	7,47	7,27	2,42
14/09/04	18,73	11,65	11,83	13,91	14,03	3,06
23/11/04	12,70	7,40	9,33	14,61	11,01	3,36
14/01/05	6,45	5,58	3,61	4,04	4,92	2,22

No período de ocorrência de maiores valores de ETc para as condições locais (14:00 às 15:30 horas), observou-se a ausência de vazões efluentes nos SACs 3 e 4, tendo em vista que estes operavam com as menores vazões afluentes. Este comportamento de descontinuidade do fluxo nos respectivos SACs ocorreu porque a correção da lâmina de ETc foi feita no horário de 11:00 às 12:00 horas sobre a lâmina média perdida no decorrer de 24 horas, de modo que nestes dois SACs de menores vazões, no horário de maiores ETc, as lâminas afluentes aplicadas eram superadas pelas lâminas de ETc. Por essa razão, nos dias de realização dos balanços hídricos, algumas vezes foi necessário aumentar as lâminas afluentes nesses dois SACs, a fim de possibilitar fluxo contínuo e, assim, mensurar a perda de água por ETc como função das lâminas afluente e efluente. Vale ressaltar que esta descontinuidade de fluxo efluente não comprometeu o desempenho do sistema de tratamento.

Nos dados apresentados no Quadro 15, observa-se tendência de maiores valores de ETc nos SACs 1 e 4. Isto ocorreu, provavelmente, devido a estes SACs terem apresentado maior número de brotos por volume de espaço poroso do SAC (Quadro 12, item 5.1.1, inciso a) bem como por serem, entre os SACs avaliados, aqueles que receberam maior insolação, uma vez que os SACs posicionavam-se perpendicularmente à direção do sol e o SAC 1 recebia maior incidência de radiação no período da manhã, enquanto que à tarde a maior radiação insidia sobre o SAC 4.

A tendência de aumento no valor da  $ET_0$  da primeira até à terceira amostragem justifica-se pelo fato que, nesse período, as condições climáticas mudaram, passando do inverno à primavera. Na quarta amostragem, já em condições climáticas de verão, a  $ET_0$  apresentou menor magnitude, tendo em vista que o período era chuvoso, conforme se observa na Figura 13 e nos dados apresentados no Quadro A-2 (Apêndices), embora, as temperaturas médias continuassem subindo (Figura 11, item 5.1.1, inciso c).

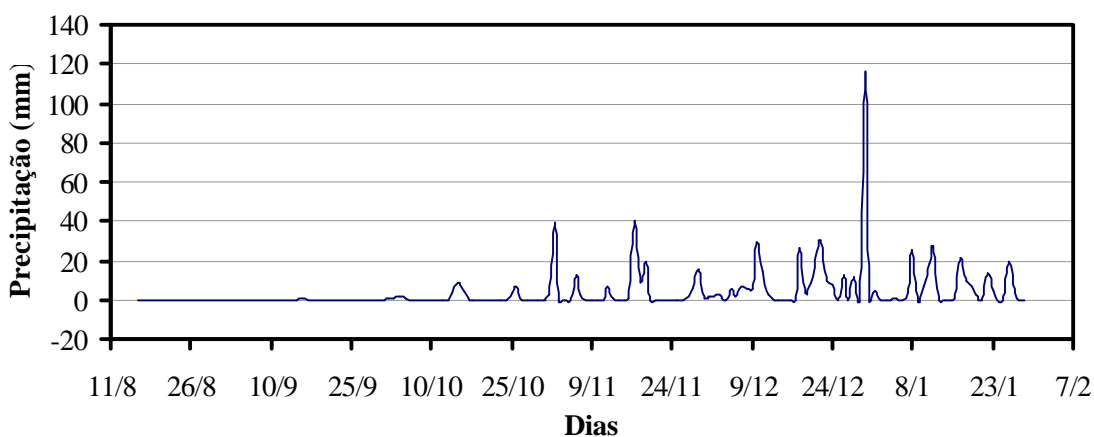


Figura 13 - Valores de precipitação registrados no período de monitoramento do experimento.

O valor máximo de  $14 \text{ mm d}^{-1}$  de evapotranspiração, obtido pela espécie *Typha sp.*, foi inferior ao valor que variou de 18,2 a  $32,9 \text{ mm d}^{-1}$ , obtido por LIM et al. (2001) em sistemas alagados, cultivados com *Typha angustifolia* sob clima tropical, na Malásia.

A porcentagem de água perdida em relação à lâmina afluyente variou de 11% a 27%, mostrando-se inferior à perda de 30%, observada, na estação de primavera, em Pádua, Itália (BORIN et al., 2004) e de 50% sob temperaturas de 30 a  $34^{\circ}\text{C}$ , em Campina Grande, Brasil (SOUSA et al., 2004).

#### 5.1.4 - Aspectos biogeoquímicos

##### a) Condutividade elétrica

No Quadro A-9 (Apêndice) e Figura 14 são apresentados os resultados de condutividade elétrica (CE) do afluyente e efluyente dos SACs, quantificados durante as três fases de avaliação do sistema.

Em geral, não foram encontradas grandes diferenças no desempenho dos SACs, no que se refere à CE.

Verifica-se que a magnitude da CE afluyente e efluyente seguiu tendência de incremento na mesma ordem do aumento das taxas de carga orgânica (TCO) aplicadas ao sistema, visto que, para consecução das TCO de tratamento preestabelecidas, o efluyente do tanque séptico foi diluído nas duas primeiras fases de operação do sistema.

Na Fase 1 de operação do sistema, com exceção de uma única amostragem no SAC 1, a magnitude da CE efluyente era superior à da CE afluyente. Tal fato foi devido,

provavelmente, à ausência de precipitações pluviométricas nesse período (Figura 12, item 5.1.3), possibilitando a prevalência de perdas de água por evapotranspiração e, conseqüentemente, aumento na concentração iônica do líquido residente. Na Fase 2, amostragem número 5, houve inversão nos valores da CE afluyente e efluente em todos os SACs. Entretanto, o valor de CE efluente inferior ao do afluyente não deve ser creditado ao processo de absorção de sais dissolvidos pela vegetação, tendo em vista que essa amostragem coincidiu com o período de senescência das plantas. A hipótese mais provável é que, no dia dessa amostragem (16/11/04), tenha ocorrido baixa perda de água por evapotranspiração e, conseqüentemente, tenha havido pequena concentração de sais no líquido residente, uma vez que todo o estande de plantas encontrava-se com baixa atividade fisiológica e parte dele já estava acamada, além de a  $ET_0$  nesse dia ter sido relativamente baixa (1,80), em comparação com os valores de  $ET_0$  apresentados no Quadro 15. Na sexta amostragem, com exceção do SAC 1, os valores de CE efluente continuaram inferiores aos dos afluyentes, embora, neste período, a biomassa aérea da vegetação já fora removida. Da sétima amostragem em diante, os valores de CE efluente e afluyente continuaram muito próximos aos obtidos nos SACs 1 e 2, sendo que os valores efluyentes mantiveram-se inferiores aos afluyentes nos SACs 3 e 4. Isso evidencia que, provavelmente, a redução da CE efluente nesse período deva-se às precipitações pluviométricas, que estavam mais intensas nessa época, as quais diluíam o líquido residente e baixavam os valores de CE, principalmente, nos SACs 3 e 4, que operaram com menores  $q_a$  (Quadro 4, item 4.5) e, provavelmente, sofreram maiores efeitos das diluições. Enquanto, nos SACs 1 e 2, os valores afluyentes e efluyentes não se diferenciaram muito, posto que as  $q_a$  eram maiores nesses SACs e, conseqüentemente, as precipitações não foram suficientes para proporcionar maiores diluições.

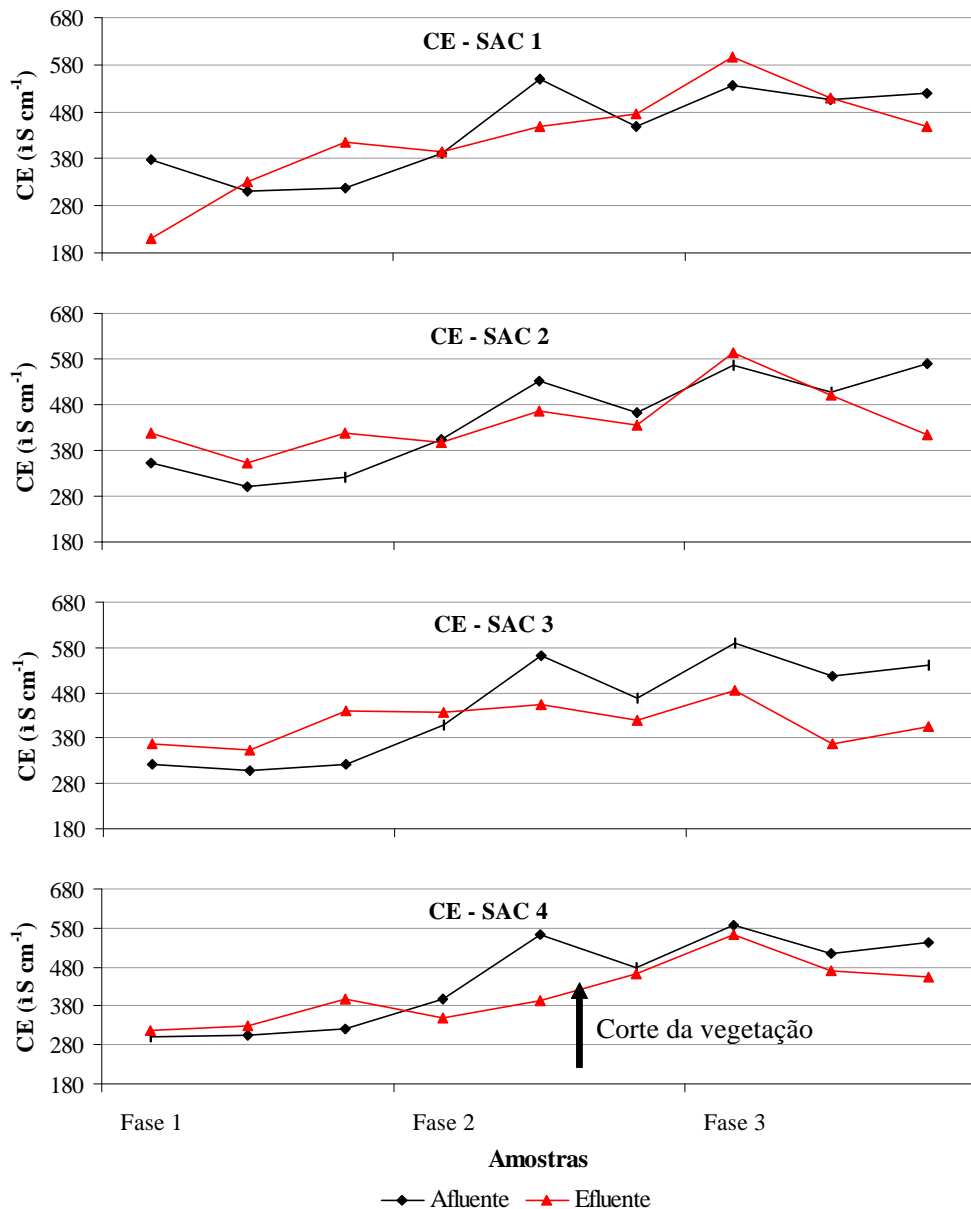


Figura 14 - Valores de condutividade elétrica ( $S m^{-1}$ ) quantificados no afluente e efluente nos SACs, durante as fases de operação avaliadas.

Os valores de CE efluente variaram de 209 a 597  $S cm^{-1}$  em todas as fases avaliadas, sendo inferiores àqueles de 661 a 801  $S m^{-1}$ , obtidos por NOGUEIRA (2003), que trabalhou com sistema alagado de fluxo vertical. Os valores de CE estiveram abaixo do valor limiar de 700  $S cm^{-1}$ , considerado sem restrição para uso em irrigação agrícola (AYRES & WESTCOT, 1991) e compatível com o estado de macrófitas, porque a espécie *Typha sp* só é sensível em  $CE > 4000 S m^{-1}$  (PEARSON, 2005).

## b) pH

No Quadro A-10 (Apêndice) e Figura 15 são apresentados os resultados de concentração hidrogeniônica (pH) do afluente e efluente dos SACs, quantificados durante as três fases de avaliação do sistema.

Os valores de pH efluente apresentaram variação de 6,64 a 7,49 e média de  $7,12 \pm 0,22$ , sendo mais instável do que os valores afluentes, considerando-se que o desvio-padrão destes foi inferior àqueles. A ligeira instabilidade observada nos valores de pH efluente, talvez, esteja relacionada à própria adaptação dos microrganismos aos aumentos de carga efluente. No entanto, os valores de pH efluentes foram muito próximos aos da faixa ideal de digestão anaeróbia (6,8 a 7,2) (VALENTIM, 2003), principal processo de degradação que ocorre nos SACs.

As magnitudes de pH efluente seguiram a tendência daquelas obtidas nos afluentes, nos quatro SACs. Este comportamento demonstra que o sistema apresentou aparente sensibilidade ao pH de aporte. Embora, as variações de pH afluente não tenham sido tão expressivas (6,98 a 7,50), com média de  $7,23 \pm 0,17$ , esta variação de pH foi ligeiramente superior àquela variação (6,9 a 7,4) obtida por VALENTIM (2003), que trabalhou com efluente de tanque séptico.

Nas Fases 1 e 2, o pH afluente pode ter sido influenciado pelo pH da água de diluição (Quadro 5, item 4.5). Verifica-se que, exceto na primeira amostragem, nas duas fases em que foram feitas diluições do afluente com água do corpo hídrico, o pH apresentou sempre valores superiores aos da Fase 3 e ao pH médio do tanque séptico (Quadro 6, item 4.5), pois, nesta fase, não houve diluição do efluente do tanque séptico.

Até à quarta amostragem, no início da Fase 2, houve tendência de o pH efluente manter-se mais baixo do que o do afluente, em todos os SACs. Isto pode ser atribuído à maior magnitude dos processos oxidativos nos constituintes da água residuária (ex. nitrificação do amônio, que tem como um de seus subprodutos o  $H^+$ ) que podem favorecer o abaixamento do pH. Nesse período, as TCO eram menores, o que possibilitaria que mais oxigênio ( $O_2$ ) estivesse disponível no sistema possibilitando, assim, a decomposição aeróbia. A partir da quinta amostragem, os valores de pH efluente nos SACs 1 e 2 aumentaram, chegando a superar os valores afluentes, em algumas amostragens. Na amostragem seis, quando a biomassa aérea da vegetação já havia sido removida, os valores de pH afluente e efluente, praticamente, coincidiram e continuaram muito próximos até o final da Fase 3. Este comportamento de aproximação

dos valores, nesse período, pode ser devido ao aumento das TCO na Fase 3 e, em parte, à

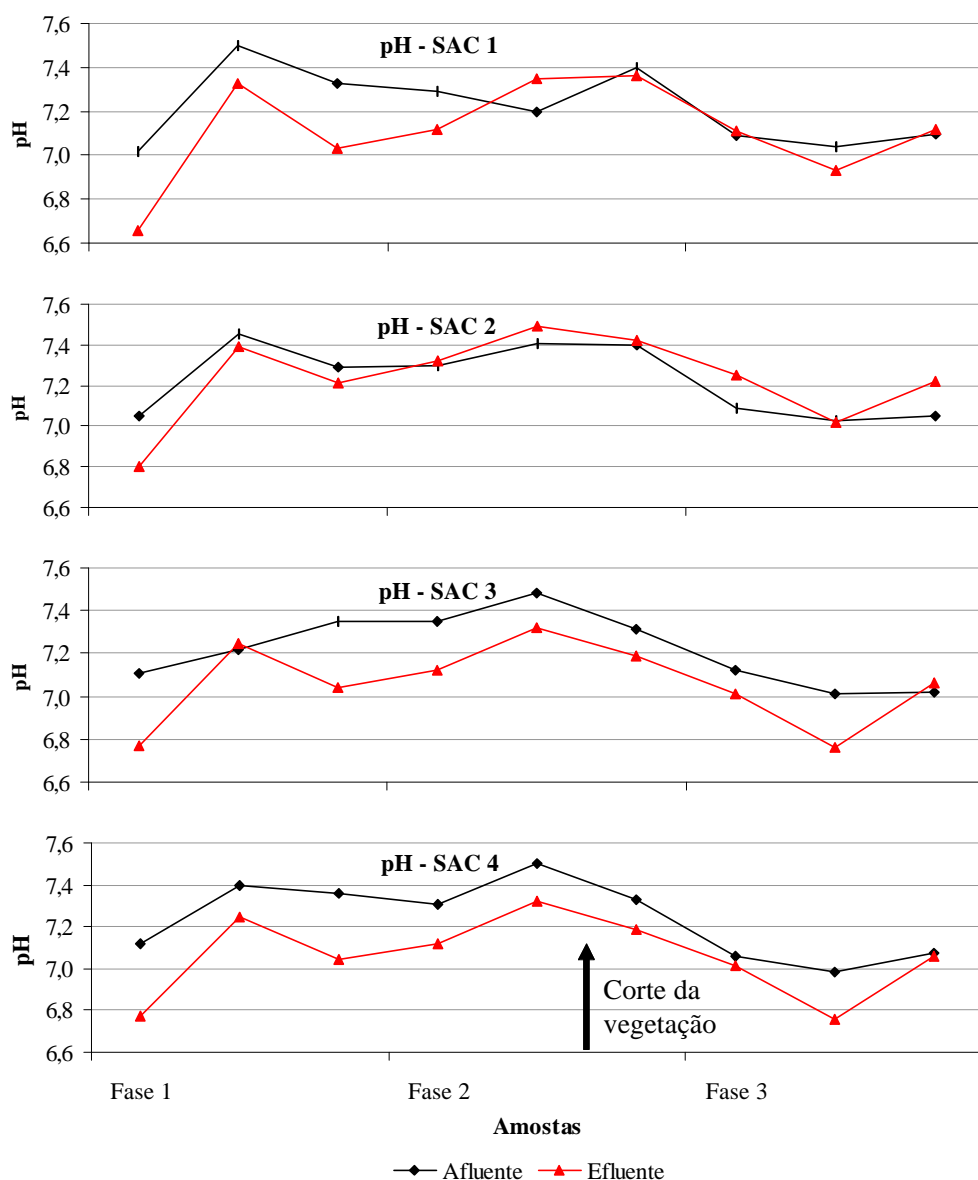


Figura 15 - Valores de concentração hidrogeniônica (pH) quantificados no afluente e efluente nos SACs durante as fases de operação avaliadas.

redução da transferência de oxigênio pelas plantas, as quais foram cortadas e estavam retomando o crescimento. Nos SACs 3 e 4, apenas a amplitude entre os valores afluentes e efluentes reduziu, mas os valores efluentes continuaram inferiores. Este comportamento nestes SACs pode ser devido ao efeito da área superficial dos mesmos. Ou então, sua ocorrência é devida às seguintes causas: nos SACs 3 e 4, as  $TCO_A$  foram inferiores às dos demais SACs, enquanto, por sua vez, a maior relação área/volume disponibilizou maior área superficial e número de brotos da macrófita, sendo que tais

atributos, conjuntamente, propiciaram relativamente maior volume de O<sub>2</sub> transferido para uma carga orgânica relativamente menor. Assim sendo, as reações oxidativas nesses SACs foram incrementadas, com conseqüente redução do pH efluente. Esta suposição pode ser corroborada pelos valores de potencial redox (*Eh*), apresentados no inciso “c”, deste item. Os valores de *Eh* nos SACs 1 e 2 permaneceram negativos em maior número de pontos de coleta, ao longo da extensão destes, em comparação com os SACs 3 e 4. Na Fase 3, quando as TCO eram maiores e a vegetação estava restabelecendo, verificou-se que a amplitude entre os valores de pH afluentes e efluentes, nos SACs 3 e 4, tendeu a ser menor pelos mesmos motivos descritos para os demais SACs.

### c) Potencial redox da água residuária

Nos Quadros 16 a 19 e Figura 16, são apresentados os resultados da medição do potencial redox (*Eh*) do afluente, do líquido residente e do efluente dos SACs, quantificados nas últimas duas fases de avaliação do sistema.

Verifica-se que, nas últimas duas fases de operação avaliadas, em todos os SACs, os valores de *Eh* afluente variaram de -280 a -81 mV e os valores efluentes variaram de -109 a +183 mV. Estes valores efluentes estão de acordo com os obtidos por LIENARD (1987), que registrou valor máximo de +150 mV. Segundo Patrick e DeLaune (1977), reportado por DeLAUNE et al. (1997), solos em condições aeróbias apresentam *Eh* variando de +350 a +700 mV, enquanto em solos sob condições anaeróbias o *Eh* varia de -250 a +350 mV. Baseando-se nestes limites, os resultados desta pesquisa sugerem que os SACs operaram sob predominância de condição anaeróbia, considerando que, em solos alagados, o O<sub>2</sub> é consumido e fica ausente num *Eh* de aproximadamente +350 mV

Em todos os SACs e amostragens, os valores de *Eh* afluente foram negativos e, ao longo dos SACs, esses valores aumentavam, paulatinamente, sendo que os valores do efluente final apresentaram-se positivos, conforme se observa na Figura 16, concordando com os resultados obtidos por GARCIA et al. (2004a). Isto demonstra que, na parte inicial dos SACs, têm-se condições mais reduzidas, enquanto, mais à jusante, as condições são menos reduzidas ou anóxicas. Este comportamento de oxirredução comprova que há suprimento de O<sub>2</sub> para efluente ao longo dos SACs, seja pelas plantas ou difundido diretamente do O<sub>2</sub> atmosférico através da superfície do meio suporte.

Desse modo, a poção final dos SACs é mais favorável, energeticamente, para que ocorram as reações bioquímicas.

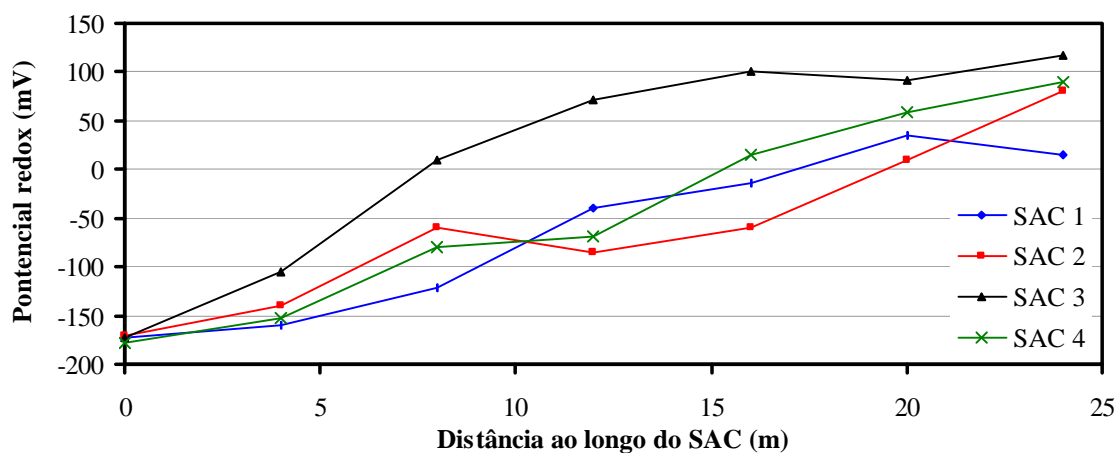


Figura 16 - Variação do potencial redox ao longo da extensão dos SACs, na amostragem de 28/10/2004, Fase 3.

Quadro 16 - Valores de potencial redox  $Eh$  (mV) no afluente, no líquido residente e no efluente do SAC 1

SAC 1	Pontos amostrais (m)						
	0	4	8	12	16	20	24
	Afluente	Líquido residente					Efluente
19-out	-280	3	49	53	61	76	85
Fase 2							
16-nov	-81	76	106	112	125	137	140
7-dez	-169	-165	-51	-18	-2	63	79
Fase 3							
15-dez	-220	-198	-62	-33	22	69	90
28-dez	-173	-159	-122	-40	-14	36	16
24-jan	-176	-154	-116	-9	-10	-32	-98

Quadro 17 - Valores de potencial redox *Eh* (mV) no afluente, no líquido residente e no efluente do SAC 2

SAC 2		Pontos amostrais (m)						
		0	4	8	12	16	20	24
		Afluente	Líquido residente					Efluente
Fase 2	19-out	-237	-70	9	50	73	80	100
	16-nov	-82	-6	83	111	119	120	139
	7-dez	-182	-177	-75	26	53	64	84
Fase 3	15-dez	-188	-223	-180	-50	41	92	86
	28-dez	-170	-139	-59	-86	-60	10	80
	24-jan	-178	-169	-142	-122	-90	-77	-109

Quadro 18 - Valores de potencial redox *Eh* (mV) no afluente, no líquido residente e no efluente do SAC 3

SAC 3		Pontos amostrais (m)						
		0	4	8	12	16	20	24
		Afluente	Líquido residente					Efluente
Fase 2	19-out	-228	-27	6	51	69	83	105
	16-nov	-134	31	108	121	126	148	183
	7-dez	-212	60	86	86	105	121	129
Fase 3	15-dez	-221	-27	-41	26	57	89	102
	28-dez	-172	-106	10	72	100	92	118
	24-jan	-178	-138	-9	1	-1	34	26

Quadro 19 - Valores de potencial redox  $Eh$  (mV) no afluente, no líquido residente e no efluente do SAC 4

SAC 4	Pontos amostrais (m)						
	0	4	8	12	16	20	24
	Afluente	Líquido residente					Efluente
19-out	-219	-129	10	46	54	84	104
Fase 2 16-nov	-166	15	80	82	113	133	144
7-dez	-221	-182	-128	-29	-3	31	62
15-dez	-225	-166	-69	-10	36	68	108
Fase 3 28-dez	-179	-152	-79	-69	15	58	90
24-jan	-167	-104	3	-10	28	52	31

Nas duas primeiras amostragens da Fase 2, verificou-se que os valores de  $Eh$  negativos tornavam-se positivos, nos primeiros 8 m dos SACs. Na terceira amostragem desta fase, os valores de  $Eh$  apresentaram alteração de comportamento, permanecendo negativos a maiores distâncias do início dos SACs. Este período coincidiu com a remoção da biomassa aérea da macrófita que ocorreu, exatamente, antes desta amostragem. Esse último comportamento no processo de oxirredução permaneceu até o final da Fase 3. No entanto, o fato não pode ser creditado apenas à falta da cobertura vegetal e ao aumento das TCO aplicadas, mas, também à ocorrência de eventos de precipitação pluviométrica no período. As águas precipitadas proporcionaram, aparentemente, arraste de material orgânico, anteriormente acumulado na porção inicial dos SACs, propiciando condições mais reduzidas na porção final destes, que operam com  $TCO_A$  maiores em relação aos SACs 3 e 4.

Na Figura 16, observa-se que o valor de  $Eh$  afluente no SAC 3 era negativo e igual aos dos demais SACs. Entretanto, ao longo da distância deste SAC, esse valor aumentou e tornou-se positivo mais rapidamente do que nos outros SACs, evidenciando maior estado de oxidação neste SAC. Este comportamento é devido ao fato de o SAC 3 ter operado com a metade da TCO dos demais, com conseqüente ocorrência de maior disponibilidade de oxigênio, em relação à sua carga orgânica.

## 5.2 - Eficiência na remoção de poluentes

### 5.2.1 - DQO

Nos Quadros A-11 a A-17 (Apêndice), no Quadro 20 e nas Figuras 17 a 23 são apresentados os valores dos resultados de DQO para as taxa de cargas orgânicas – TCO e os tempos de residência hidráulica –  $t$  nominais avaliados (Quadro 6, apresentados no item 4.3).

Nas concentrações de DQO no afluente e efluente, obtidas ao longo do período de experimentação, apresentadas na Figura 17, nota-se que os SACs operaram com boa estabilidade de funcionamento durante o período de avaliação. Embora, tenha-se trabalhado com efluente de esgoto doméstico, que apresenta concentrações variadas, os três valores de TCO aplicados em ordem crescente nas três fases de operação proporcionaram valores de DQO razoavelmente uniformes, para cada fase distinta.

Houve ótima uniformidade nas concentrações efluentes, que variaram na seguinte seqüência: de 19 a 37 mg L<sup>-1</sup> na Fase 1, com menor TCO<sub>v</sub>; de 15 a 39 mg L<sup>-1</sup> na Fase 2, com TCO<sub>v</sub> intermediária; e de 35 a 60 mg L<sup>-1</sup> na Fase 3, com a maior TCO<sub>v</sub> e durante a qual foi removida a biomassa aérea da vegetação. Estas concentrações, corresponderam a uma eficiência de remoção média de 87±3 % nos SACs 1, 2 e 4, sendo que, no SAC 3, as concentrações efluentes variam de 15 a 25 mg L<sup>-1</sup> (Fase 1), de 17 a 25 mg L<sup>-1</sup> (Fase 2) e de 25 a 45 mg L<sup>-1</sup> (Fase 3), correspondendo a uma eficiência média de 90±3 % (Quadro 20). Estes resultados de eficiência de remoção de carga orgânica foram satisfatórios, uma vez que as TCO<sub>A</sub>, expressas em termos de DBO<sub>5</sub>, variaram de 26 a 118 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> (Quadro 4, item 4.3), a despeito da carga recomendada pela U.S. EPA (2000b) e ITRC (2003) para o tratamento de efluentes de tanque séptico em SAC ser apenas 60 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>. Os resultados de eficiência de remoção de DQO foram superiores aos obtidos por VALENTIM (2003), que tratou efluente de tanque séptico em SAC cultivado com *Typha sp.*, com tempo ( $t$ ) nominal de 2 dias, conseguindo uma eficiência máxima de remoção de DQO de 57% (estimado).

Resultados semelhantes aos obtidos no presente trabalho foram reportados por RIVERA et al. (1997), em SAC operando com baixo tempo ( $t$ ), sob condições climáticas tropicais no México, obtendo-se uma remoção média de 87,4%, em tempo ( $t$ ) de 1,7 dias.

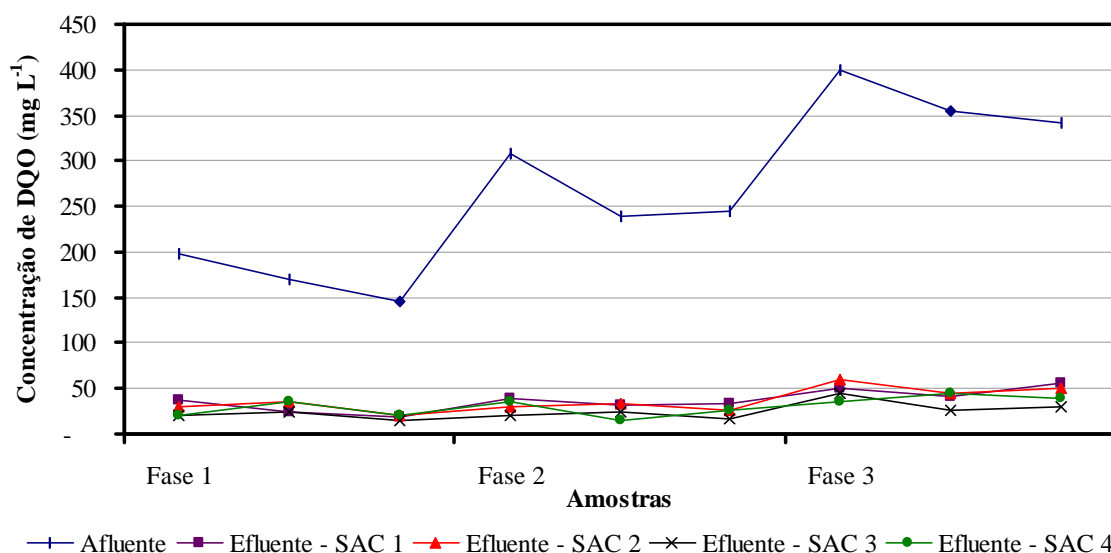


Figura 17 - Concentração de DQO ( $\text{mg L}^{-1}$ ) do afluente e efluente dos SACs, nas três fases de avaliação do sistema.

Quadro 20 - Valores percentuais (%) de eficiência de remoção de DQO nas respectivas amostragens, nos SACs avaliados

SAC	Fase 1			Fase 2			Fase 3			Média	Desvio Padrão
	am 1	am 2	am 3	am 4	am 5	am 6	am 7	am 8	am 9		
1	81	85	87	87	87	86	87	89	83	86	2
2	85	79	86	90	86	89	85	87	85	86	3
3	90	85	90	94	90	93	89	93	91	90	3
4	90	79	86	89	94	89	91	87	88	88	4

#### a) Efeito da TCO na eficiência de remoção de DQO

Na Figura 18, estão plotados os valores médios de eficiência de remoção (%) em cada fase de tratamento, em função das taxas de carga orgânica volumétrica ( $\text{TCO}_V$ ) média aplicadas em cada fase. Os valores de  $\text{TCO}_V$  foram obtidos, multiplicando-se os valores médios de vazões afluentes pelos valores de concentração de DQO, em cada amostragem.

Em geral, foram obtidas altas eficiências (86%) na remoção de DQO, independentemente da carga volumétrica aplicada.

A eficiência na remoção desta variável, também, não foi significativamente afetada pela declividade do SAC.

Analisando a Figura 17 do item anterior, observa-se uma tendência de ligeiro aumento na concentração efluente à medida que foram aumentadas as concentrações afluentes, correspondentes às  $TCO_V$  aplicadas. Embora na Figura 18, observa-se uma tendência de ligeiro aumento na eficiência média de remoção com o aumento da  $TCO_V$  nos quatro SACs, da fase de menor  $TCO_V$  (Fase 1) para a fase de  $TCO_V$  intermediária (Fase 2), bem como uma tendência de ligeiro decréscimo na eficiência de remoção da fase de  $TCO_V$  intermediária para a fase de maior  $TCO_V$  (Fase 3), nos SACs 2, 3 e 4. No SAC 1, a eficiência de remoção manteve a tendência de aumento da fase de  $TCO_V$  intermediária para a fase de maior  $TCO_V$ . Acredita-se que o ligeiro decréscimo na eficiência de remoção da carga orgânica, na fase de maior  $TCO_V$  (Fase 3) de operação não esteja associado ao aumento da  $TCO_V$ , uma vez que o SAC 3 operou com  $TCO_V$  em torno da metade dos outros SACs, conforme se observa no Quadro 4 (item 4.3) e a eficiência deste SAC também apresentou declínio. É provável que a queda seja devida ao fato que, na fase de maior  $TCO_V$  aplicada (Fase 3), a biomassa da macrófita tenha sido removida e esta estava, ainda, restabelecendo sua brotação. VALENTIM (2003) não observou, no entanto, efeito da remoção da biomassa sobre a remoção de carga orgânica.

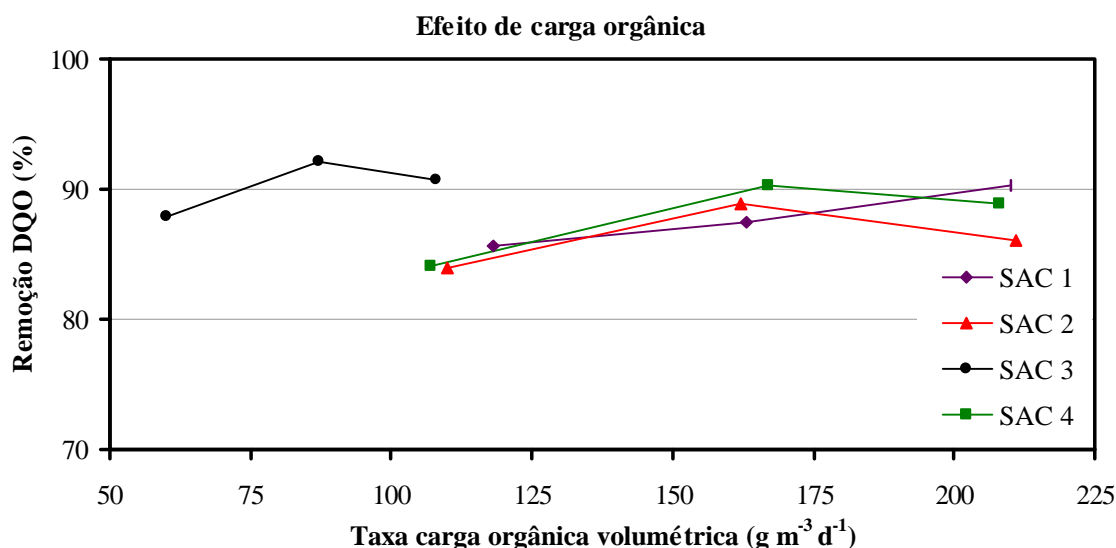


Figura 18 - Variação da eficiência média de remoção de DQO (%) em cada fase, em função das  $TCO_V$  médias aplicadas.

Outro motivo que, provavelmente, contribuiu para o ligeiro decréscimo, observado na eficiência de remoção de DQO pode ser decorrente os eventos pluviométricos ocorridos nesta fase (Quadro A-1, Apêndice e Figura 12, item 5.1.3), coincidindo com os dias anteriores à amostragem, que correspondiam ao período do

tempo ( $t$ ) avaliado. Nas amostragens em que as precipitações foram mais intensas, observou-se tendência de redução no potencial redox ( $Eh$ ) do líquido residente no espaço poroso do meio-suporte, ao longo dos SACs (Quadros 16 a 19, item 5.1.4, inciso c), conforme discussão apresentada. Algumas vezes, o valor de  $Eh$  no efluente manteve-se, ainda, negativo. Desse modo, a condição anaeróbia apresentada nos SACs pode ter reduzido a eficiência de remoção de  $TCO_V$ . Pesquisa tem evidenciado que maior diferença entre lâminas precipitadas e evapotranspiradas tem produzido reduções sazonais na eficiência de remoção de carga orgânica em sistema SAC (BORIN et al., 2004).

Na Figura 19 são apresentadas as variações nas taxas de remoção volumétrica,  $TR_V$  ( $g\ m^{-3}\ d^{-1}$ ) (Quadro A-15, Apêndice) e na eficiência de remoção de DQO (%) (Quadro 20, neste item), ambas em função das taxas de carga orgânica volumétrica,  $TCO_V$  ( $g\ m^{-3}\ d^{-1}$ ), aplicadas (Quadro A-16, Apêndice).

Elevados coeficientes de determinação ( $R^2 = 0,99$ ) foram obtidos no ajuste de equações lineares entre as  $TR_V$  e as  $TCO_V$  aplicadas aos quatro SACs, durante o período de avaliação do sistema. Isto significa que as  $TR_V$  de DQO foram crescentes com o aumento da  $TCO_V$ , que apresentou variação nas médias de 60 a 210  $g\ m^{-3}\ d^{-1}$  de DQO, correspondendo a um valor de 31 a 97  $g\ m^{-3}\ d^{-1}$  de  $DBO_5$  (Quadro 3, item 4.3), ou em  $TCO_A$  variando de 52 a 236  $kg\ ha^{-1}\ d^{-1}$  de DQO, correspondendo a um valor de 26 a 118  $kg\ ha^{-1}\ d^{-1}$  de  $DBO_5$  (Quadro 4, item 4.3). Este comportamento apresentou-se semelhante ao resultado reportado por TANNER (2001) e ao obtido por TUNÇSIPER et al. (2004), que apresentaram coeficientes de determinação inferiores aos obtidos no presente trabalho, ou seja,  $R^2 = 0,84$ .

Quanto à análise do efeito das  $TCO_V$  na eficiência de remoção de DQO, feita isoladamente para cada SAC, verifica-se que não houve relação definida da eficiência de remoção com as  $TCO_V$  aplicadas aos quatro SACs, indicando que as cargas não proporcionaram efeitos na eficiência de remoção do constituinte nesta faixa de trabalho.

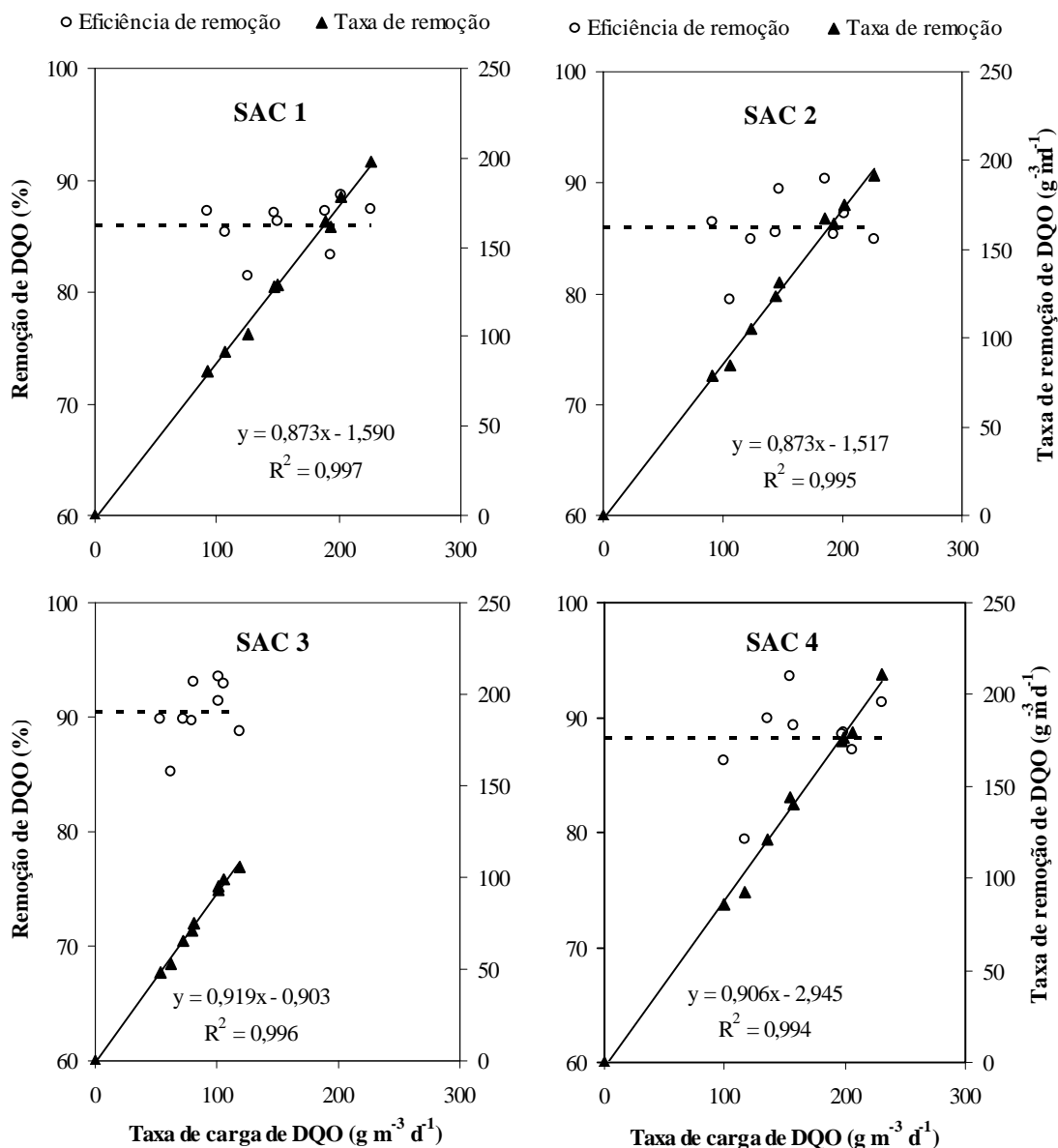


Figura 19 - Variação nas taxas de remoção ( $\text{g m}^{-3} \text{d}^{-1}$ ) e na eficiência de remoção (%) de DQO, em função das taxas de cargas ( $\text{g m}^{-3} \text{d}^{-1}$ ) aplicadas.

Na Figura 20 são plotados os valores de taxas de carga orgânica, tomando-se por base a área superficial do SAC -  $\text{TCO}_A$  (Quadro A-17, Apêndice) em função dos valores de eficiência de remoção.

Correlacionando a eficiência de remoção de carga orgânica com as taxas de carga orgânica, calculada com base na área superficial ( $\text{TCO}_A$ ), aplicadas ao sistema de tratamento, verifica-se que as linhas de tendência de eficiência de remoção nos SACs que operaram com  $\text{TCO}_A$  inferiores, estão posicionadas acima daquelas dos SACs, que operaram com uma maior  $\text{TCO}_A$ . Ou seja, houve incremento na eficiência inversamente proporcional ao valor da  $\text{TCO}_A$  (Quadro 4, item 4.4). Isto se deve ao fato de os SACs

ajustados com menor volume útil, também, apresentaram menor valor de  $TCO_A$ , sendo que, por sua vez, os SACs tinham relação área/volume diferenciada. Os SACs que tiveram maior valor dessa relação (Quadro 21) dispunham de maior área superficial em relação ao volume, o que poderia ter contribuído para o melhor desempenho desses SACs, especialmente os SAC 1, 2 e 4, que operam com  $TCO_V$  equivalentes. Maior superfície relativa poderia ter propiciado maior volume de oxigênio difundido, diretamente, da atmosfera para o efluente em tratamento e, como consequência, a maior disponibilidade deste elemento no meio melhoraria o desempenho do sistema, visto que o processo de decomposição aeróbia é mais efetivo na remoção de carga orgânica. No entanto, quando se correlaciona a razão área/volume com os valores obtidos para eficiência (Figura 21) não se encontra relação entre as variáveis e, portanto, não se encontra uma relação efetiva de eficiência de remoção e área superficial relativa do SAC.

Quadro 21 - Valor da relação área/volume útil de vazios ( $m^{-1}$ ) do meio-suporte dos SACs

SAC	1	2	3	4
Relação	8,90	11,26	11,51	15,26

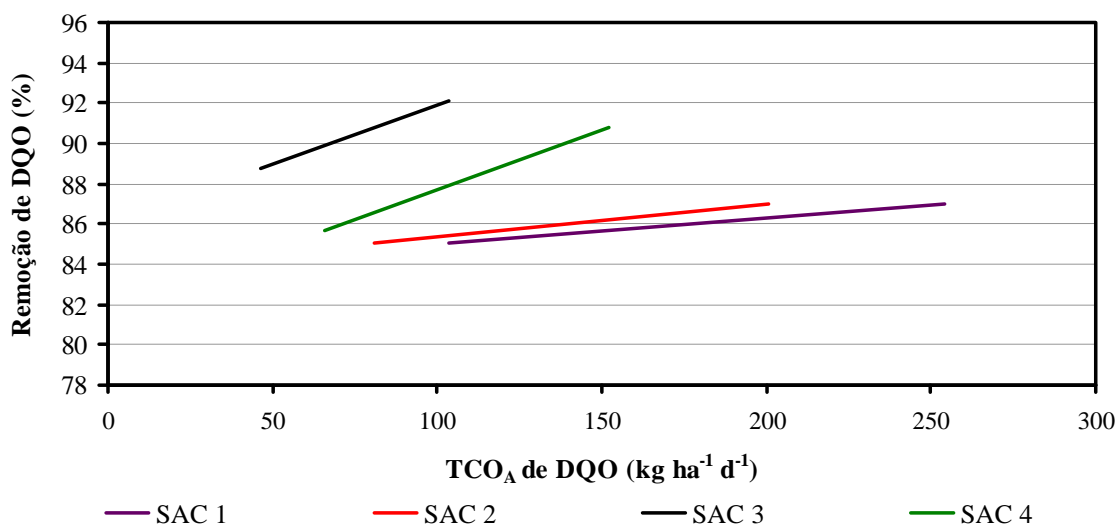


Figura 20 - Efeito de taxas de carga orgânica por unidade de área superficial do SAC ( $kg\ ha^{-1}\ d^{-1}$ ), sobre a eficiência de remoção (%) do atributo DQO.

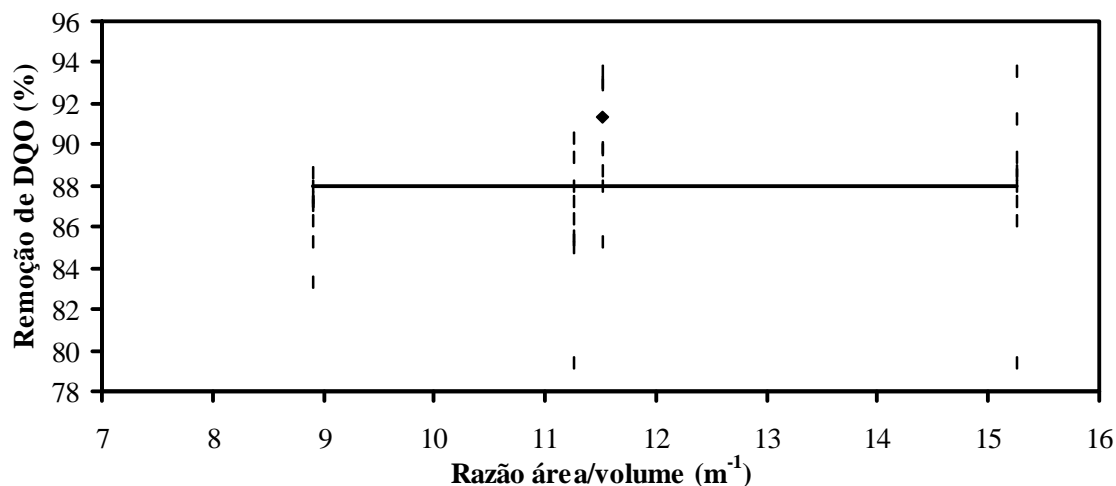


Figura 21 - Relação da eficiência de remoção de carga orgânica com a razão área/volume do SAC.

#### b) Efeito do tempo ( $t$ ) sobre a remoção de DQO

Nas Figuras 22 a 24, estão apresentados os resultados das concentrações de DQO no afluente, no líquido residente e no efluente dos SACs, em função do tempo de residência hidráulica ( $t$ ). Os valores de concentrações efluentes são representados pela média dos valores primários (Quadros A-11 a A-14, Apêndice), obtidos nas análises determinadas nas três amostragens de cada fase de operação.

Os valores de concentrações de DQO no líquido residente, apresentados nas Figuras 22 a 24, foram obtidos para tempo ( $t$ ) de 0 (zero) a 1,9 dias, nos SACs 1, 2 e 4, e de 0 (zero) a 3,8 dias, no SAC 3.

Nos gráficos apresentados, observa-se que o aumento do tempo ( $t$ ) ao longo dos SACs foi efetivo na redução da DQO. Nas três fases de operação do sistema com  $TCO_v$  distintas e crescentes, no mínimo 70 % da carga orgânica removida pelo sistema ocorreram nas primeiras 8 horas de residência hidráulica, inclusive no SAC 3 que operou com o dobro do tempo ( $t$ ) (3,8 dias) dos demais. Isto significa que tal percentual de remoção ocorreu em menos de 1/5 do  $t$  nominal de 1,9 dias, nos SACs 1, 2 e 4. Essa remoção foi, ainda, mais expressiva no SAC 3.

A rápida remoção da carga orgânica no início dos SACs foi semelhante à obtida por BADKOUBI et al. (1998).

Nos SACs 1, 2 e 4, que operaram com valores de  $TCO_v$  semelhantes, observa-se uma redução mais rápida na concentração da DQO ao longo do SAC 2 (declividade 1,0 %), em relação ao SAC 1 (declividade 0,5 %) e no SAC 4 (declividade 1,5 %), em

relação ao SAC 2, respectivamente, deslocando-se mais para esquerda os pontos plotados nestas figuras. Tal ocorrência é devida a esses SACs terem declividades crescentes, na ordem 1, 2 e 4. Os SACs com maiores declividades apresentaram maior velocidade de avanço do líquido, na sua parte inicial, apesar de o tempo ( $t$ ) nesse local ter sido reduzido, em relação aos SACs de menor declividade (Quadro 6, item 4.4), a redução na concentração de DQO ocorreu na mesma proporção das demais nesse sistema de tratamento, mesmo para menor intervalo de tempo. Isso sugere que, em princípio, ocorreram processos físicos de remoção, antes da degradação biológica.

Na Fase 1 de operação do sistema (Figura 22), quando a  $TCO_V$  estava em torno da metade da  $TCO_V$  aplicada na Fase 3, verificou-se retardo na redução da concentração de DQO no SAC 3, em relação aos demais. No momento em que os SACs estavam com  $t$  nominal igual a 1,9 dias, a concentração de DQO do líquido residente no SAC 3 ainda não tinha atingido o nível apresentado nos outros SACs. Tal comportamento pode ter ocorrido devido à pequena  $TCO_V$  aplicada neste SAC, que foi a metade da  $TCO_V$  aplicada nos demais. É provável que a pequena  $TCO_V$ , aplicada nesse leito, ainda não tinha reduzido significativamente o espaço poroso, onde escoo o líquido no meio suporte, possibilitando a transferência de massa particulada até maiores distâncias do SAC, uma vez que o fenômeno não se repetiu para DQO solúvel, nesta fase de operação (Figura 28, item 5.1.2, inciso b). Nas fases 2 e 3 (Figuras 23 e 24), quando houve aumento da  $TCO_V$ , verificou-se que o comportamento do SAC 3 normalizou-se, passando este a gerar concentrações de DQO no líquido residente iguais às obtidas nos demais SACs, quando o tempo ( $t$ ) nominal era equivalente.

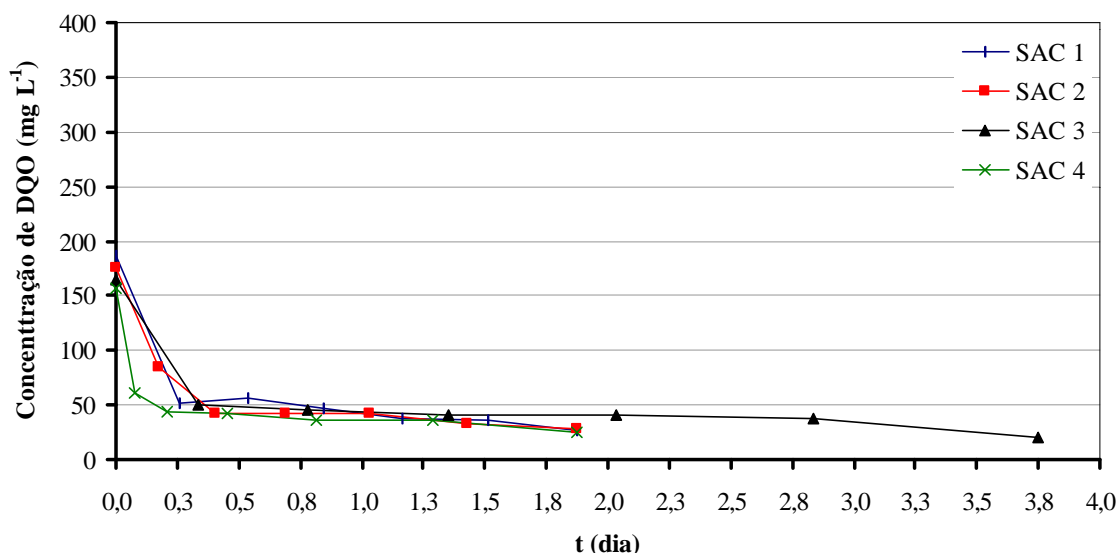


Figura 22 - Concentrações de DQO ( $\text{mg L}^{-1}$ ) do líquido residente em função do tempo ( $t$ ), ao longo dos SACs, na Fase 1 de operação.

Nas três fases de operação, particularmente na Fase 3, quando a  $\text{TCO}_V$  foi superior em todos os SACs e equivalente à real carga do efluente primário do tanque séptico (nesta fase não houve diluição do efluente do tanque séptico para aplicação aos SACs), constatou-se que o tempo ( $t$ ) nominal de 1,9 dias foi suficiente para atender aos padrões de lançamento máximo de DQO de  $90 \text{ mg L}^{-1}$  (Deliberação Normativa COPAM nº 010/86).

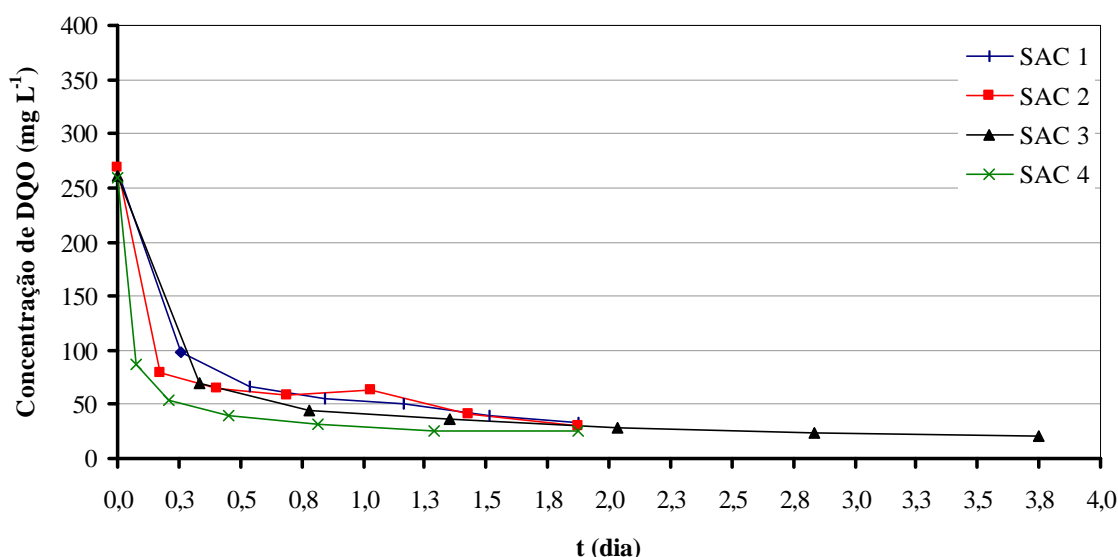


Figura 23 - Concentrações de DQO ( $\text{mg L}^{-1}$ ) do líquido residente em função do tempo ( $t$ ), ao longo dos SACs, na Fase 2 de operação.

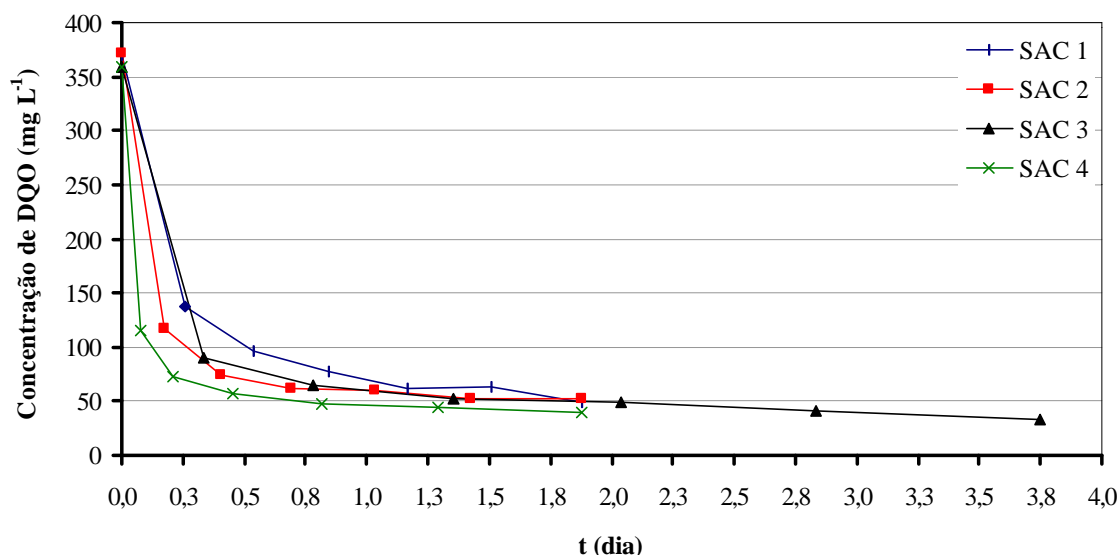


Figura 24 - Concentrações de DQO ( $\text{mg L}^{-1}$ ) do líquido residente em função do tempo ( $t$ ), ao longo dos SACs, na Fase 3 de operação.

Comparando os dois tempos ( $t$ ) finais avaliados, verificou-se que a maior redução na carga orgânica aplicada ocorreu até o  $t$  de 1,9 dias, sendo que, a partir daí até atingir o  $t$  de 3,8 dias, a redução média na concentração de DQO foi de, no máximo, 2% a 4%, conforme se verifica no Quadro 20, neste item. Com base nesses resultados, conclui-se que talvez não compense aumentar o tamanho do sistema para trabalhar com  $t$  maior que 1,9 dias, quando o objetivo for, apenas, a remoção de carga orgânica.

### 5.2.2 - DQO solúvel

Nos Quadros A-15 a A-21 (Apêndice), no Quadro 22 e nas Figuras 25 a 30 estão apresentados os valores de DQO solúvel, para as respectivas TCO, aplicadas em função do tempo de residência hidráulica,  $t$  (Quadro 6, apresentado no item 4.4).

Na Figura 25, observa-se que a concentração afluente apresentou instabilidade, não coincidindo com ordem de grandeza das TCO<sub>v</sub> de DQO aplicadas, o que pode ter ocorrido devido às variações de SST entre amostragens.

Apesar das maiores oscilações apresentadas nas concentrações afluentes, os SACs operaram com boa estabilidade na remoção da DQO solúvel e não apresentaram sensibilidade às TCO<sub>v</sub> de DQO solúvel aplicadas, verificando-se relativa uniformidade nas concentrações efluentes que, durante o período de avaliação, variaram: de 5 a 37  $\text{mg L}^{-1}$ , na Fase 1, durante a qual foi aplicada menor TCO; de 10 a 30  $\text{mg L}^{-1}$ , na Fase 2, durante a qual foi aplicada a TCO intermediária; e de 22 a 49  $\text{mg L}^{-1}$ , na Fase 3, durante a qual foi aplicada a maior TCO. Estas concentrações efluentes corresponderam às

eficiências de remoção média de  $81 \pm 7$  % nos SACs 1, 2 e 4, mas  $85 \pm 6$  % no SAC 3 (Quadro 22). Entretanto, comparando as médias isoladamente para cada SAC, verifica-se que o SAC 4 apresentou eficiência média de remoção igual à do SAC 3, que operou com o dobro do tempo ( $t$ ). Tal comportamento poderia se dever ao efeito da relação área/volume, já discorrido no item 5.2.1, em relação aos dados obtidos para a DQO, pois o SAC 4 apresentou o maior valor para a relação área/volume.

Os dados de eficiência de remoção de DQO solúvel tenderam a ser ligeiramente inferiores aos obtidos para DQO. Há de se considerar também que, no início da operação, os SACs receberam maiores cargas de material orgânico particulado e conseqüentemente, à medida que o líquido foi escoando no meio-suporte, ocorreu acúmulo de material de mais lenta degradabilidade, semelhante teoria de remoção apresentada na Figura 1, no item 3.4.1, em que, o material orgânico particulado residual, retido no meio e com sua degradação retardada, pode ter concorrido para a menor remoção da DQO solúvel com o aumento do tempo ( $t$ ).

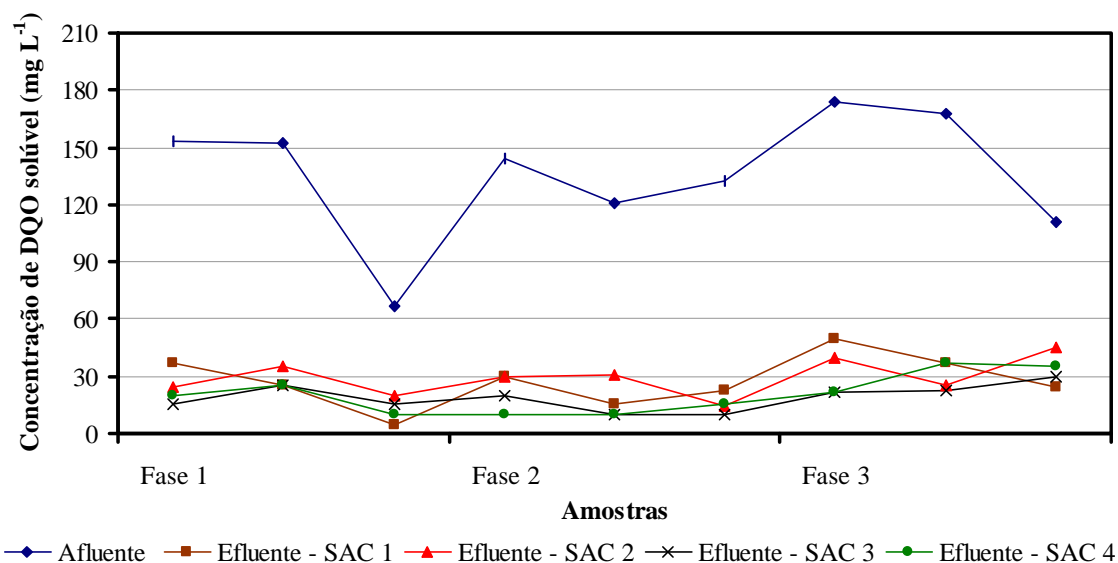


Figura 25 - Concentração de DQO solúvel ( $\text{mg L}^{-1}$ ) no afluente e efluente dos SACs, nas três fases de avaliação.

Quadro 22 - Valores percentuais (%) de eficiência de remoção de DQO solúvel nas respectivas amostragens, nos quatro SACs.

SAC	Fase 1			Fase 2			Fase 3			Média	Desvio-padrão
	am 1	am 2	am 3	am 4	am 5	am 6	am 7	am 8	am 9		
1	76	84	93	79	88	83	72	78	78	81	6
2	84	77	71	79	75	89	77	85	60	77	8
3	90	84	78	86	92	93	87	87	73	85	6
4	87	84	85	93	92	88	87	78	69	85	7

a) Efeito de TCO, expressa em termos de DQO solúvel, sobre a eficiência de remoção no sistema

Na Figura 26, estão apresentadas as variações nas taxas de remoção volumétrica,  $TR_V$  ( $g\ m^{-3}\ d^{-1}$ ) (Quadro A-23, Apêndice) e na eficiência de remoção de DQO solúvel (%) (Quadro 22), ambas em função das taxas de carga orgânica volumétrica –  $TCO_V$  ( $g\ m^{-3}\ d^{-1}$ ) aplicadas (Quadro A-22, Apêndice).

Conforme verificado em relação à DQO, houve tendência de aumento nas concentrações de DQO solúvel efluente com o aumento da concentração no afluente (Figura 25). Na Figura 26, entretanto, verificou-se tendência de redução na eficiência de remoção com o aumento da  $TCO_V$  aplicada no SAC 1 ( $R^2 > 0,5$ ), enquanto os demais SACs não apresentaram relação entre estas duas variáveis. Este comportamento pode ser devido ao aparente efeito da relação área/volume, apresentado no item 5.2.1, em relação aos dados obtidos para DQO. No SAC 1, foi obtido o menor valor de relação área/volume e, conseqüentemente, a menor área superficial em relação ao volume, entre todos os SACs. Provavelmente, isto induziu ao decréscimo na taxa de degradação da DQO solúvel, quando sua taxa de aplicação foi incrementada, o que não aconteceu com a DQO particulada. Essas diferenças nas remoções de DQO solúvel e particulada devem-se ao fato de a remoção da DQO particulada ser mais dependente da seção transversal do meio filtrante (meio-suporte) do que a DQO solúvel, pois, inicialmente, a remoção da DQO particulada é física.

Quanto à análise do efeito das  $TCO_V$  sobre a  $TR_V$ , observa-se na Figura 26, que houve boa relação linear entre os dois parâmetros, esboçando bom ajuste das equações lineares ( $R^2 = 0,95$ ). Este resultado foi semelhante àquele obtido para DQO. Entretanto, esta última apresentou coeficiente de determinação superior ( $R^2 = 0,99$ ).

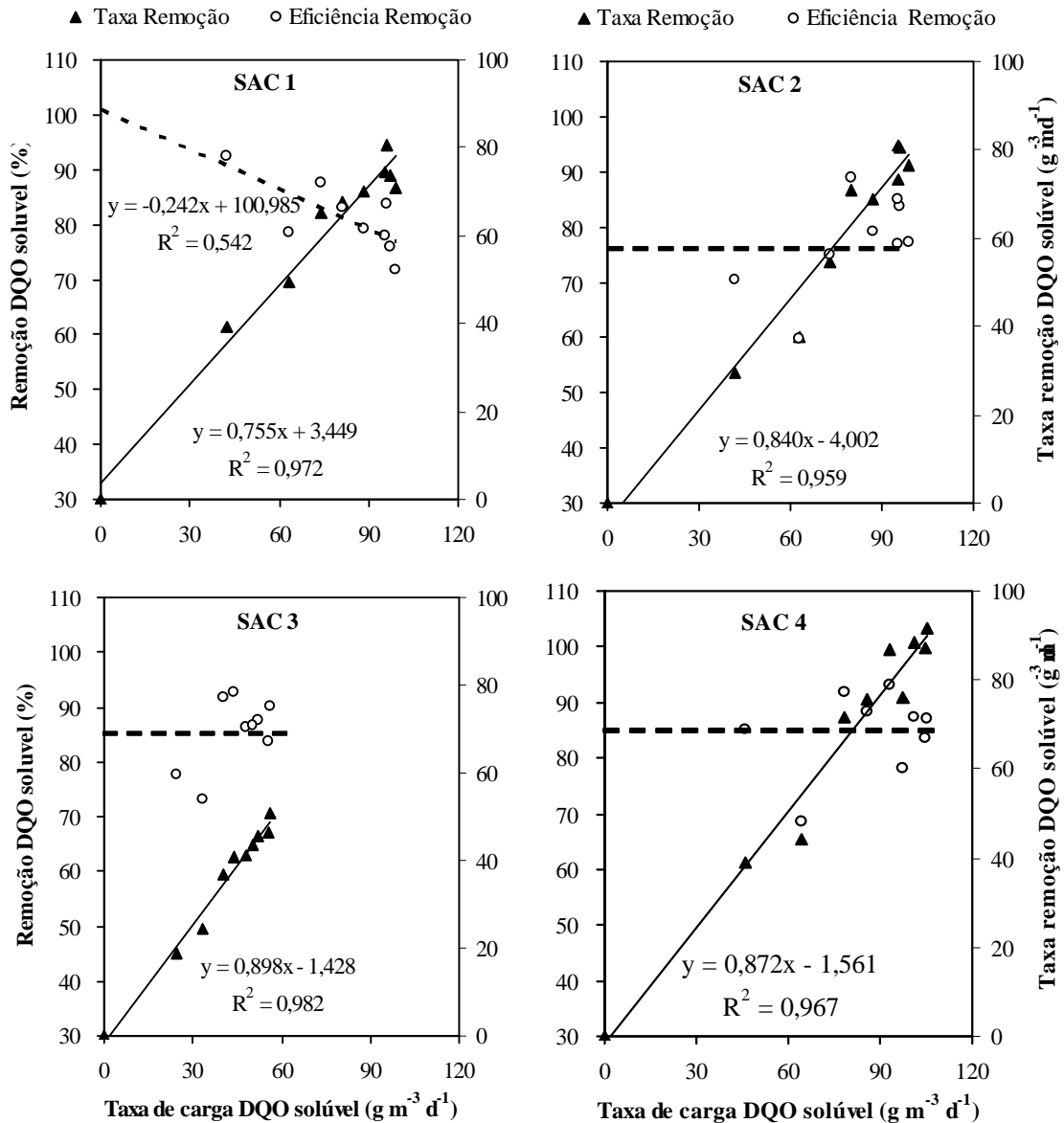


Figura 26 - Variação nas taxas de remoção ( $\text{g m}^{-3} \text{d}^{-1}$ ) e na eficiência de remoção (%) de DQO solúvel em função das taxas de cargas ( $\text{g m}^{-3} \text{d}^{-1}$ ) aplicadas.

Na Figura 27 é apresentado o resultado da variação na eficiência de remoção de carga orgânica em função das taxas de carga orgânica, calculada com base na área superficial ( $\text{TCO}_A$ ) aplicadas ao sistema de tratamento.

Entretanto, diferentemente, do verificado na DQO, a relação estabelecida entre as variáveis nesta figura, não indicou tendência de posicionamento claramente definido, entre as linhas de tendência da relação.

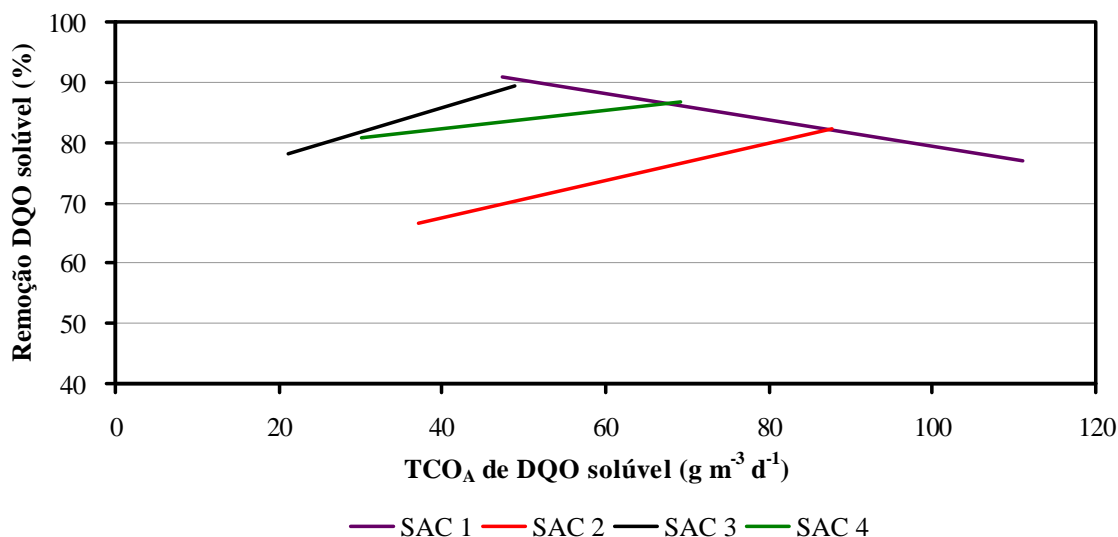


Figura 27 - Efeito de taxas de carga orgânica, calculada com base na área superficial ( $\text{kg h}^{-1} \text{d}^{-1}$ ), sobre a eficiência de remoção (%) da DQO solúvel.

b) Efeito do tempo ( $t$ ) sobre a remoção de DQO solúvel

Nas Figuras 28 a 30, estão apresentados os resultados das concentrações de DQO solúvel no afluente, no líquido residente e no efluente dos SACs, em função do tempo de residência hidráulica nominal. Os valores de concentrações efluentes estão representados pela média dos valores primários (Quadros A-18 a A-21, apresentados no Apêndice) obtidos nas análises determinadas nas três amostragens de cada fase de operação.

De acordo com os resultados de concentrações efluentes de DQO solúvel, para tempo ( $t$ ) nominal de 0 (zero) a 1,9 dias, nos SACs 1, 2 e 4, e de 0 (zero) a 3,9 dias no SAC 3, apresentados nestas figuras, houve redução na concentração efluente de DQO solúvel com o aumento do tempo ( $t$ ) ou com a distância percorrida nos leitos dos SACs.

De modo semelhante ao comportamento da cinética de remoção de carga orgânica, apresentada para DQO, a maioria da remoção de DQO solúvel ocorreu nas primeiras horas do tempo ( $t$ ) avaliado, nas três fases de operação, mesmo estas, apresentando TCO<sub>V</sub> distintas e crescentes. No entanto, nas 8 horas iniciais de deslocamento do líquido, essa remoção foi inferior à ocorrida para DQO, ficando em torno de 60 % da carga de DQO solúvel aplicada.

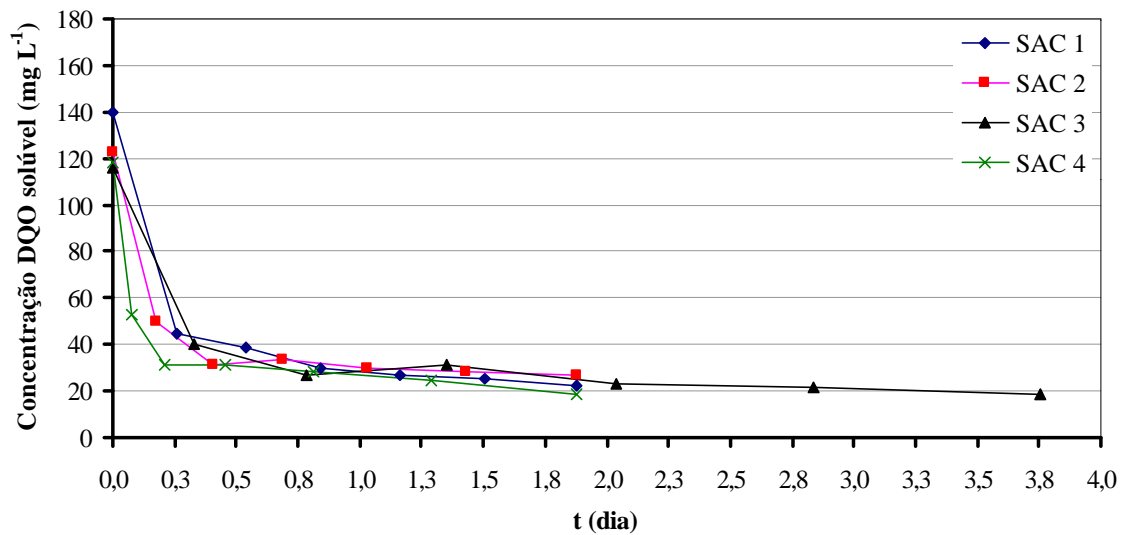


Figura 28 - Concentrações de DQO solúvel ( $\text{mg L}^{-1}$ ) do líquido residente em função do tempo ( $t$ ), ao longo dos SACs, na Fase 1 de operação.

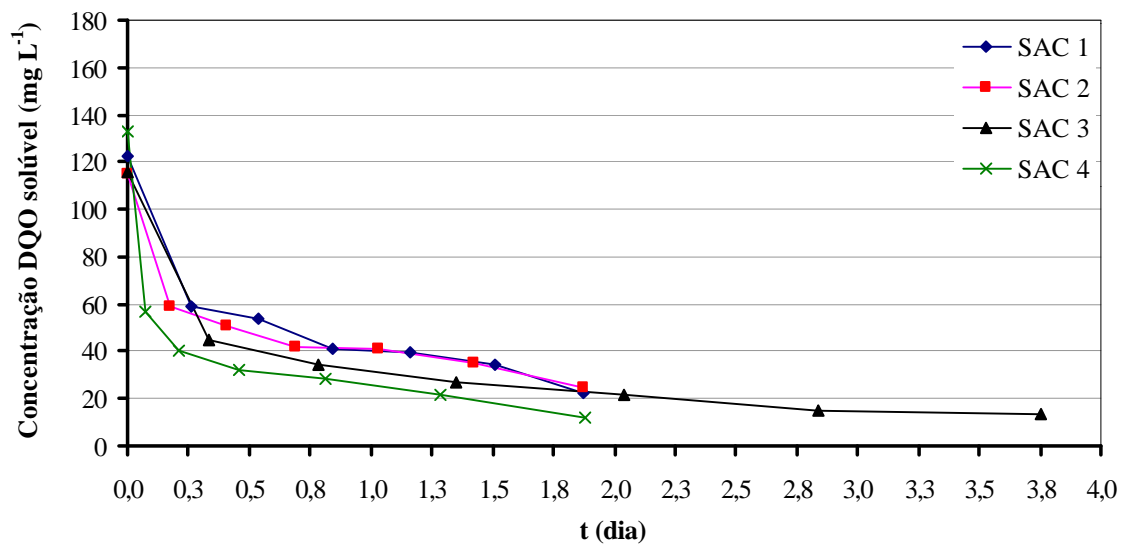


Figura 29 - Concentrações de DQO solúvel ( $\text{mg L}^{-1}$ ) do líquido residente em função do tempo ( $t$ ), ao longo dos SACs, na Fase 2 de operação.

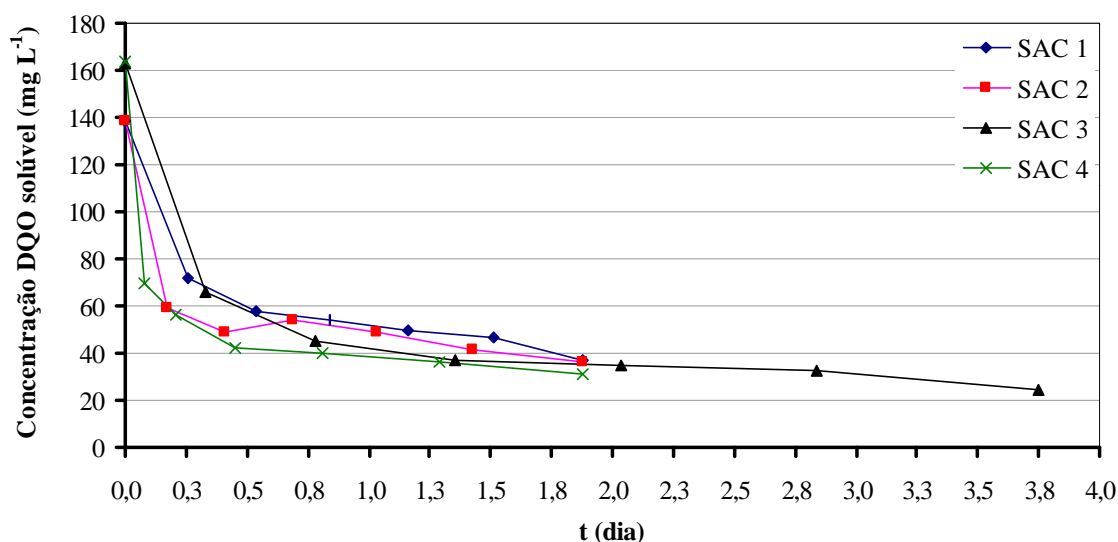


Figura 30 - Concentrações de DQO solúvel ( $\text{mg L}^{-1}$ ) do líquido residente em função do tempo ( $t$ ), ao longo dos SACs, na Fase 3 de operação.

Observa-se também nas três fases de operação do sistema que nos SACs 1, 2 e 4, os quais operaram com valores de  $\text{TCO}_V$  semelhantes, houve tendência de remoção de DQO solúvel mais rápida nos SACs 2, em relação ao SAC 1, e no SAC 4 em relação ao SAC 2, deslocando os pontos de remoção plotados na figura mais para esquerda, respectivamente, tal como relatado anteriormente para DQO. Considerando que esse fenômeno foi observado para remoção de DQO e DQO solúvel, acredita-se haver, também, maior atividade biológica na parte inicial dos SACs, onde o material orgânico particulado foi retido no meio-suporte e acumulou-se. Este acúmulo do material orgânico proporcionou a disponibilização de maior quantidade de nutrientes, com o tempo, possibilitando desenvolvimento mais expressivo da biomassa microbiana, a qual, por sua vez, possibilitou maior degradação da carga orgânica solúvel.

Da mesma maneira já observada na remoção de DQO, houve incremento na remoção de carga orgânica a partir do tempo ( $t$ ) de 1,9 dias até o tempo ( $t$ ) de 3,8 dias foi muito pequeno, conforme verificado no Quadro 22.

### 5.2.3 - Sólidos suspensos totais

Nos Quadros A-25 a A-31 (Apêndice), no Quadro 23 e nas Figuras 31 a 35 estão apresentados os valores de concentração de sólidos suspensos totais (SST) em função

das taxas de cargas (TC) de SST e dos tempos de residência hidráulica –  $t$  nominal (Quadro 6, item 4.4) avaliados.

Na Figura 31 são apresentadas curvas de variação na concentração de SST afluente e efluente nos SACs. A concentração afluente de SST, utilizada para a plotagem do gráfico, foi obtida como o valor médio das concentrações determinadas, simultaneamente, para o afluente aos quatro SACs, em cada amostragem.

As concentrações afluente e efluente, apresentadas nesta figura, possibilitam verificar que a concentração da SST efluente não acompanhou a instabilidade do SST afluente, indicando que o sistema é pouco sensível às variações de carga e apresenta grande capacidade em amortizá-las. Nos SACs 1, 2 e 4, com tempo ( $t$ ) de 1,9 dias, nas duas últimas fases de operação do sistema, a concentração efluente média de SST foi de  $7 \pm 3 \text{ mg L}^{-1}$ , correspondendo à eficiência de remoção média de  $91 \pm 6 \%$ . No SAC 3, que operou com o dobro de tempo ( $t$ ), a média de concentração efluente foi  $7 \pm 6 \text{ mg L}^{-1}$ , correspondendo à eficiência média de  $91 \pm 10 \%$  (Quadro 23). Tais resultados de eficiência de remoção são superiores aos obtidos por VALENTIM (2003), em cujo trabalho foi obtida remoção média de  $70 \%$ , em SAC cultivado com *Typha sp.*, operando com tempo ( $t$ ) que variou de 2 a 4 dias.

Os resultados de eficiência de remoção de SST obtido nesta pesquisa estão compatíveis com os obtidos em pequenos sistemas de SAC que trataram efluentes domésticos na Austrália (DAVISON et al., 2004) e na República Checa (VYMAZAL, 2004).

Nota-se que, independentemente dos diferentes tempo ( $t$ ) e das  $TC_V$  aplicadas, as variações nas concentrações de SST efluentes entre SACs foram bastante aleatórias, não sendo possível identificar uma tendência de comportamento de remoção nos SACs, sendo, portanto, consideradas desprezíveis.

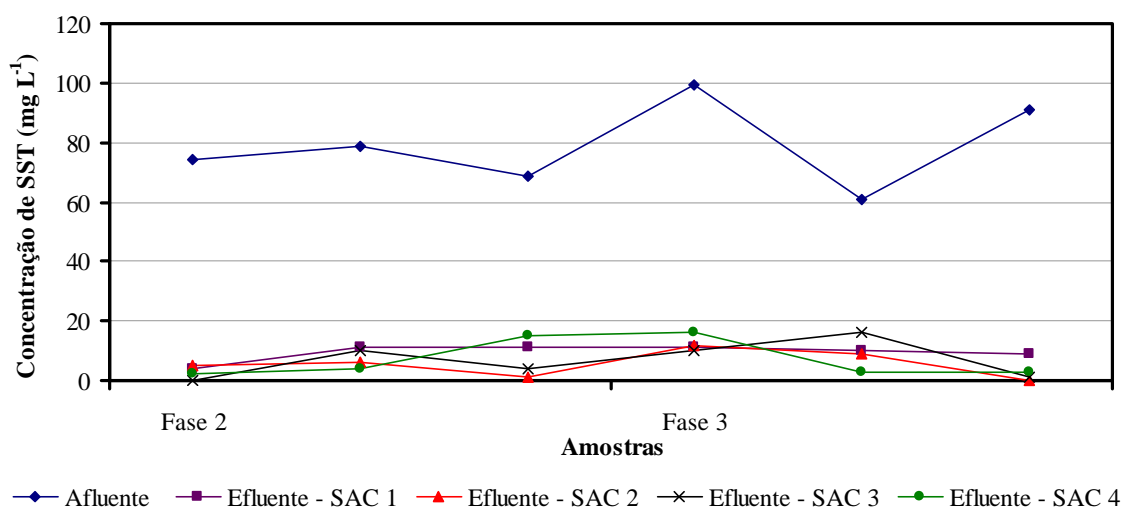


Figura 31 - Concentração de SST ( $\text{mg L}^{-1}$ ) do afluente e efluente nos SACs, nas duas últimas fases de avaliação.

Quadro 23 - Valores percentuais (%) de eficiência de remoção de SST nas respectivas amostragens, nos SACs avaliados

SAC	Fase 2			Fase 3			Média	Desvio-padrão
	am 4	am 5	Am 6	am 7	am 8	am 9		
1	95	86	84	89	84	90	88	4
2	93	92	99	88	85	100	93	6
3	100	87	94	90	74	99	91	10
4	97	95	78	84	95	97	91	8

a) Efeito da taxa de carga (TC) sobre a eficiência de remoção de SST

Na Figura 32, estão apresentadas as variações nas taxas de remoção volumétrica,  $\text{TR}_V$  ( $\text{g m}^{-3} \text{d}^{-1}$ ) e na eficiência de remoção de SST (%), ambas em função das taxas de carga volumétrica,  $\text{TC}_V$  ( $\text{g m}^{-3} \text{d}^{-1}$ ), aplicadas.

Observa-se a ocorrência de bom ajuste ( $R^2 = 0,96$ ) da equação linear de  $\text{TR}_V$  (Quadro A-30, Apêndice) em função da  $\text{TC}_V$  de SST (Quadro A-29, Apêndice). Os resultados foram semelhantes aos obtidos para DQO e DQO solúvel, assim como o comportamento que foi similar àquele observado por SAPKOTA e BAVOR (1994) e TUNÇSIPER et al. (2004) para a remoção de SST, sendo também obtido um coeficiente de determinação muito próximo aos obtidos por esses autores ( $R^2 = 0,97$ ).

Quanto à análise do efeito das  $TC_V$  de SST sobre a eficiência de remoção, verificou-se não ter havido relação entre essas duas variáveis.

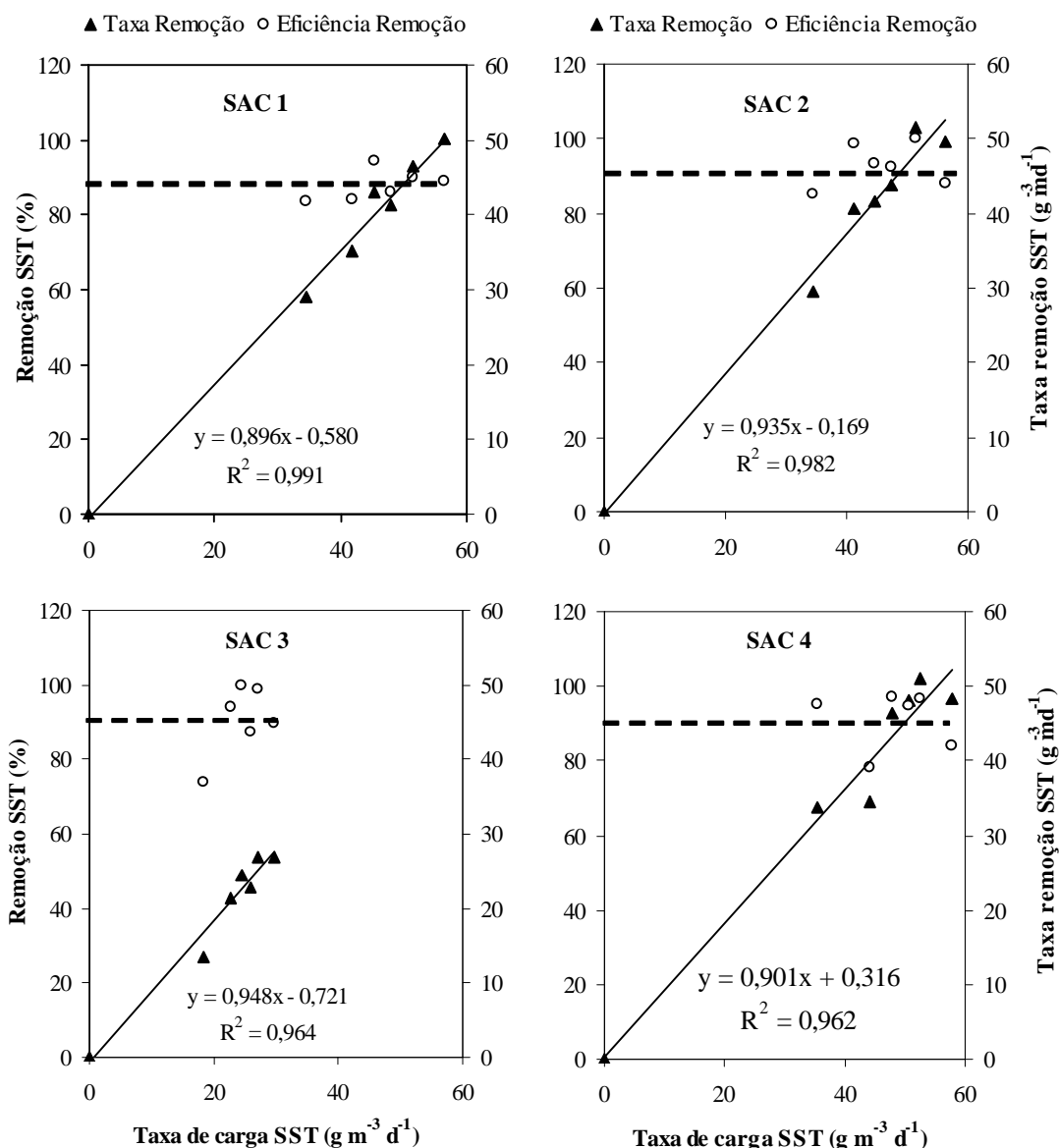


Figura 32 - Variação nas taxas de remoção ( $g\ m^{-3}\ d^{-1}$ ) e na eficiência de remoção (%) de SST, em função das taxas de cargas ( $g\ m^{-3}\ d^{-1}$ ) aplicadas.

Na Figura 33 está apresentada a variação na eficiência de remoção de SST em função das taxas de carga de SST, tomando-se por base a área superficial do SAC ( $TC_A$ ), aplicadas durante as fases de operação avaliadas.

Verifica-se não ter havido diferença expressiva na posição das curvas de tendência da eficiência em função das  $TC_A$  de SST aplicadas. Houve pequena diferença entre as curvas do SAC 1 e SAC 2. A curva de tendência deste último sistema ficou posicionada acima da anterior, embora não se possa observar diferenciação clara entre o nível de eficiência dos SACs.

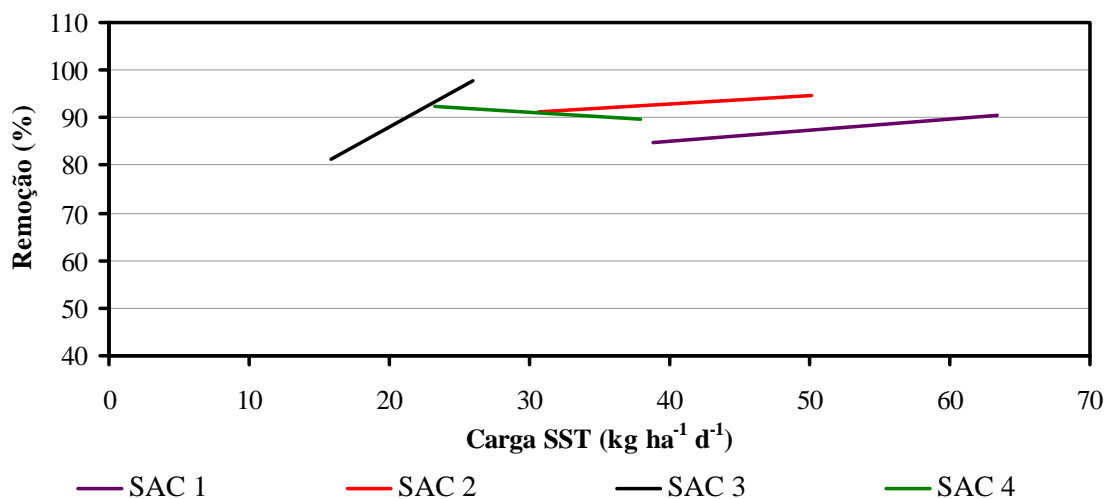


Figura 33 - Efeito de taxas de carga, com base na área superficial do SAC ( $\text{kg h}^{-1} \text{d}^{-1}$ ), sobre a eficiência de remoção (%) de SST.

#### b) Efeito do tempo ( $t$ ) sobre a remoção de SST

Nas Figuras 34 e 35, estão apresentados os resultados das concentrações de sólidos suspensos totais (SST) no líquido residente, ao longo dos SACs, em função dos tempos de residência hidráulica nominal avaliados.

Os resultados de concentrações efluentes de SST, apresentados nestas figuras foram obtidos para tempo ( $t$ ) nominal de 0 (zero) a 1,876 dias nos SACs, 1, 2 e 4, e de 0 (zero) a 3,752 dias, no SAC 3.

Os resultados de concentração de SST obtidos na Fase 2 de operação, apresentados na Figura 34, demonstram ter havido redução na concentração do líquido residente, em tratamento, com o aumento do tempo ( $t$ ) ou distância percorrida nos leitos dos SACs. Da carga de SST removida, entretanto, 80 % ocorreu nas primeiras 8 horas do tempo ( $t$ ) e, com 12 horas (menos de  $\frac{1}{3}$  do tempo ( $t$ ) de 1,9 dias), praticamente toda a remoção do SST já havia sido efetivada. Verificou-se que o incremento na eficiência de remoção de SST, a partir do tempo ( $t$ ) de 1,9 dias, no SAC 3 que operou com tempo ( $t$ ) de 3,8 dias, foi mínimo, podendo-se considerar que não houve efeito entre os dois tempos ( $t$ ) finais avaliados sobre a remoção de SST. Estes resultados são semelhantes aos obtidos por SAPKOTA e BAVOR (1994) e TUNÇSIPER et al. (2004) e evidenciaram haver predominância de remoção física de SST em SAC.

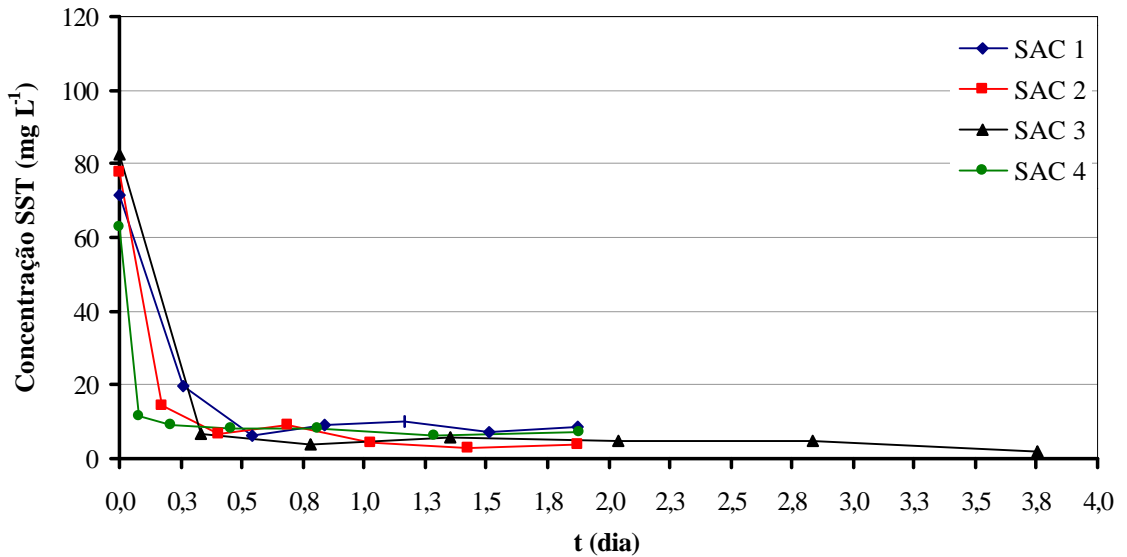


Figura 34 - Concentrações de SST ( $\text{mg L}^{-1}$ ) do líquido residente em função do tempo ( $t$ ), ao longo dos SACs, na Fase 2 de operação.

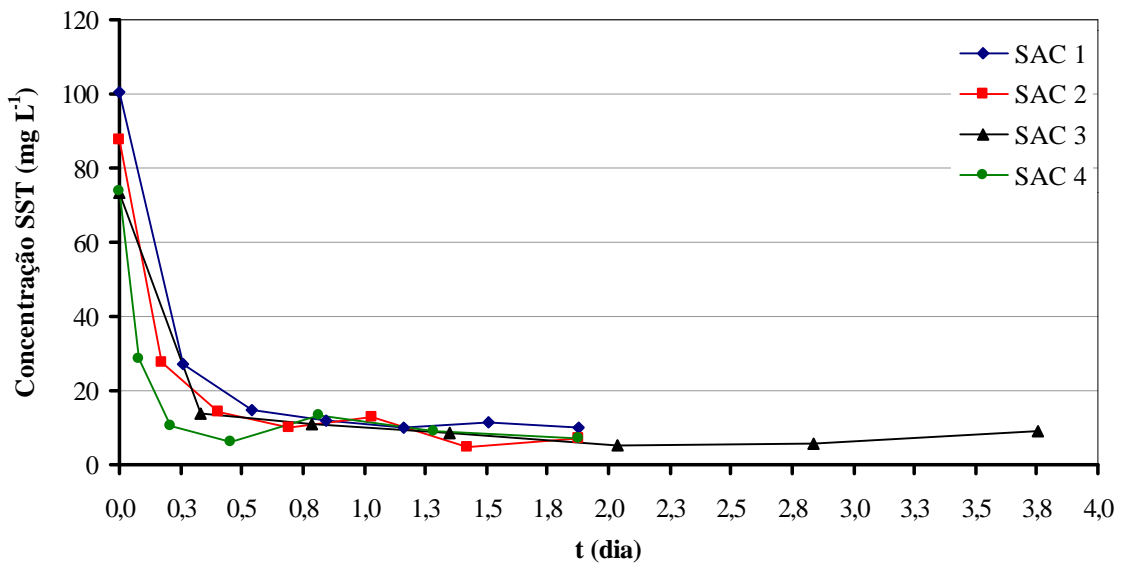


Figura 35 - Concentrações de SST ( $\text{mg L}^{-1}$ ) do líquido residente em função do tempo ( $t$ ), ao longo dos SACs, na Fase 3 de operação.

Na Fase 3 de operação do sistema (Figura 35), notou-se o mesmo comportamento de rápida remoção de SST, embora, ligeiramente mais lenta do que a obtida na Fase 2, ou seja, nas 8 horas iniciais do tempo ( $t$ ), já que apenas 75% da carga aplicada foi removida nesse tempo. Entretanto, conforme verificado na Fase 2, com menos de do tempo ( $t$ ) nominal de 1,9 dias quase toda a carga aplicada já tinha sido removida. Na Fase 3, a  $TC_V$  de SST foi um pouco superior à  $TC_V$  aplicada na Fase 2. Entretanto, não se acredita que esta diferença no tempo de remoção de SST seja devido

à diferença nos valores de  $TC_V$ , mas, aos eventos de chuvas mais intensas na Fase 3, o que proporcionou certo retardo na remoção em relação à fase anterior. Verificaram-se, também, incrementos na concentração de SST no efluente final, ao fim dos tempos ( $t$ ) avaliados em alguns SACs, o que, provavelmente, tenha sido causado pela ação de evento de chuvas, que deslocou os sólidos em suspensão, anteriormente retidos no início dos leitos dos SACs. Esta hipótese ficou comprovada pela observação de maior concentração de SST no último ponto de amostragem dos leitos, após a ocorrência de chuvas.

Na Fase 3, não houve diferença na eficiência de remoção de SST a partir do tempo ( $t$ ) de 1,9 dias, tal como observado na Fase 2. Nos SACs 1, 2 e 4, que operaram com valores de  $TC_V$  de SST semelhantes, foi observada mais rápida remoção no SAC 2, em relação ao SAC 1, e no SAC 4 em relação ao SAC 2, sendo deslocada a curva de remoção mais para esquerda, do mesmo modo que na remoção da DQO. Conforme relatado anteriormente, isto ocorreu devido à maior velocidade de avanço do fluxo na parte inicial dos leitos dos SACs com maior declividade. Este comportamento divergiu do observado por SAPKOTA e BAVOR (1994), que obtiveram redução na eficiência de remoção em função do aumento do fluxo, que variou de 8,4 a 20,0  $m\ d^{-1}$ , embora o valor máximo de fluxo utilizado pelos autores tenha sido inferior ao valor de 25,45  $m\ d^{-1}$ , registrado nos primeiros 4 m do SAC 4 (Quadro 6, item 4.4).

#### **5.2.4 - Turbidez**

Nos Quadros A-32 a A-35 (Apêndice), no Quadro 24 e nas Figuras 36 a 39 estão apresentados os valores de turbidez, em função dos tempos de residência hidráulica,  $t$  (Quadro 6, item 4.4) avaliados.

O valor de turbidez afluente, utilizado para plotagem do gráfico (Figura 36), foi obtido como valor médio das determinações efetuadas, simultaneamente, para o afluente nos quatro SACs. Os valores efluentes dos SACs 1, 2 e 4 são referentes ao tempo ( $t$ ) de 1,9 dias, enquanto o efluente do SAC 3 refere-se ao tempo ( $t$ ) de 3,8 dias. Nesta figura, onde estão plotados os valores afluentes e efluentes ao longo do período de amostragem, nas fases 2 e 3, verifica-se que os valores efluentes aumentaram da Fase 2 para a Fase 3. Este comportamento é devido aos efeitos causados pelos eventos das chuvas, que aumentaram da Fase 2 para Fase 3 e proporcionaram incremento no valor da turbidez, tal como observado para a concentração de SST, conforme relatado no item anterior. Verifica-se, também, que o valor da turbidez afluente teve incremento na sexta

amostragem, no início da Fase 3. Entretanto, o valor da turbidez efluente continuou estável, evidenciando baixa sensibilidade aos valores de turbidez de aporte aos SACs.

O valor médio de turbidez efluente, nas duas últimas fases avaliadas, foi de  $11 \pm 6$  UNT, correspondendo à eficiência de remoção média de  $80 \pm 10$  %, nos SACs 1, 2 e 4, os quais operaram com menor tempo ( $t$ ) nominal, assim como uma média de  $8 \pm 7$  UNT efluente, correspondendo à eficiência de remoção média de  $86 \pm 10$  %, no SAC 3 (Quadro 24), que operou com o dobro do tempo ( $t$ ) dos demais SACs.

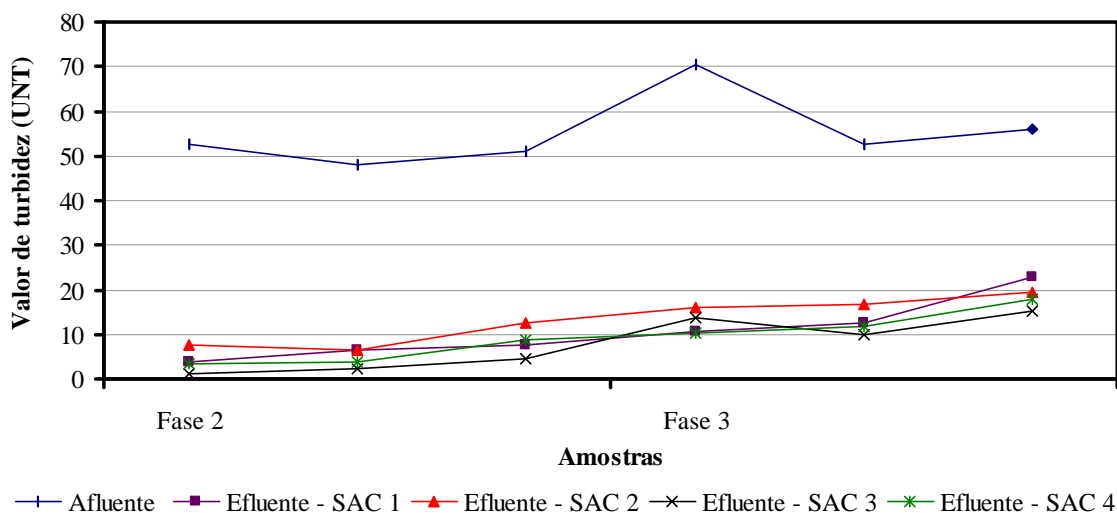


Figura 36 - Valores de turbidez (UNT) do afluente e efluente dos SACs, nas duas últimas fases de operação do sistema.

Quadro 24 - Valores percentuais (%) de eficiência de remoção de turbidez nas respectivas amostragens, nas últimas duas fases de operação do sistema

SAC	Fase 2			Fase 3			Média	Desvio-padrão
	am 4	am 5	am 6	am 7	am 8	am 9		
1	93	87	85	85	77	59	81	12
2	86	87	77	78	68	66	77	9
3	98	95	92	81	81	72	86	10
4	93	92	83	86	77	68	83	10

a) Efeito do tempo ( $t$ ) sobre a eficiência de remoção de turbidez

Nas Figuras 37 e 38 estão apresentados os resultados dos valores de turbidez no líquido residente, ao longo dos SACs, em função dos tempos de residência hidráulica

nominal avaliados. Os valores de turbidez do líquido estão representados pela média dos valores primários (Quadro A-32 a A-35, Apêndice) obtidos nas análises determinadas nas três amostragens de cada fase de operação. Os resultados de valores de turbidez efluentes foram obtidos para um tempo ( $t$ ) nominal de 0 (zero) a 1,9 dias, nos SACs 1, 2 e 4, e de 0 (zero) a 3,8 dias, no SAC 3.

Na Fase 2 (Figura 37), verifica-se rápida remoção da turbidez, no início dos SACs, do mesmo modo como foi verificado para o SST, o que já era esperado, uma vez que a turbidez na água residuária está associada à presença de sólidos em suspensão. Verificou-se, ainda que, no SAC 3, houve pequena remoção de turbidez efluente após o tempo ( $t$ ) de 1,9 dias.

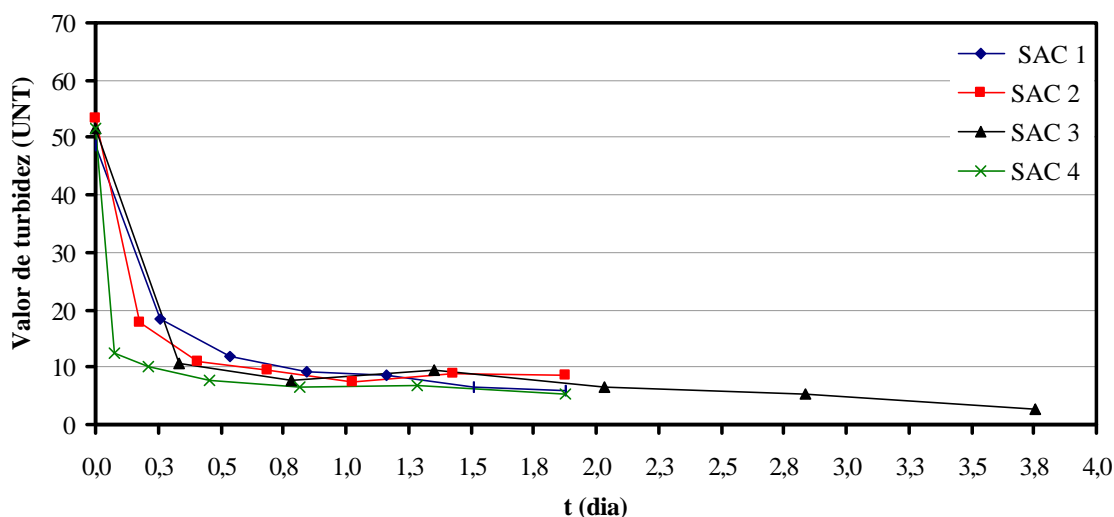


Figura 37 - Valores de turbidez (UNT) do líquido residente em função do tempo ( $t$ ), ao longo dos SACs, na Fase 2 de operação.

Na Fase 3 (Figura 37), observa-se a ocorrência de retardo na remoção da turbidez do líquido, em relação à fase anterior e, ainda, pequena tendência de aumento no valor de turbidez no efluente final, ao término dos  $t$  avaliados, tal como observado em relação aos SST. Conforme relatado anteriormente, os eventos de chuvas deslocaram os sólidos em suspensão para a porção final dos SACs, aumentando, conseqüentemente, a turbidez do líquido. No entanto, o atraso na remoção da turbidez e o incremento no efluente final, na Fase 3, foram mais expressivos que para os SST. Isto, provavelmente, seja devido ao processo de quantificação da turbidez, que pode ter se apresentado menos preciso do que o processo utilizado na quantificação de SST.

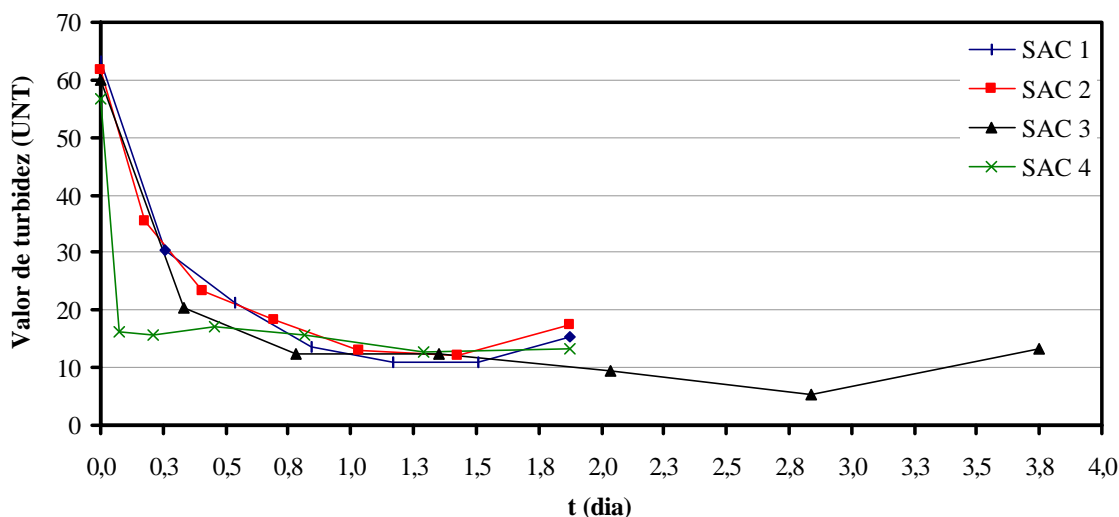


Figura 38 – Valores de turbidez (UNT) do líquido residente em função do tempo ( $t$ ), ao longo dos SACs, na Fase 3 de operação.

### 5.2.5 - Nitrogênio total

No Quadro A-36 (Apêndice), nos Quadros 25 a 28 e nas Figuras 39 a 42 estão apresentados os valores dos resultados de N-Total para as taxas de cargas (TC) de N-Total e os tempos de residência hidráulica –  $t$  nominais (Quadro 6, item 4.4) avaliados.

Na Figura 38, observa-se que a concentração de N-Total afluente apresentou certa variação, mas sempre seguindo a tendência de aumento com o aumento das TCO aplicadas. As concentrações efluentes também variaram, basicamente, na mesma ordem de grandeza das concentrações afluentes, de maneira a expressar sensibilidade a estas.

As concentrações de N-Total efluentes do SAC 3 permaneceram, quase sempre, inferiores às dos demais SACs que operaram com tempo ( $t$ ) menor.

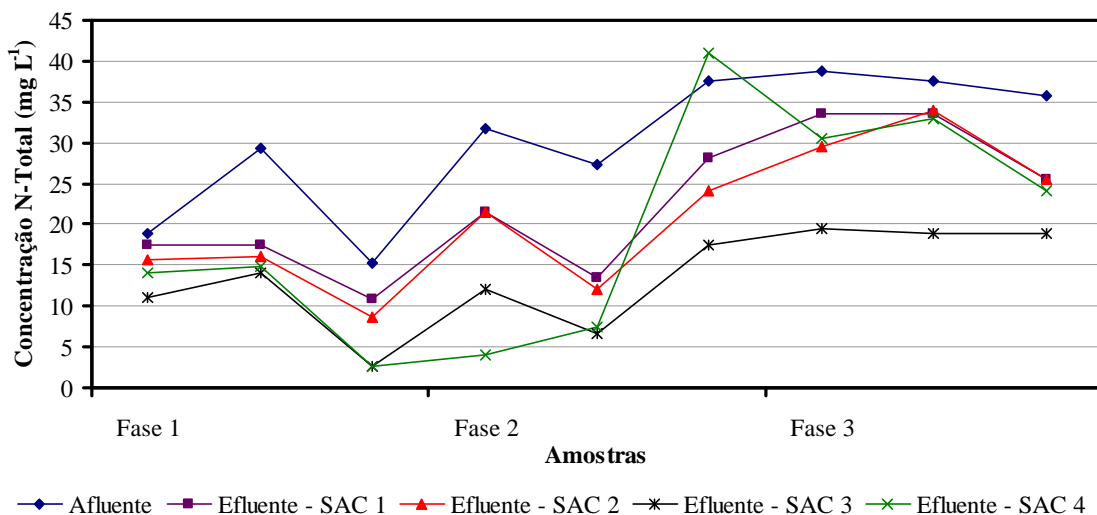


Figura 39 - Concentração de N-Total ( $\text{mg L}^{-1}$ ) no afluente e efluente dos SACs, nas três fases de avaliação.

Verificou-se incremento mais acentuado nas concentrações efluentes, a partir da sexta amostragem, no final da Fase 2, principalmente nos SACs 1, 2 e 4. No SAC 4, verificou-se a ocorrência de liberação de N-Total do sistema. O SAC 3 não apresentou aumento brusco, tal como observado nos outros SACs, o que talvez esteja associado ao fato de este SAC ter sido operado com a menor  $\text{TC}_V$  de N-Total. Não se pode creditar esta redução de eficiência na remoção de N-Total, somente, ao aumento da  $\text{TC}_V$  de N-Total aplicada na Fase 3, nem ao efeito da ocorrência de eventos de chuvas, conforme dito anteriormente para outros constituintes da água residuária, pois, esses efeitos manifestaram-se apenas na Fase 3. Esta alteração no comportamento é, provavelmente, devido à remoção da biomassa da macrófita porque coincidiu com o período de remoção desta, visto que, na sexta amostragem, a biomassa tinha sido recentemente removida (há 7 dias). Inclusive, nessa amostragem no SAC 4, observou-se a liberação de nitrogênio do sistema, via efluente dos SACs. No trabalho de VALETIM (2003), também se verificou influência da remoção da biomassa sobre a remoção de nitrogênio amoniacal. Sabe-se que a remoção de nitrogênio pela biomassa é baixa. Mas, logo após o corte das plantas, a vegetação encontrava-se retomando sua rebrota e, conseqüentemente, a capacidade de absorção encontrava-se reduzida; além disso, a biomassa aérea contribui também com a injeção de oxigênio atmosférico para o líquido residente e, conseqüentemente, com a transformação do N orgânico em nitrato, possibilitando, posteriormente, a ocorrência da desnitrificação em meio redutor, sabidamente presente nos SACs. Neste trabalho, a partir da remoção da biomassa e do aumento de volume das precipitações, verificou-se ligeira redução no potencial redox do

efluente em tratamento (Quadro 16 a 19, item 5.1.4, inciso c), evidenciando redução do oxigênio dissolvido no meio.

A redução na eficiência de remoção de N-Total também foi, coincidentemente, verificada, quando a temperatura do efluente sofreu significativo incremento (Figura 11, item 5.1.1). Isto vem a corroborar as observações de KUSCHK et al. (2003), que encontraram decréscimo no processo de nitrificação em SAC, quando a temperatura do líquido residente excedeu 15° C, bem como de JING e LIN (2004) que, também, observaram decréscimo de eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal com o acréscimo da temperatura, em sistema alagado. Esse efeito de temperatura observado pelos autores, entretanto, é contraditório aos efeitos desta variável sobre a nitrificação (REED et al., 1995; MYROLD, 1999; MOREIRA & SIQUERIA, 2002), sendo provável que a diminuição na eficiência de remoção de N-Total, observada no presente trabalho, seja devida principalmente à influência de outra variável biogeoquímica e não, necessariamente, à temperatura.

Nos SACs 1, 2 e 4, operados com tempo (*t*) de 1,9 dias e em todas as fases de operação, a concentração efluente média de N-total foi de 21±10 mg L<sup>-1</sup>, com eficiência de remoção média de 33±22 %. No SAC 3, que operou com o dobro de tempo (*t*), a concentração efluente média foi de 13±6 mg L<sup>-1</sup>, com eficiência de remoção média de 57±14% (Quadro 25). Estes resultados são compatíveis com os obtidos por TUNÇSIPER et al. (2004) que observaram eficiência média de remoção de 45% para N-Total, com tempo (*t*) variando de 0,75 a 2,93 dias, em SAC.

Quadro 25 - Valores percentuais (%) de eficiência de remoção de N-Total nas respectivas amostragens, nas três fases avaliadas de operação do sistema

SAC	Fase 1			Fase 2			Fase 3			Média	Desvio-padrão
	am 1	am 2	am 3	am 4	am 5	am 6	am 7	Am 8	am 9		
1	8	40	29	32	51	25	13	11	29	26	13
2	17	45	43	32	56	36	24	10	29	32	15
3	42	52	82	62	76	53	50	50	47	57	14
4	26	50	82	87	73	-9	21	12	32	42	38

Comparando, isoladamente, as eficiências de remoção obtidas nos SACs 1, 2 e 4, verifica-se que, possivelmente, tenha havido influência da superfície relativa na eficiência de remoção de N-Total, pois, os SACs 1, 2 e 4, com crescente razão de área/volume (Quadro 21, item 5.2.1, inciso a) e decrescentes, respectivos de  $TR_A$  (Quadro 28, inciso a), apresentaram, na mesma ordem, maior eficiência de remoção, conforme se observa no Quadro 25.

Da fração de N-Total removido do sistema, o valor de nitrogênio removido pela biomassa foi baixo. No período de avaliação da biomassa, houve aporte de 60,28 kg de N-Total ao sistema, via aplicação de água residuária, sendo que, deste total, apenas 1,02 kg foi removido pela biomassa, valor equivalente a 1,69 % do total (Quadro 26). Este valor representa uma taxa de remoção de  $10,6 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$  de nitrogênio, valor este, compatível com os apresentados por MANDER et al. (2004), que quantificaram remoção de 7,4 a  $18,9 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$  de N, pelas macrófitas no SAC.

Quadro 26 - Valores de aporte e de remoção de nutrientes dos SACs pela *Typha sp* no período de avaliação da biomassa

Categorias	N-Total	P-Total	Potássio	Sódio
Carga de aporte (kg)	60,28	11,50	33,24	73,39
Massa removida (kg)	1,02	0,19	1,64	0,54
Eficiência de remoção (%)	1,69	1,64	4,94	0,74
Acúmulo na biomassa em relação à matéria seca ( $\text{dag kg}^{-1}$ )	1,50	0,28	2,42	0,80

Neste trabalho, o acúmulo de N-Total na matéria seca da *Typha sp* foi de  $1,50 \text{ dag kg}^{-1}$ , apresentando-se igual ao valor obtido por BRASIL et al. (2003), que avaliaram o desempenho de sistema alagado natural, vegetado com *Typha sp.*, no tratamento de água residuária da despolpa do fruto do cafeeiro.

Outra fração que, teoricamente, poderia ter sido desprezível na remoção de nitrogênio nos SACs é a perda por volatilização de amônia ( $\text{NH}_3$ ). Entretanto, como o pH da água residuária no sistema manteve-se próximo à neutralidade, ou seja, afluente ( $7,23 \pm 0,17$ ) e efluente ( $7,12 \pm 0,22$ ) (Quadro A-10, Apêndice), espera-se que a volatilização de  $\text{NH}_3$  seja pequena, pois, conforme Kadlec e Knight (1996), reportado por MANDER et al. (2004), essas perdas tornam-se significativas sob valores de  $\text{pH} > 9$ , embora, segundo U.S. EPA (1978), o efluente primário de tanque séptico contenha o

nitrogênio, em sua maior parte, na forma amoniacal ( $\text{NH}_3+\text{NH}_4^+$ ) (concentração de 28 a 34  $\text{mg L}^{-1}$ ) e somente de 0 a 0,9  $\text{mg L}^{-1}$  na forma de nitrato. Por outro lado, POACH et al. (2002), que trabalharam com sistema alagado de fluxo superficial no tratamento de efluente de lagoa anaeróbia, usada no tratamento de água residuária da suinocultura, cujo efluente tinha concentração de nitrogênio amoniacal superior a 82 % do N e o pH variava de 7,1 a 7,3 no líquido residente, demonstraram que de 12 a 28 % do N-Total foram removidos por volatilização de nitrogênio, na forma de  $\text{NH}_3$ .

Uma grande fração de nitrogênio removida do efluente pode ter ocorrido em razão do acúmulo de nitrogênio orgânico no meio-suporte, na biomassa de rizomas e raízes de plantas e devido, ainda, à imobilização pelos microrganismos. Segundo MANDER et al. (2004), essas vias de remoção contribuiriam com 11% a 18% da remoção de N-Total em SAC, durante um período de 2 anos. O restante da fração removida ocorreu, provavelmente, por meio da desnitrificação, posto que, em condições mais desfavoráveis à desnitrificação do que as encontradas no presente trabalho, em efluente com nível de nitrato não detectável e em condições mais reduzidas (potencial redox entre -370 a -338 mV), o balanço de remoção de nitrogênio (N) evidenciou que a maior fração de N removida ocorreu por desnitrificação (GARCIA et al., 2004b). No entanto, é provável que os resultados de pesquisa que creditam parte da remoção ao processo de desnitrificação estejam incluindo, nessas perdas, aquelas referentes à volatilização da amônia  $\text{NH}_3$ , considerando que parte significativa do N removido no SAC pode ocorrer por este processo, mesmo em pH próximo à neutralidade, conforme resultados obtidos por POACH et al. (2002).

#### a) Efeito de taxa de carga sobre a TR e eficiência de remoção de N-Total

Na Figura 40, estão apresentadas as variações na taxa de remoção volumétrica -  $\text{TR}_V$  ( $\text{g m}^{-3} \text{d}^{-1}$ ) e na eficiência de remoção de N-Total (%), ambas em função das taxas de carga volumétrica,  $\text{TC}_V$  ( $\text{g m}^{-3} \text{d}^{-1}$ ) aplicadas.

Verifica-se que não houve relação definida entre as variáveis  $\text{TC}_V$  (variação de 10 a 24  $\text{g m}^{-3} \text{d}^{-1}$ ) (Quadro 27) e a  $\text{TR}_V$  de N-Total (Quadro A-38, Apêndice) nos SACs 1, 2 e 4. No SAC 3, verificou-se razoável relação linear positiva ( $R^2 = 0,79$ ) e ajuste da equação linear aos dados experimentais. No entanto, neste SAC, a  $\text{TC}_V$  de N-Total ficou em torno da metade (6 e 12  $\text{g m}^{-3} \text{d}^{-1}$ ) do valor aplicado nos demais SACs. Resultados semelhantes aos obtidos no SAC 3 foram relatados por: LIN et al. (2002), que trabalharam com  $\text{TC}_A$  de N-Total relativamente baixa ( 7,5  $\text{kg ha d}^{-1}$ ), TUNÇSIPER et

al. (2004), que trabalharam com  $TC_A$  de N-Total máxima de  $12 \text{ kg ha d}^{-1}$ , valor este próximo ao aplicado no SAC 3 no presente trabalho, que foi de 3 a  $11 \text{ kg ha d}^{-1}$  (Quadro 28) e KUSCHK et al. (2003) que também obtiveram relação linear positiva entre as variáveis  $TC_A$  e  $TR_A$ , apenas em dois trimestres do ano. Entretanto, esses últimos autores trabalharam com  $TC_A$  de 6 a  $18 \text{ kg ha d}^{-1}$  (estimado), que foi ligeiramente superior às aplicadas no SAC 3. Esses resultados sugerem que essas variáveis só apresentam relação positiva, somente, quando seus valores são mais baixos, assim como, no caso de valores mais elevados, pode ter havido limitações de remoção de N-Total, conforme observado nos SACs que operaram com maiores  $TC_V$  de aplicação (Quadro 37). É provável que, nesta situação, os SACs 1, 2 e 4 tenham operado na condição de saturação de N-Total e o SAC 3, que apresentou relação linear positiva entre as  $TC_V$  e  $TR_V$ , reação de 1ª ordem para remoção de N-Total. Verificou-se não haver relação entre as  $TC_V$  aplicadas nos quatro SACs e a remoção de N-Total. Tais resultados de remoção de nitrogênio evidenciam que as taxas de remoção podem ser crescentes com as taxas de cargas aplicadas, embora haja redução na eficiência de remoção a partir de certos níveis de cargas de aporte.

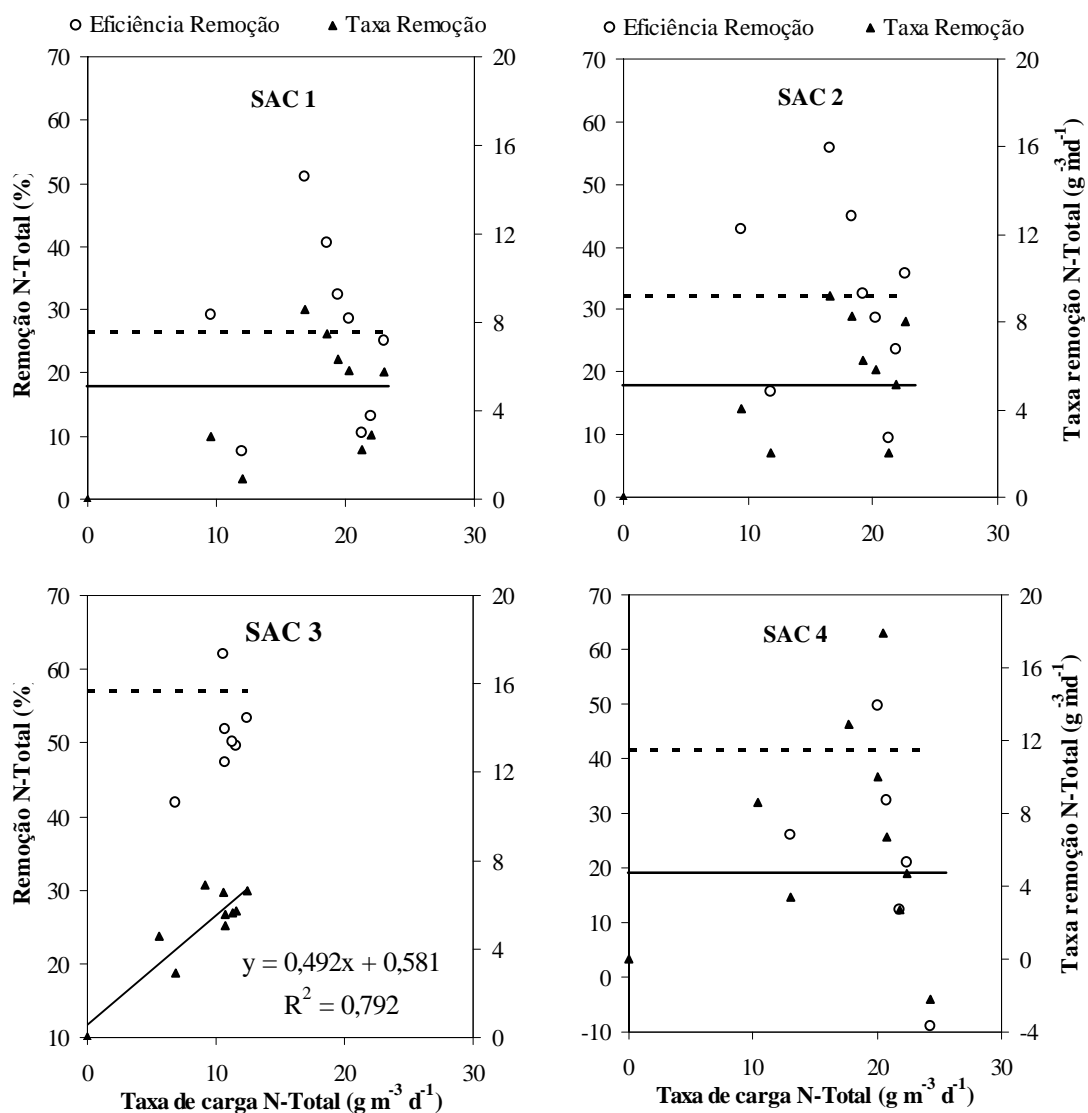


Figura 40 - Variação de taxas de remoção ( $\text{g m}^{-3} \text{d}^{-1}$ ) e da eficiência de remoção (%) de N-Total em função das taxas de cargas ( $\text{g m}^{-3} \text{d}^{-1}$ ) aplicadas.

Quadro 37 - Valores de taxas de carga volumétrica,  $\text{TC}_V$  de N-Total ( $\text{g m}^{-3} \text{d}^{-1}$ ) aplicadas e mensuradas nas respectivas amostragens, nas três fases de operação do sistema

SAC	Fase 1			Fase 2			Fase 3		
	Am 1	am 2	am 3	am 4	am 5	am 6	am 7	am 8	am 9
1	12	19	10	19	17	23	22	21	20
2	12	18	10	19	16	23	22	21	20
3	7	11	6	11	9	12	12	11	11
4	13	20	10	21	18	24	22	22	21

Quadro 28 - Valores de taxas de carga por unidade de área superficial do SAC,  $TC_A$  de N-Total ( $kg\ ha^{-1}\ d^{-1}$ ), aplicadas e mensuradas nas respectivas amostragens, nas três fases de operação do sistema

SAC	Fase 1			Fase 2			Fase 3		
	Am 1	am 2	am 3	am 4	am 5	am 6	am 7	am 8	am 9
1	13	21	11	22	19	26	25	24	23
2	10	16	8	17	15	20	19	19	18
3	6	9	5	9	8	11	10	10	9
4	9	13	7	14	12	16	15	14	14

Na Figura 41 está apresentado o resultado de variação da eficiência na remoção de N-Total, em função das taxas de carga por unidade de área superficial do SAC ( $TC_A$ ), aplicadas nas fases de operação avaliadas.

Do mesmo modo observado para a DQO, verificou-se a tendência de os SACs com menor  $TC_A$  apresentarem maior eficiência na remoção de N-Total, de acordo com as linhas de eficiência plotadas no gráfico da Figura 41 e Quadro 25, evidenciando a influência da área superficial do SAC sobre a remoção desse constituinte da água residuária. Tal influência ocorreu devida, provavelmente, à maior transferência de oxigênio por processo de difusão da atmosfera para o líquido residente, propiciando, conseqüentemente, maior disponibilidade deste elemento e, conseqüentemente, possibilitando a nitrificação do nitrogênio amoniacal presente em microssítios, na região da rizosfera e em seqüência, ocasionando o fenômeno da desnitrificação em regiões anaeróbias circundantes à rizosfera.

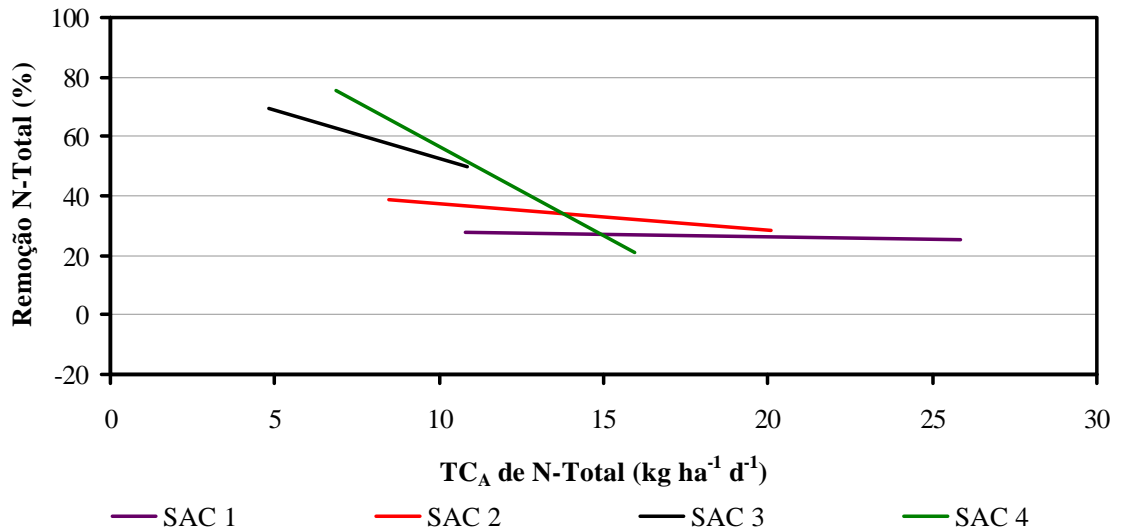


Figura 41 - Efeito de taxas de carga por unidade de área superficial do SAC (kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>) sobre a eficiência de remoção (%) do N-Total.

b) Efeito do tempo ( $t$ ) sobre a remoção de N-Total

Na Figura 42 está apresentado o resultado das concentrações de N-Total no efluente final (Quadro A-36, Apêndice) para os tempos ( $t$ ) nominais avaliados (Quadro 6, item 4.4). Nesta figura, verifica-se que, com exceção das amostragens 3 e 4, as concentrações efluentes no SAC 3, com tempo ( $t$ ) de 3,8 dias, sempre se apresentaram inferiores às dos demais SACs, principalmente, do final da Fase 2 até o final do período de avaliação, quando a biomassa estava em estágio de restabelecimento, uma vez que sua parte aérea tinha sido removida. Assim sendo, pode-se considerar que a variável tempo ( $t$ ) é muito importante para a remoção do N-Total de águas residuárias tratadas em SACs, concordando com resultados apresentados em literatura especializada (WPCF, 1990; REED et al., 1995; TUNÇSIPER et al., 2004), ao contrário do verificado para a DQO, turbidez e SST.

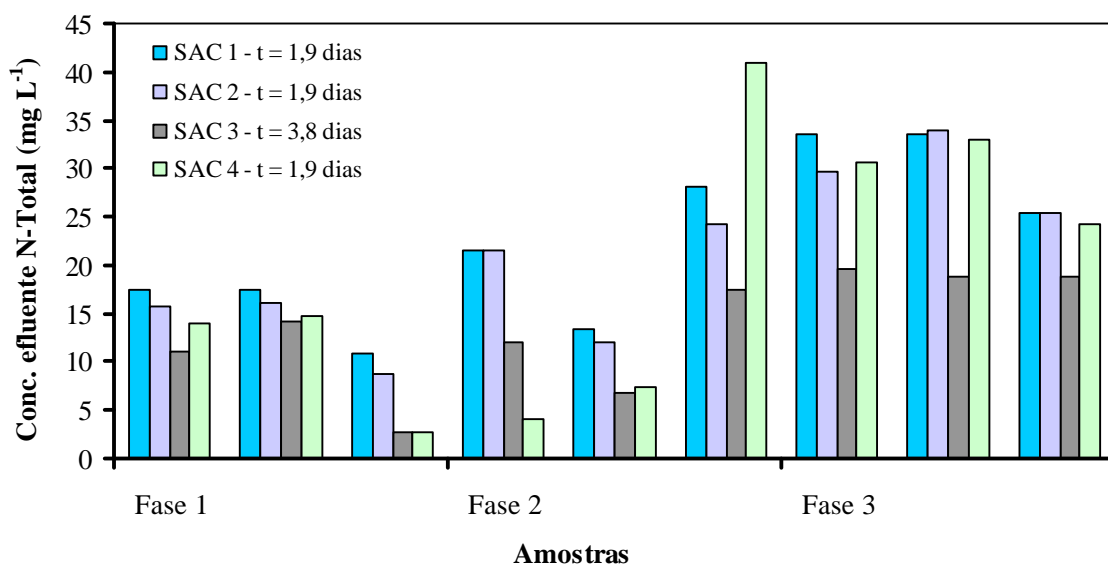


Figura 42 - Efeito dos  $t$  nominais avaliados na concentração efluente de N-Total ( $\text{mg L}^{-1}$ ).

### 5.2.6 - Fósforo total

Nos Quadros A-39 a A-42 (Apêndice), Quadro 29 e Figuras 43 a 46 estão apresentados os valores de fósforo total para as taxas de cargas (TC) de P-Total e os tempos de residência hidráulica –  $t$  nominais (Quadro 6, item 4.4) avaliados.

Na Figura 43, verifica-se que a concentração de P-Total afluente seguiu a tendência de incremento das TCO aplicadas nas três fases de operação. As concentrações efluentes seguiram a mesma tendência de variação nas afluentes, evidenciando a sensibilidade do sistema às taxas de aporte de fósforo. Este comportamento assemelhou-se àqueles obtido por LIN et al. (2002), os quais trabalharam com água residuária de aquicultura e obtiveram relação linear positiva entre as concentrações efluentes de fosfato e as taxas de cargas de fósforo (P).

Verifica-se, também, que na sétima amostragem foram registradas as maiores  $\text{TC}_v$  de P-Total, bem como as maiores concentrações efluentes. Nesta amostragem, com exceção do SAC 2, todos os demais efluentes excederam a concentração afluente, demonstrando a ocorrência de liberação de P-Total do sistema. Não há uma causa clara para este comportamento, mas existem várias hipóteses para explicar esta ocorrência. A primeira considera que, neste estágio, a vegetação tenha liberado maior quantidade de fósforo solúvel, por meio da decomposição de rizomas e raízes, pois, nesse período a biomassa fora removida e muitos rizomas entraram em decomposição. A segunda é que, concomitantemente com a maior  $\text{TC}_v$  de P-Total aplicada, pode ter ocorrido dissolução de P acumulado anteriormente no sedimento, pois, nesta amostragem, os valores do

potencial redox indicavam condição de maior redução no meio (Quadro 16 a 19, item 5.1.4, inciso c). A terceira é que, como as amostras de afluentes e efluentes foram coletadas simultaneamente, há possibilidade que as cargas aportadas há dois dias fossem mais altas, pois, as concentrações efluentes representam afluentes que entraram no sistema há dois dias. A remoção de P-Total na Fase 3 foi comprometida, principalmente nas amostragens 7 e 8, o que pode ser creditado, provavelmente, à ausência da biomassa aérea da vegetação, que reduzia a capacidade de absorção pelas plantas, além da ocorrência de chuvas no período, as quais proporcionaram redução no potencial redox.

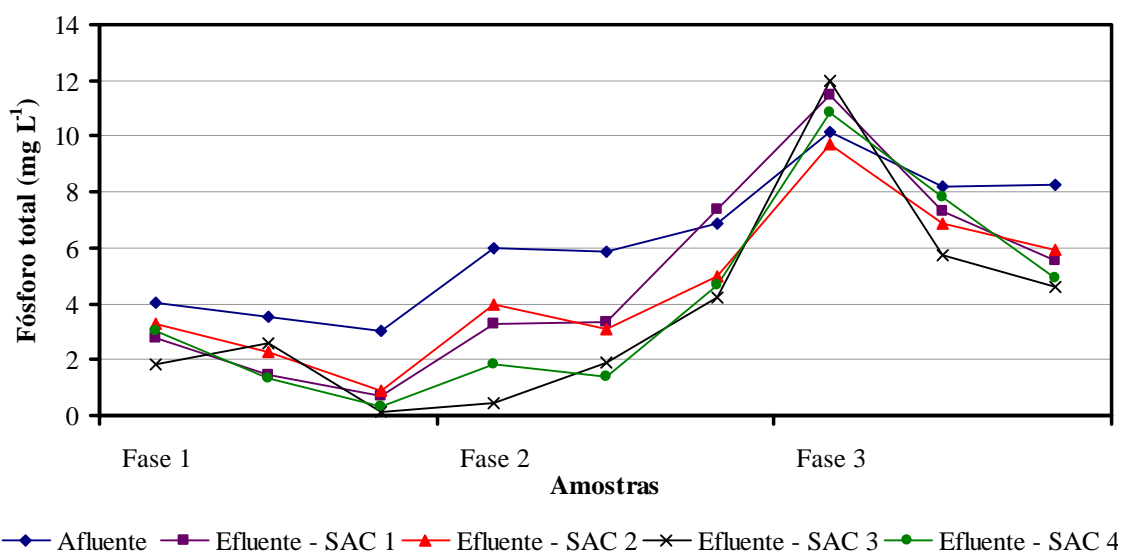


Figura 43 - Concentração de P-Total ( $\text{mg L}^{-1}$ ) no afluente e efluente dos SACs nas três fases de avaliação do sistema.

Nos SACs 1, 2 e 4, os quais operam com tempo ( $t$ ) de 1,9 dias, assim como em todas as fases de operação do sistema, a concentração efluente média de P-total foi de  $4,5 \pm 3,2 \text{ mg L}^{-1}$ , com eficiência média de remoção de  $35 \pm 27\%$ . No SAC 3, que operou com o dobro de tempo ( $t$ ), a concentração efluente média foi de  $3,7 \pm 3,6 \text{ mg L}^{-1}$ , com eficiência média de remoção de  $48 \pm 35\%$  (Quadro 29). Estes resultados de eficiência são superiores aos valores médios de  $23 \pm 36\%$  (estimado), obtidos por VALENTIM (2003), que trabalhou com SAC cultivado com *Typha sp.* sob  $t$  variando de 2 a 4 dias, mas assemelham-se àqueles encontrados por TUNÇSIPER et al. (2004) que 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. No Quadro 29, observa-se ainda a provável ocorrência do efeito da relação área/volume na eficiência de remoção de P-Total no SAC 4, pois, este teve o maior valor da razão área/volume (Quadro 21, item 5.2.1) e apresentou maior valor de eficiência média de remoção do que os SACs 1 e 2,

ficando com valor aproximado ao do SAC 3, que operou com metade da  $TC_V$  dos demais SACs.

Quadro 29 - Valores percentuais (%) de eficiência de remoção de P-Total nas respectivas amostragens, nas três fases de operação do sistema

SAC	Fase 1			Fase 2			Fase 3			Média	Desvio-padrão
	am 1	am 2	am 3	am 4	am 5	am 6	am 7	am 8	am 9		
1	31	59	77	46	43	-8	-13	11	32	31	30
2	19	35	71	34	47	27	4	16	28	31	19
3	56	27	97	93	67	38	-18	30	44	48	35
4	26	63	90	69	77	32	-7	4	40	44	33

Houve pequena contribuição da absorção pela biomassa aérea da macrófita na remoção de P-Total da água residuária, uma vez que, no período de avaliação da biomassa, houve um aporte de 11,50 kg de P-Total ao sistema, sendo apenas 0,19 kg removido pela biomassa, perfazendo 1,64 % de remoção por esta via (Quadro 26, item 5.2.5). A porção removida pela biomassa representou uma taxa de remoção de  $3,2 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$  de P-Total, podendo ser considerada satisfatória, uma vez que VYMAZAL (2004) reporta um valor entre 0,2 a  $6,5 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$  de P, para a macrófita *Typha spp.*

O valor da concentração de P-Total na matéria seca da *Typha sp* foi de  $0,28 \text{ dag kg}^{-1}$ , bem superior ao valor de  $0,07 \text{ dag kg}^{-1}$  obtido por BRASIL et al. (2003), que avaliaram o desempenho de sistema alagado natural, vegetado com *Typha sp.*, no tratamento de água residuária da despolpa do fruto do cafeeiro.

#### a) Efeito de taxa de carga sobre a eficiência de remoção de P-Total

Na Figura 44, estão apresentadas as variações nas taxas de remoção volumétrica,  $TR_V$  ( $\text{g m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ ) e na eficiência de remoção de P-Total (%), ambas em função das taxas de carga volumétrica  $TC_V$  ( $\text{g m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ ) aplicadas.

Observa-se que não houve nenhuma tendência de relação entre as  $TC_V$  (variação de 1,1 a  $5,9 \text{ g m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ ) e a  $TR_V$  de P-Total, em todos os SACs. Estes resultados são contrários aos obtidos por TUNÇSIPER et al. (2004), que apresentaram relação linear positiva ( $R^2 = 0,76$ ).

Quanto à relação estabelecida entre eficiência de remoção e  $TC_V$  de P-Total, verificou-se que os SACs 1 e 4 apresentaram ligeira relação negativa, com ajuste de equações lineares, com coeficientes de determinação maiores ou iguais a 0,52.

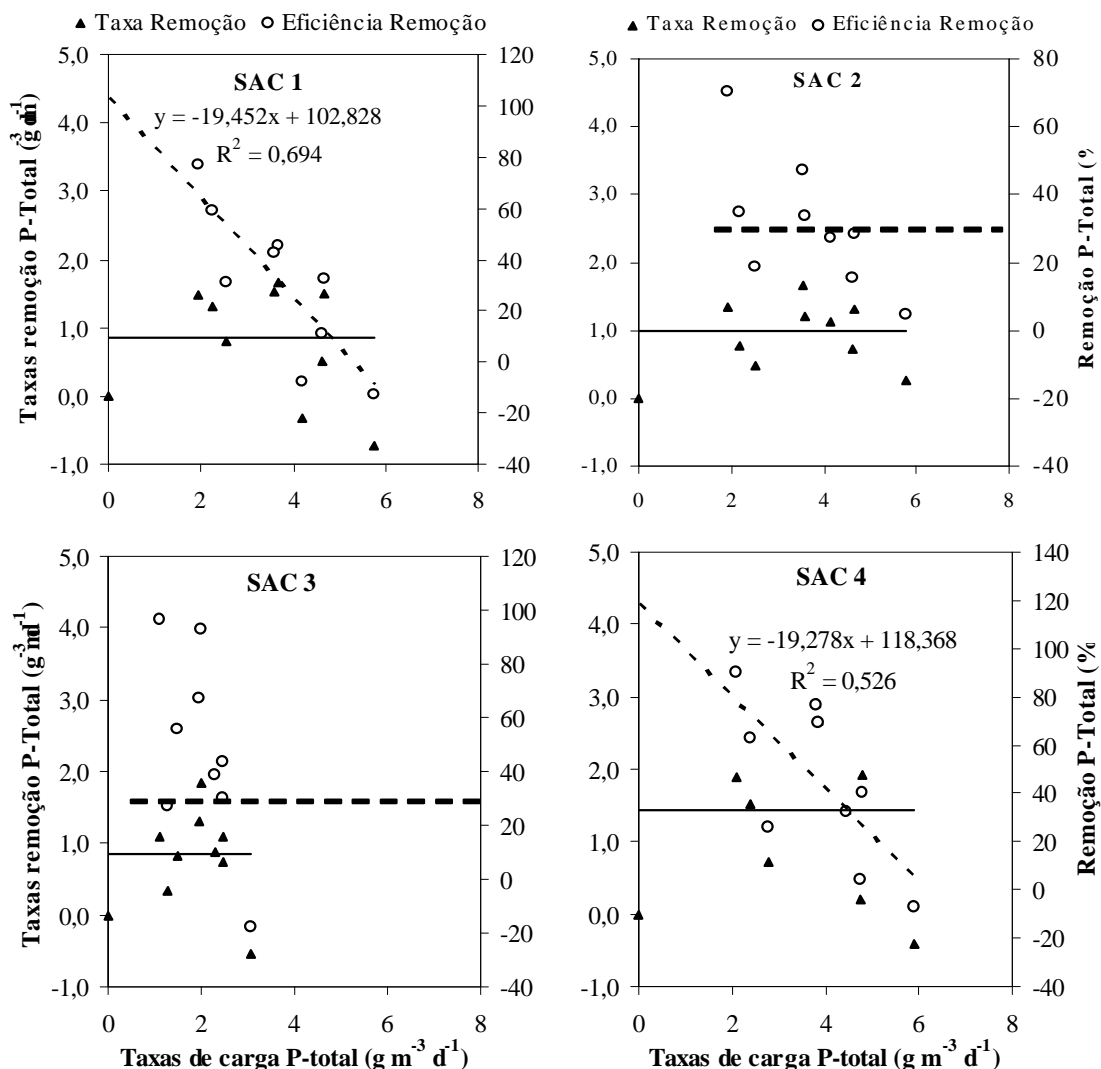


Figura 44 - Variação de taxas de remoção ( $g\ m^{-3}\ d^{-1}$ ) e da eficiência de remoção (%) de P-Total em função das taxas de cargas ( $g\ m^{-3}\ d^{-1}$ ) aplicadas.

Na Figura 45 estão apresentado o resultado na variação da eficiência de remoção em função das taxas de carga de P-Total, tomando-se por base a área superficial do SAC ( $TC_A$ ), aplicadas durante as fases de operação.

Quanto ao efeito da magnitude das  $TC_A$  (Quadro A-42, Apêndice) na eficiência de remoção de P-Total, verifica-se ligeira tendência para superioridade de eficiência nos SACs 3 e 4, cuja operação foi realizada com valores de  $TC_A$  inferiores, em relação aos SACs 1 e 2, que operaram com valores de  $TC_A$  superiores. No SAC 1, que operou com o maior valor de  $TC_A$ , observou-se a menor eficiência de remoção de P-Total.

Entretanto, não se pode estabelecer uma relação efetiva entre a magnitude das  $TC_A$  e a eficiência do sistema na remoção de P-Total.

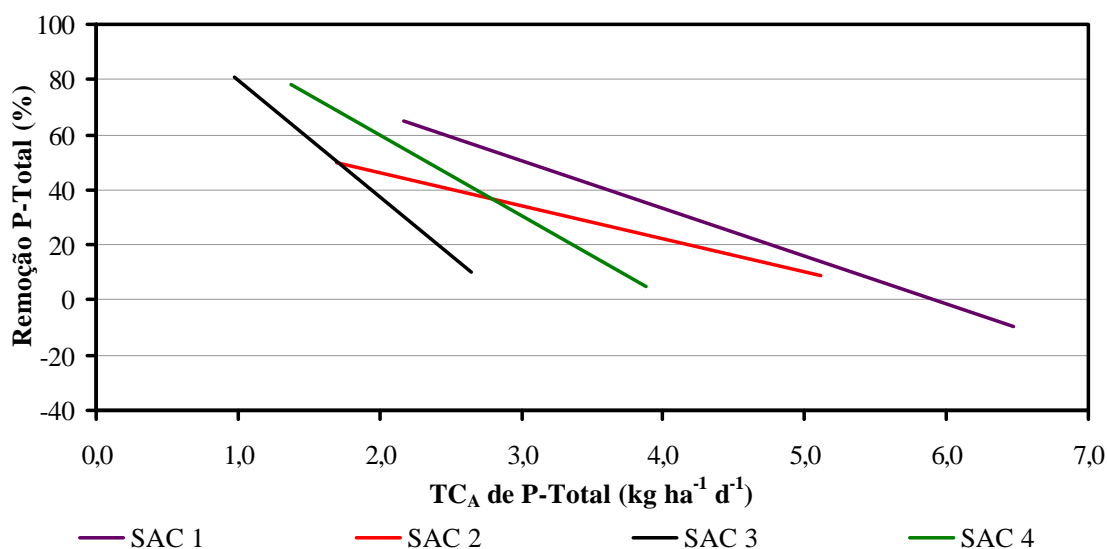


Figura 45 - Efeito de taxas de carga de P-Total por unidade de área superficial do SAC ( $kg\ ha^{-1}\ d^{-1}$ ), na eficiência de remoção (%) de P-Total.

#### b) Efeito do tempo ( $t$ ) na eficiência de remoção de P-Total

Na Figura 46 está apresentado o resultado das concentrações de P-Total no efluente final (Quadro A-39, Apêndice) em função dos  $t$  nominais avaliados (Quadro 6, item 4.4). Verifica-se que, em seis das nove amostragens realizadas durante as três fases de operação, as concentrações efluentes do SAC 3, no qual o tempo ( $t$ ) foi de 3,8 dias, foram inferiores às efluentes nos demais SACs, com tempo ( $t$ ) de 1,9 dias. No entanto, em duas amostragens, as concentrações efluentes do SAC 3 foram superiores às dos demais SACs.

As maiores concentrações efluentes observadas na sétima amostragem, no início da Fase 3, são devidas ao efeito da retirada da biomassa aérea da vegetação, que, além de diminuir a absorção de nutriente, possibilitou sua maior disponibilização com a decomposição de seus rizomas.

A ligeira tendência de maior remoção de P-Total no SAC 3, talvez, não signifique necessariamente efeito do tempo ( $t$ ), mas, do volume de vazios do meio-suporte, pois, este SAC teve cerca da metade da  $TC_V$  dos outros SACs. Segundo REED et al. (1995), o valor da taxa de remoção é função da área superficial do SAC e da concentração de fósforo na água residuária. Os resultados de TUNÇSIPER et al. (2004) corroboram as afirmações quanto à inexistência de relação entre a eficiência de remoção

de P-Total e o tempo ( $t$ ), evidenciando que o processo de remoção mais importante foi a retenção de sólidos no sistema.

Concordando com o sugerido por U.S. EPA (2000b), os resultados do efeito do tempo ( $t$ ) e das  $TC_V$  sobre a  $TR_V$  e a eficiência de remoção evidenciam que a efetiva remoção de fósforo em SAC é dependente da fração do fósforo, que sofre cristalização após a decomposição de plantas e pelo fósforo recalcitrante, ambos retidos no sistema.

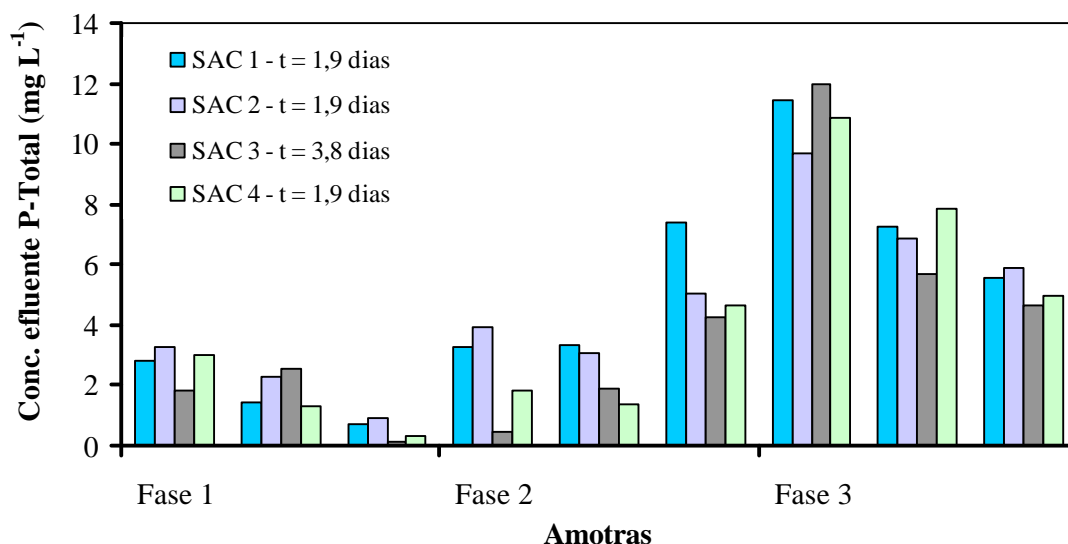


Figura 46 - Efeito dos tempos ( $t$ ) nominais avaliados sobre a concentração efluente de P-Total ( $mg L^{-1}$ ).

### 5.2.7 - Potássio

Não existe muita informação sobre o comportamento de metais alcalinos em SAC tratando águas residuárias, uma vez que estes constituintes não são atributos normalmente associados à qualidade efluente de sistema de tratamento. Todavia, o potássio e sódio estão incluídos entre os nutrientes absorvidos pelos vegetais e, por esta razão, suas concentrações devem ser, necessariamente, mensuradas.

Nos Quadros A-43 a A-46 (Apêndice), Quadro 30 e Figuras 47 a 50 estão apresentados os resultados de concentração de potássio ( $K^+$ ) para as taxas de cargas ( $TC$ ) de  $K^+$  e os tempos de residência hidráulica (Quadro 6, item 4.4).

As concentrações afluente e efluente de potássio, apresentadas na Figura 47, possibilitam verificar que a concentração afluente seguiu tendência de incremento com o aumento nos valores de TCO aplicados nas três fases de operação.

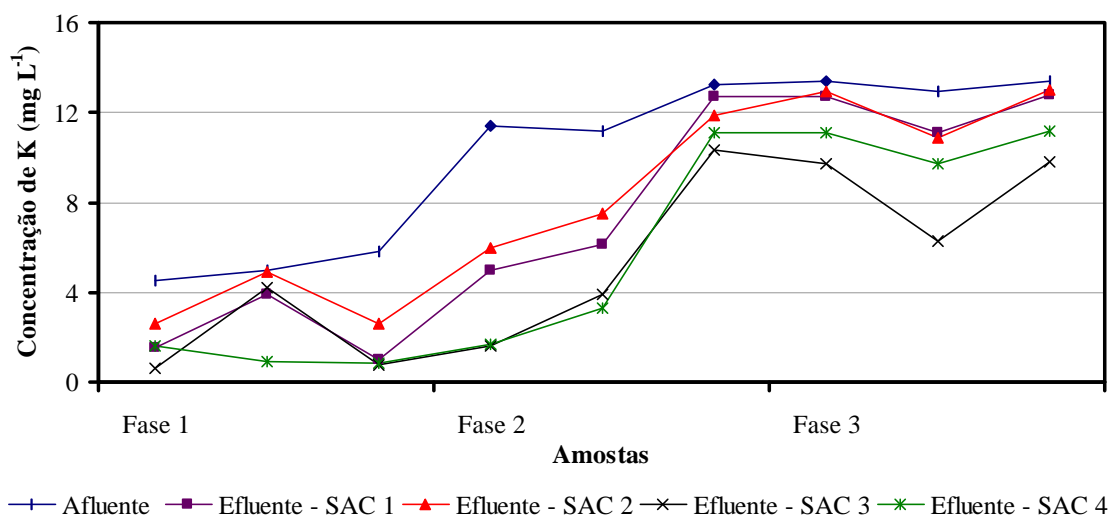


Figura 47 - Concentração de potássio ( $\text{mg L}^{-1}$ ) no afluente e efluente dos SACs nas três fases de avaliação.

As concentrações efluentes seguiram a mesma tendência de variação observada nos afluentes, denotando a sensibilidade do sistema às taxas de aporte de  $\text{K}^+$ . Considerando a alta sensibilidade do  $\text{K}^+$  e sua não-associação com material orgânico, que é passível de remoção física no meio poroso, pode-se considerar que o SAC proporcionou, relativamente, alta remoção deste nutriente. Da terceira amostragem da Fase 1 até amostragens 4 e 5, na Fase 2 de operação, houve remoção mais expressiva de  $\text{K}^+$ , sendo que este período coincidiu com a fase de florescimento da macrófita. A partir da última amostragem da Fase 2 até o final da Fase 3, observou-se incremento nas concentrações efluentes e baixa remoção do constituinte, essencialmente nos SACs 1, 2 e 4, que operaram com o dobro do valor de  $\text{TC}_V$  dos demais SACs. Nesse período, a biomassa aérea da vegetação fora removida e, conforme se pode verificar na sexta amostragem, que ocorreu aos sete dias após o corte das plantas, incremento nas concentrações efluentes. A partir da sétima amostragem, como as plantas estavam retomando a brotação, verificou-se ligeiro decréscimo nas concentrações efluentes. Este comportamento nas concentrações afluente e efluente evidenciou a participação da macrófita (*Typha sp.*) na remoção de potássio nos SACs.

Nos SACs 1, 2 e 4, nos quais o tempo ( $t$ ) foi de 1,9 dias, em todas as fases de operação do sistema, a concentração efluente média de potássio foi de  $7,1 \pm 4,7 \text{ mg L}^{-1}$ , com eficiência média de remoção de  $35 \pm 28 \%$ . No SAC 3, que operou com o dobro do tempo ( $t$ ), a concentração efluente média foi de  $5,0 \pm 4,0 \text{ mg L}^{-1}$ , com eficiência média de remoção de  $52 \pm 29 \%$  (Quadro 30). Estes resultados de remoção são melhores do que os apresentados por VYMAZAL (2004), que relatou ter obtido valor médio de  $11,7 \%$ . No

entanto, as macrófitas utilizadas pelo autor foram: *Phalaris arundinacea* e *Phragmites australis*.

Quadro 30 - Valores percentuais (%) de eficiência de remoção de potássio nas três fases de operação do sistema

SAC	Fase 1			Fase 2			Fase 3			Média	Desvio-padrão
	am 1	am 2	am 3	am 4	am 5	am 6	am 7	am 8	am 9		
1	68	15	83	57	47	5	5	14	4	33	31
2	47	0	57	48	31	11	0	17	0	23	23
3	86	21	86	86	63	22	27	51	27	52	29
4	56	82	85	85	72	14	20	24	20	51	31

Comparando, isoladamente, as eficiências médias de remoção nos quatro SACs apresentados no Quadro 30, verifica-se que, no SAC 2, que foi obtida menor eficiência de remoção, enquanto o SAC 4 apresentou valor médio muito próximo ao do SAC 3, que operou com dobro do tempo ( $t$ ) dos demais SACs. Isto evidencia uma tendência de efeito da razão área/volume (o SAC 4 apresentou o maior valor desta variável) sobre a eficiência de remoção, conforme verificado, anteriormente, para a remoção de outros constituintes. Exceção pode ser feita para o SAC 1, mas seu bom resultado de remoção pode ser devido à sua maior densidade de brotos da macrófita, conforme observado no Quadro 12 do item 5.1.1, inciso a.

No período de avaliação da biomassa, houve aporte de 33,24 kg de  $K^+$  ao sistema, sendo 1,64 kg de  $K^+$  removido pela biomassa (Quadro 26, item 5.2.5). Portanto, a remoção da biomassa aérea da macrófita contribuiu com 4,9 % da remoção de  $K^+$  aportado com água residuária, correspondendo a um acúmulo de 2,42 dag  $kg^{-1}$  de potássio na matéria seca da macrófita. Este valor foi bem superior ao de 0,82 dag  $kg^{-1}$  obtido, em *Typha sp.*, por BRASIL et al. (2003). Dentre os quatro nutrientes avaliados (N, P,  $K^+$  e Na), o potássio teve maior a remoção via biomassa, tanto em termos de taxa de remoção ( $kg\ ha^{-1}$ ) quanto em termos de percentagem removida.

Considerando que o íon  $K^+$  apresenta grande solubilidade na fase aquosa, pode-se considerar que esta remoção é devida às imobilizações temporárias do  $K^+$ , inclusive nas raízes e rizomas, pela macrófita *Typha sp.*, por incorporação ao protoplasma da biomassa microbiana, que constitui o biofilme formado junto ao meio-suporte.

a) Efeito de taxa de carga na eficiência de remoção de potássio

Na Figura 48, estão apresentadas as variações nas taxas de remoção volumétrica,  $TR_V$  ( $\text{g m}^{-3} \text{d}^{-1}$ ) e da eficiência de remoção de potássio (%), ambas em função das taxas de carga volumétrica,  $TC_V$  ( $\text{g m}^{-3} \text{d}^{-1}$ ), aplicadas.

Observa-se que não houve nenhuma relação entre as  $TR_V$  (Quadro A-45, Apêndice) e a eficiência de remoção, em relação à  $TC_V$  de potássio (variação de 2,1 a  $10,4 \text{ g m}^{-3} \text{d}^{-1}$ ) aplicada nos quatro SACs (Quadro A-44, Apêndice).

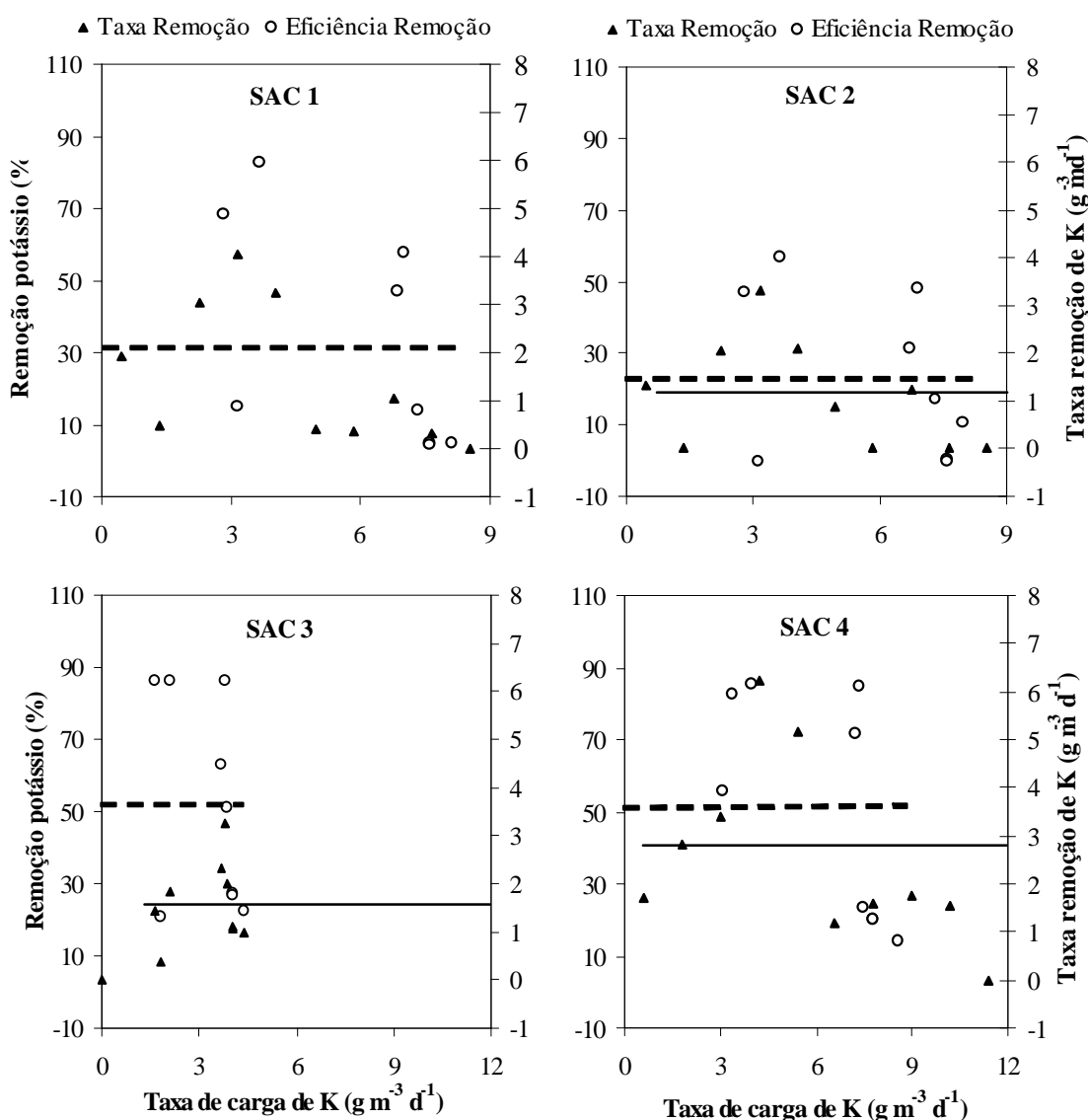


Figura 48 - Variação nas taxas de remoção ( $\text{g m}^{-3} \text{d}^{-1}$ ) e nas eficiências de remoção (%) de potássio em função das taxas de cargas ( $\text{g m}^{-3} \text{d}^{-1}$ ) aplicadas.

Na Figura 49, está apresentado o resultado da variação na eficiência de remoção de potássio em função das taxas de carga aplicadas, tomando-se por base a área superficial do SAC ( $TC_A$ ) (Quadro A-46, Apêndice), durante as fases de operação.

Quanto ao efeito da magnitude das  $TC_A$  sobre a eficiência de remoção de potássio, observa-se que a curva de eficiência de remoção nos SACs 3, que operou com o menor valor de  $TC_A$ , está posicionada ligeiramente acima da curva do SAC 4, sendo que esta, por sua vez, está posicionada ligeiramente acima da curva do SAC 2, que operou com maior valor de  $TC_A$ . Portanto, evidenciou-se a influência da área superficial dos SACs sobre a remoção de potássio.

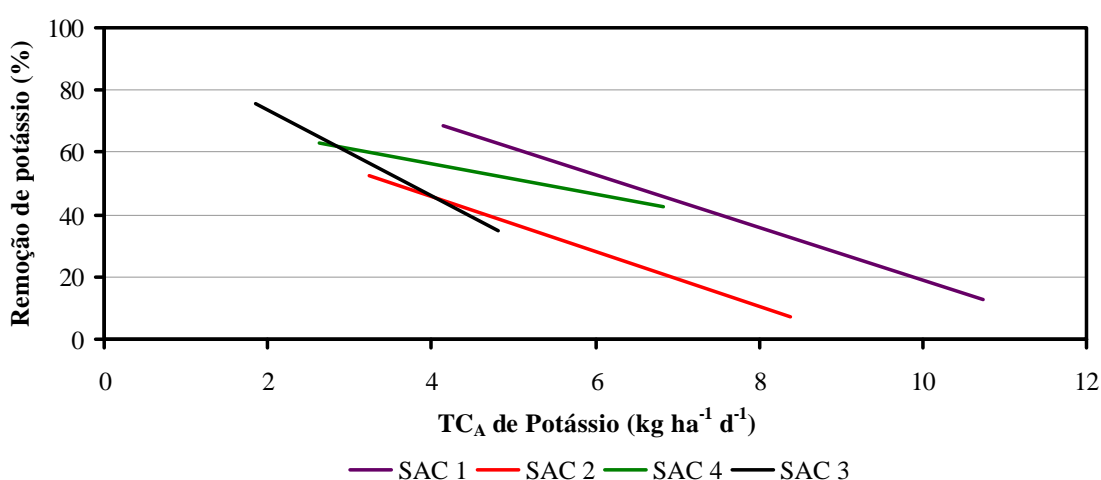


Figura 49 - Efeito de taxas de carga, tomando-se por base a área superficial do SAC ( $kg\ ha^{-1}\ d^{-1}$ ), sobre a eficiência de remoção (%) de potássio.

#### b) Efeito do tempo ( $t$ ) na remoção de potássio

Na Figura 50 estão apresentados o resultado das concentrações de potássio no efluente final (Quadro A-43, Apêndice) para os valores tempo ( $t$ ) nominais avaliados (Quadro 6, item 4.4).

Verifica-se que, em seis das nove amostragens realizadas durante as três fases de operação, as concentrações efluentes do SAC 3, no qual o tempo ( $t$ ) foi de 3,8 dias, foram inferiores às concentrações efluentes dos demais SACs com tempo ( $t$ ) de 1,9 dias, principalmente quando as  $TC_V$  de potássio foram mais elevadas (Fase 3). A ligeira tendência de maior remoção de potássio no SAC 3 talvez não signifique efeito do tempo ( $t$ ), necessariamente, do mesmo modo observado anteriormente para fósforo, mas o efeito do volume de vazios do meio-suporte e número de brotos da macrófita, pois, o

valor da  $TC_V$  de potássio neste SAC foi cerca da metade do valor da  $TC_V$  dos outros SACs.

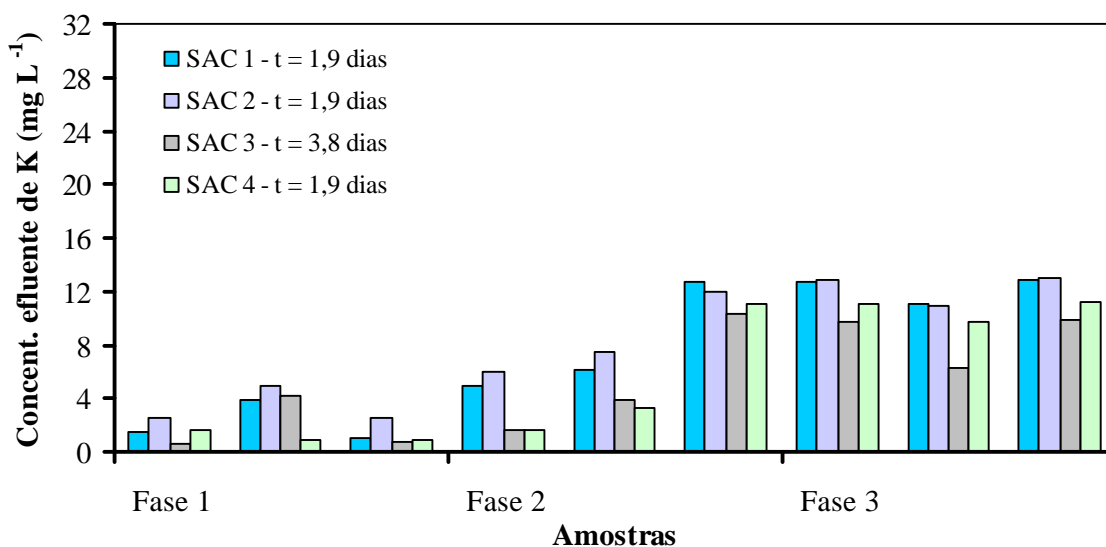


Figura 50 - Efeito dos tempos ( $t$ ) nominais avaliados sobre a concentração efluente de potássio ( $mg L^{-1}$ ).

### 5.2.8 Sódio

Nos Quadros A-47 e A-48 (Apêndice) e na Figura 51, estão apresentados os valores de concentração de sódio para as taxas de cargas (TC) de sódio (Na) e os tempos de residência hidráulica, tempo ( $t$ ) nominais (Quadro 6, item 4.3).

Nas concentrações afluente e efluente verifica-se que, com exceção das duas últimas amostragens, as concentrações de Na afluente acompanharam a tendência de incremento com aumento nos valores de TCO aplicados nas três fases de operação. Verificou-se também que, em apenas três das nove amostragens realizadas, as concentrações efluentes foram inferiores às afluentes. É provável que essas concentrações efluentes inferiores às afluentes, nas últimas duas amostragens da Fase 3, sejam devidas às diluições proporcionadas por eventos de chuvas no período (Figura 12, item 5.1.3), considerando-se que os valores de condutividade elétrica do efluente, nestas duas amostragens, estavam sempre inferiores aos do afluente (Quadro A-9, Apêndice).

Verifica-se, ainda, que as maiores concentrações efluentes em relação às afluentes ocorreram nas sexta e sétima amostragens, quando se registraram as maiores  $TC_V$  de Na aplicadas e a biomassa aérea das plantas fora removida. Nesse período, já havia brotação emitida, mas muito incipiente, de modo que as lâminas de água perdidas

podem ter sido baixas. Isso pode ser comprovado, quando se comparam os valores de CE do afluente com os do efluente dos SACs. Após o corte das plantas, nas amostragens 6 e 7, os valores de CE afluente e efluente aproximaram-se. Assim, um provável motivo para o aumento da concentração efluente seria a liberação de Na pela biomassa da macrófita em decomposição, pois, percebeu-se que alguns rizomas iniciaram o estágio de decomposição.

Este comportamento, observado para o sódio, evidencia que a macrófita pode ter tido pequena participação na imobilização do constituinte dentro do sistema, considerando-se que foram removidos 0,54 kg de Na via remoção de biomassa e que esta remoção tenha representado somente 0,74 % dos 73,39 kg de Na aportados ao sistema, no período de avaliação (Quadro 26, item 5.2.5). Entre os nutrientes avaliados (N, P, K e Na) na biomassa, o sódio apresentou maior taxa de aporte. Considerando-se que o sódio não é um nutriente essencial às plantas e que, quando presente em excesso no meio, pode vir a ser tóxico a estas, as altas concentrações presentes na água residuária é fator prejudicial ao desempenho do sistema.

Pode-se considerar que, em geral, o sódio, não foi removido no SAC, apresentando resultados piores do que os obtidos na República Tcheca por VYMAZAL (2004). Além da relativamente alta concentração presente na água residuária, os fatores que mais contribuíram para o insucesso do sistema na remoção de sódio foram a grande solubilidade, a baixa absorção pelas plantas e a pequena associação com o material orgânico, eficientemente, retido por processos físicos.

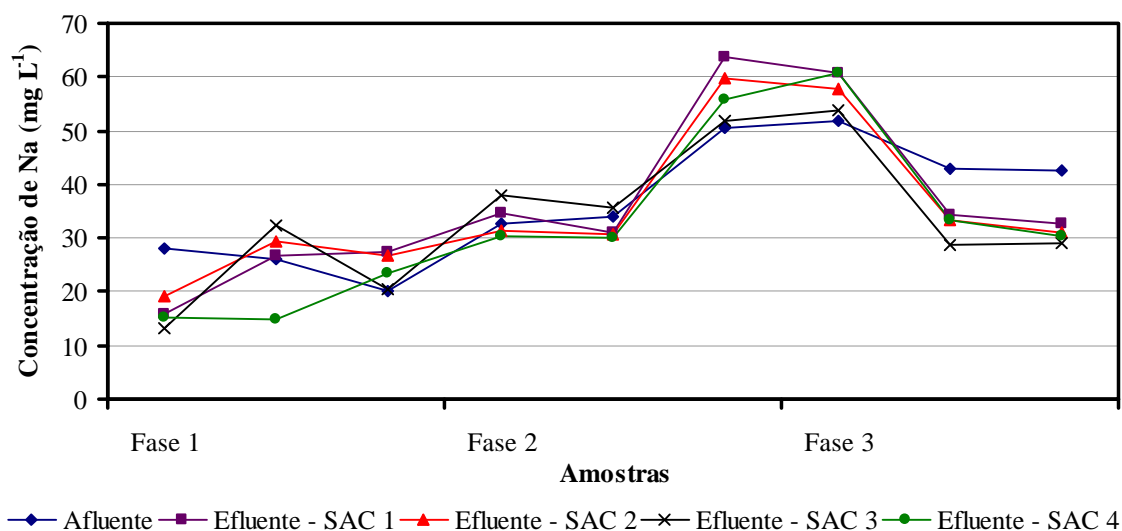


Figura 51 - Concentração de sódio (mg L<sup>-1</sup>) no afluente e efluente dos SACs nas três fases de avaliação do sistema

### 5.2.9 Coliformes total e *Escherichia coli*

No Quadro A-49 do Apêndice e no Quadro 31, estão apresentados os valores de contagem de organismos coliformes totais e *E. coli*, avaliadas nas três fases de operação do sistema.

Nos dados apresentados, verifica-se que nos SACs 1, 2 e 4, referentes ao tempo ( $t$ ) de 1,9 dias, houve redução média de 88,17% a 99,02% de coliformes totais, enquanto, no caso da *E. coli*, a redução média variou de 89,52% a 99,52%, ou seja, de menos de uma a duas unidades logarítmicas de redução nos valores efluentes em relação aos afluentes. Nos valores efluentes do SAC 3, referentes ao  $t$  de 3,8 dias, as reduções médias foram de 99,78% e 99,86% (superior a duas unidades logarítmicas) para coliformes totais e *E. coli*, respectivamente.

As reduções na carga bacteriana no SAC 3, comparadas às obtidas nos outros SACs, sugerem ter havido efeito do tempo ( $t$ ) sobre a remoção desses organismos, conforme obtido também por VALENTIM (2003), que tratou efluente doméstico de tanque séptico em SAC. No entanto, o autor não observou reduções desses organismos em tempo ( $t$ ) de 2 dias, mas, apenas no tempo ( $t$ ) entre 3 a 6 dias, bem como, com valores inferiores aos obtidos no presente trabalho para *E. coli* em tempo ( $t$ ) de 3,8 dias. Especula-se que as diferenças encontradas nos dois trabalhos estejam relacionadas à geometria dos SACs, uma vez que esse autor trabalhou com SAC, também tratando efluente de tanque séptico, mas em SAC de 4 m x 1 m, com pequeno comprimento, considerando-se a U.S. EPA (2000b) que recomenda comprimento mínimo de 15 m para o referido sistema, no tratamento de águas residuárias urbanas.

Os resultados obtidos nesta pesquisa estão condizentes com aqueles obtidos por GARCIA et al. (2003) e com os reportados em literatura especializada (U.S. EPA, 2000b), que afirmam que, em SAC produzindo efluente secundário, conseguem-se remoções em torno de duas unidades logarítmicas de coliformes fecais.

Quadro 31 - Valores médios de contagem (número mais provável) de coliformes totais e *E. coli* (NMP 100 mL<sup>-1</sup>) no afluente e efluente e de eficiência de remoção (%)

	Coliforme total			<i>E. coli</i>		
	Afluente	Efluente	Remoção	Afluente	Efluente	Remoção
SAC 1	1,E+07	7,E+05	88,17	4,E+06	7,E+04	96,56
SAC 2	1,E+07	2,E+05	90,31	4,E+06	7,E+04	89,52
SAC 3	2,E+07	3,E+04	99,78	2,E+07	8,E+03	99,86
SAC 4	9,6E+06	6,2E+04	99,02	2,2E+07	2,7E+04	99,52

### 5.3 - Modelo cinético de remoção de carga orgânica

Para o estabelecimento de um modelo cinético que atendesse ao sistema estudado, partiu-se do modelo apresentado por REED et al. (1995), ou seja,  $C_e/C_a = \exp(-K t)$ . Neste modelo, conforme apresentado na revisão de literatura, às vezes, a degradação da matéria orgânica sofre variações devido às mudanças de temperatura, que geralmente obedecem às variações propostas por Arrhenius.

A seguir apresenta-se o estudo feito para a determinação do coeficiente cinético para o presente caso.

#### 5.3.1- Efeito de temperatura

Em virtude da influência da variável temperatura sobre a cinética de degradação biológica da matéria orgânica, o resultado do efeito desta variável foi apresentado conjuntamente com os resultados de ajuste dos modelos cinéticos de remoção de matéria orgânica.

A constante de remoção da DQO, obtida com base volumétrica ( $K_V$ ) dependente da temperatura foi calculada, empregando-se a relação de 1ª ordem entre a remoção e o tempo de residência hidráulica ( $t$ ), com concepção de modelo hidráulico de fluxo em pistão (Equação 15).

$$K_V = - \frac{\left[ \ln \left( \frac{C_e}{C_a} \right) \right]}{t} \quad (\text{Eq. 15})$$

em que,  $C_e$  é a concentração efluente final;  $C_a$  é a concentração afluyente;  $K_V$  é a constante de remoção volumétrica dependente da temperatura ( $d^{-1}$ ); e tempo ( $t$ ) é o tempo de residência hidráulica (dia).

O efeito de temperatura sobre  $K_V$  foi considerado, empregando-se a equação de Arrhenius modificada (Equação 16):

$$K_V = K_{20} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (\text{Eq. 16})$$

em que,  $K_{20}$  é a constante de remoção volumétrica sob temperatura de 20°C ( $d^{-1}$ );  $\theta$  é o coeficiente de temperatura; e  $T$  é a temperatura da água (°C). Estabeleceu-se regressão polinomial de 2ª ordem para a relação entre  $\log(K_V)$  e  $(T - 20)$ , sendo obtido o coeficiente de ajuste ( $R^2$ ) aos dados experimentais.

Nos Quadros 32 e 33 e Figura 52, estão apresentados os resultados do efeito da temperatura sobre a constante de remoção da DQO, com base volumétrica ( $K_V$ ).

Nesta figura estão expressas as curvas de efeito da temperatura, obtidas da equação de regressão polinomial de 2ª ordem da relação entre  $K_V$  (Quadro 33) e  $T - 20$  (°C) (temperatura do líquido residente subtraída da temperatura de referência, 20°C). Nestas curvas, observa-se que não houve relação entre as duas variáveis, tanto nos SACs 1, 2 e 4, que operaram com o tempo ( $t$ ) de 1,9 dias, quanto no SAC 3 que operou com tempo ( $t$ ) de 3,8 dias. Estes resultados são coincidentes com os obtidos por VIMAZAL (1998) para remoção de  $DBO_5$  em SAC, que operavam na República Tcheca. No entanto, BADKOUBI et al. (1998) e TUNÇSIPER et al. (2004) observaram efeitos positivos da variável temperatura sobre a remoção de carga orgânica. Segundo LABER et al. (1999), muitas das variáveis no modelo cinético de remoção orgânica são dependentes da temperatura, tais como os coeficientes de difusão e constante de taxa de biofilme, mas que, a aparente constante de taxa de remoção,  $K$  é uma combinação e, frequentemente, exibe diferente dependência da temperatura.

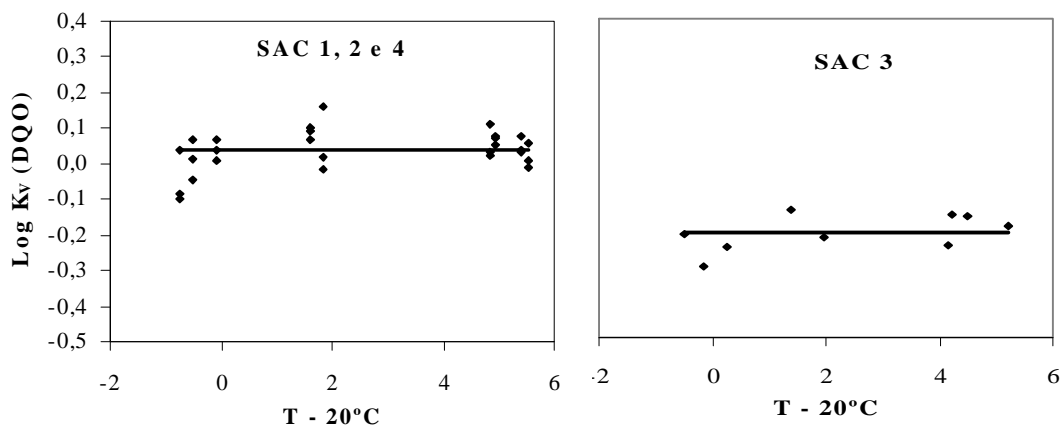


Figura 52 - Plotagem dos valores de  $\text{Log } K_V$  (DQO) em função de  $(T - 20^\circ\text{C})$  e regressão polinomial dos dados.

Quadro 32 - Valores médios de temperatura ( $^\circ\text{C}$ ) no líquido residente, tomando-se como base o período referente ao tempo ( $t$ ) de 1,9 dias nos SACs 1, 2 e 4 e 3,8 dias no SAC 3

SAC	Fase 1			Fase 2			Fase 3		
	01/09/04	21/09/04	05/10/04	19/10/04	16/11/04	7/12/04	15/12/04	28/12/04	24/01/05
1, 2 e 4	19,5	19,3	19,9	21,6	21,9	25,0	24,9	25,4	25,6
3	19,5	19,8	20,3	21,4	22,0	24,2	24,2	24,5	25,2

Quadro 33 - Valores de  $K_V$ , tomando-se como base de cálculo as concentrações afluente e efluente, obtidos para remoção da DQO, em todas as amostragens, durante as três fases avaliadas de operação do sistema

SAC	Fase 1			Fase 2			Fase 3		
	01/09/04	21/09/04	05/10/04	19/10/04	16/11/04	7/12/04	15/12/04	28/12/04	24/01/05
1	0,8994	1,0949	1,1712	1,2362	0,9661	1,1233	1,0811	1,1930	0,9702
2	1,0323	0,8264	1,0936	1,2589	1,0479	1,1999	1,0496	1,0856	1,0158
3	0,6205	0,5030	0,5701	0,7292	0,6065	0,7023	0,5756	0,6957	0,6548
4	1,1705	0,7927	1,0189	1,1672	1,4426	1,1772	1,2910	1,0850	1,1400

É possível que a influência da variável temperatura no tratamento de água residuária em SAC seja suprimida por outros fatores ambientais, considerando-se que já foram identificados efeitos sazonais (não necessariamente temperatura) na remoção de poluentes em SACs, em vários trabalhos (TANNER et al., 1995; LIN et al., 2002;

BORIN et al., 2004; JING & LIN, 2004). Na Figura 52, verifica-se que, quando as temperaturas foram mais elevadas, ou seja, valores de  $(T - 20^{\circ}\text{C})$  entre  $4^{\circ}\text{C}$  e  $6^{\circ}\text{C}$ , os pontos plotados referentes aos valores de  $K_V$  mantiveram-se na mesma ordem de grandeza dos valores referentes às menores temperaturas. Essas temperaturas mais altas foram registradas, a partir da sétima amostragem até o final da Fase 3 de operação. Na sétima amostragem, a biomassa aérea fora removida, mas, nas últimas amostragens essa biomassa já se encontrava com bom estágio de desenvolvimento, sendo que, nesse período, registraram-se as maiores temperaturas, conforme verificado no Quadro 35. Nessas últimas amostragens, coincidentemente, os eventos de chuvas eram mais frequentes, conforme pode ser verificado na Figura 13, item 5.1.3, os quais evidenciaram influência negativa sobre a remoção de alguns constituintes, já mencionados anteriormente.

Em virtude da não identificação do efeito de temperatura na remoção de carga orgânica, no presente trabalho será utilizada uma constante  $K_V$  independente da temperatura, semelhante ao reportado nos trabalhos de LABER et al. (1999) e VALENTIM (2003).

### 5.3.2 - Ajuste do modelo de remoção de carga orgânica

Os dados experimentais foram ajustados ao modelo cinético desenvolvido a partir do modelo apresentado por REED et al. (1995), o qual assume reação de primeira ordem,

$$\frac{-dC_e}{dt} = K(C_e) \quad \text{Eq. (17)}$$

Integrando a Equação 17 e fazendo  $C_e = C_a$ , em  $t = 0$ , com  $C_a$  constante, obtém-se a função

$$C_e / C_a = e^{(-K t)} \quad \text{(Eq. 18)}$$

em que

$C_a$  = concentração do poluente no afluente ( $\text{mg L}^{-1}$ );

$C_e$  = concentração do poluente no efluente ( $\text{mg L}^{-1}$ );

$K$  = constante de remoção do poluente ( $\text{d}^{-1}$ ); e

$t$  = tempo de residência hidráulica (d).

Nesta função, presume-se que as taxas de reação são funções da concentração do reagente (poluente) e de uma específica constante de remoção do poluente ( $K$ ), a qual é função da temperatura. Como por exemplo, a taxa de remoção de matéria orgânica é função de sua concentração na água residuária. Com este pressuposto, num SAC, as taxas de remoção são altas inicialmente quando a concentração de matéria orgânica é alta e decrescem à medida que a concentração decresce, quando o líquido residente escoar ao longo do SAC. No entanto, observa-se que a constante de remoção  $K$  não permanece, exatamente, constante ao longo do SAC, ou seja, sua magnitude decresce do início para o final do leito de tratamento, conforme pode ser verificado nos diferentes valores da  $K_V$  obtidos neste trabalho e apresentados na Figura 53. É provável que esta redução nos valores da constante  $K_V$  seja devida ao aumento da resistência do material orgânico que permanece para ser degradado nas posições mais à jusante no SAC, porque teoricamente a matéria orgânica menos recalcitrante será degradada, em primeiro lugar, na parte inicial do leito.

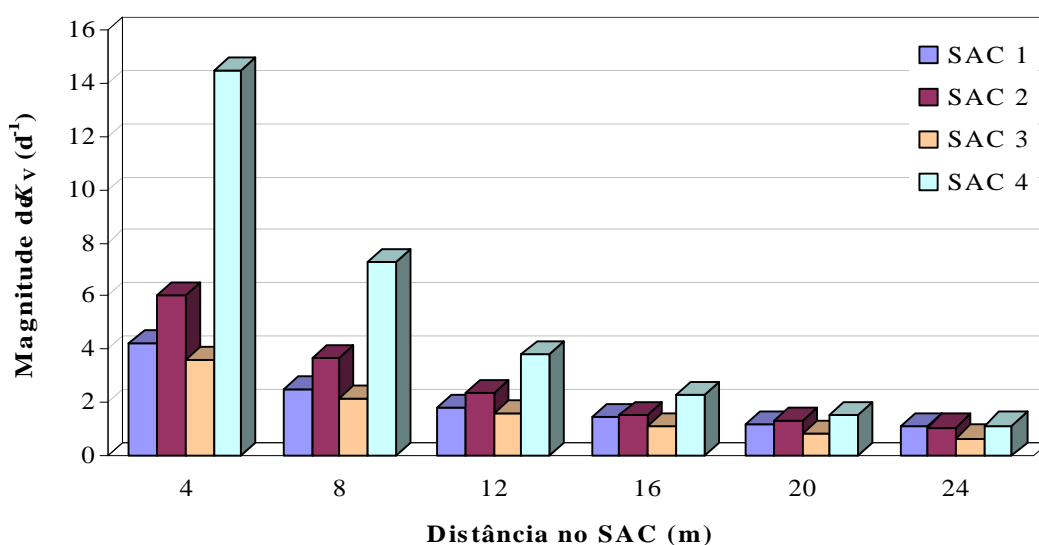


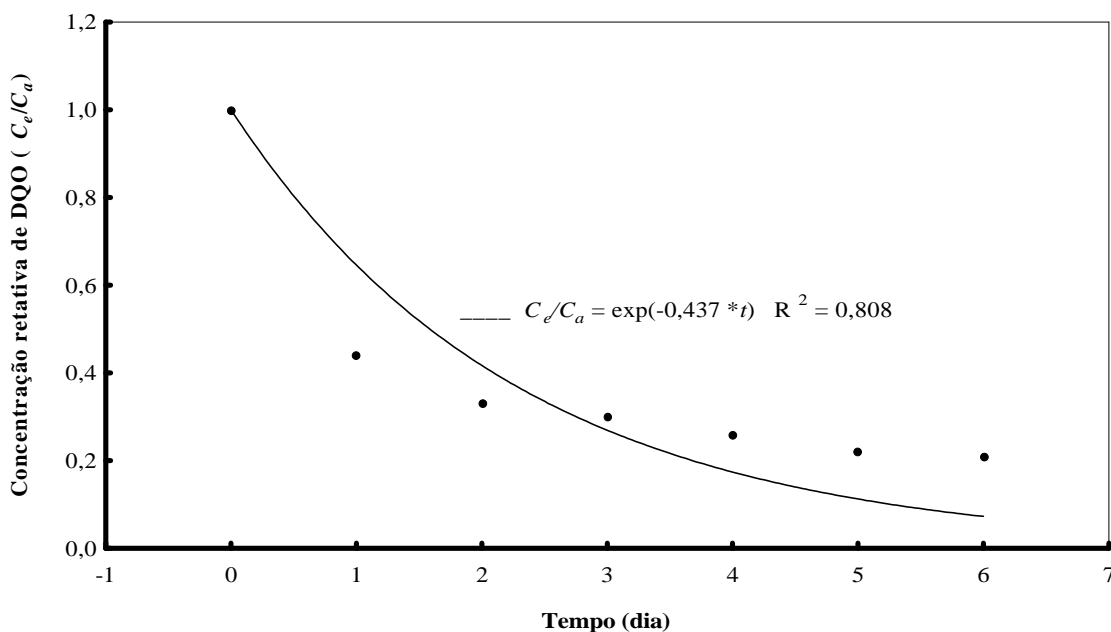
Figura 53 - Valores médios de  $K_V$  em função da distância e do tempo ( $t$ ) ao longo dos SACs.

Verifica-se, ainda, que a taxa de remoção não decresceu apenas com a distância no SAC, mas, também com o tempo ( $t$ ). Observando-se dados apresentados no Quadro 33 e na Figura 53, percebe-se que o  $K_V$  determinado para o efluente no final do SAC 3 apresentou, aproximadamente, a metade do valor do  $K_V$  calculado para os demais SACs,

ressaltando-se que o valor de  $K_V$  no início do SAC 3, que operou em um tempo ( $t$ ) de 3,8 dias, era praticamente igual ao do SAC 1, que operou com metade do tempo ( $t$ ), concordando com proposições de KADLEC (2003), de que os constituinte da água residuária degradam sob diferentes constantes de remoção dentro de um SAC.

A redução no tempo de residência hidráulica nominal ocorrida nos SACs também pode representar inadequação do modelo cinético de 1ª ordem, com concepção de fluxo em pistão, na predição de remoção de matéria orgânica nesses sistemas, induzindo a uma superestimativa de remoção do constituinte. Esta redução no tempo ( $t$ ) nominal pode ocorrer por vários fatores: formação de volume “morto” junto à zona radicular das plantas (SANFORD, 1995b; U.S EPA, 2000b), efeito da velocidade de deslocamento dos poluentes da água residuária (distribuição do tempo de residência - DTR) (CARLETON, 2002; KADLEC, 2003) e dispersão dos poluentes no meio (SANFORD, 1995a; SULIMAN et al., 2004; BORIN et al, 2004).

Em virtude das inadequações do modelo de 1ª ordem, com concepção de fluxo em pistão, para descrever a cinética de degradação de matéria orgânica nos SACs, a predição de remoção com o uso deste modelo pode se apresentar superestimada, como pode se observar na Figura 54, onde está apresentada a curva de ajuste deste modelo aos dados de remoção de DQO de VALENTIM (2003), sendo obtido coeficiente de determinação ( $R^2$ ) de 0,808.



\* Dados de remoção de DQO selecionados por VALENTIM (2003).

Figura 54 – Curva de ajuste do modelo cinético, apresentado por REED et al. 1995, aos dados de remoção de DQO de VALENTIM (2003).

A superestimativa na predição de remoção de matéria orgânica na curva de ajuste ocorre pelo fato de que, no caso de ajuste de modelo de remoção de 1ª ordem, obtém-se um  $K_V$  de valor médio, em relação aos obtidos ao longo do SAC. Dessa maneira, ao final do tempo ( $t$ ) do tratamento, a constante de remoção  $K_V$  tem menor magnitude, por causa da maior resistência à degradação de material mais recalcitrante que prevalece sobre os demais ao final do leito de tratamento e, assim, não correspondendo ao  $K_V$  de maior magnitude empregado, inicialmente, na predição de remoção. Isto evidencia que a determinação do parâmetro  $K_V$ , tomando-se por base apenas os dados de entrada e saída do SAC, como usualmente tem sido adotado, não pode ser representativo para diversos valores de tempos ( $t$ ), mas, somente para o tempo ( $t$ ) no qual ele foi determinado. Ou seja, como pode ser analisado nos valores de  $K_V$  apresentados no Quadro 33 e nas Figuras 53, caso este parâmetro tenha sido determinado em tempo ( $t$ ) de 7 dias, este não serve para fazer predição de tempo ( $t$ ) de 10 dias porque, em tempo ( $t$ ) superior, este parâmetro estaria com menor valor e, conseqüentemente, a predição de remoção ficaria superestimada. Ao contrário, se este mesmo parâmetro for utilizado na predição para SACs com tempo ( $t$ ) menores, a remoção seria subestimada.

Para corrigir essas inadequações do modelo apresentado por REED et al. (1995) sugere-se inserir novo coeficiente no modelo empírico, de modo que este seja mais representativo da cinética de degradação de matéria orgânica do SAC, empregando-se a equação diferencial:

$$\frac{dC_e}{dt} = -nKt^{n-1}C_e \quad (\text{Eq. 19})$$

em que  $n$  é o coeficiente representativo do aumento da resistência de degradação do material orgânico remanescente mais a jusante no leito e da redução do tempo de residência hidráulica por causa dos efeitos de distribuição do tempo de residência hidráulica no sistema, de modo que, a magnitude de  $n$  pode variar em função das variações da resistência do material orgânico a ser degradado na água residuária e do grau de dispersão no fluxo no sistema. Em que a magnitude de  $n$  é inversamente proporcional ao grau de dispersão do sistema.

Resolvendo as devidas integrações na Equação 19, obtém-se a função:

$$C_e / C_a = e^{(-K_v t^n)} \quad (\text{Eq. 20})$$

em que

$n$  = coeficiente de aumento da resistência à degradação e redução do tempo ( $t$ )  
(adimensional)

Na Figura 55 estão apresentadas as curvas de ajuste do modelo de 1ª ordem, com concepção de fluxo em pistão e este modelo desenvolvido e proposto neste trabalho, onde verifica-se que o modelo proposto ajustou-se razoavelmente ( $R^2 = 0,999$ ) aos dados de remoção de DQO de VALENTIM (2003), apresentando um  $n = 0,356$ .

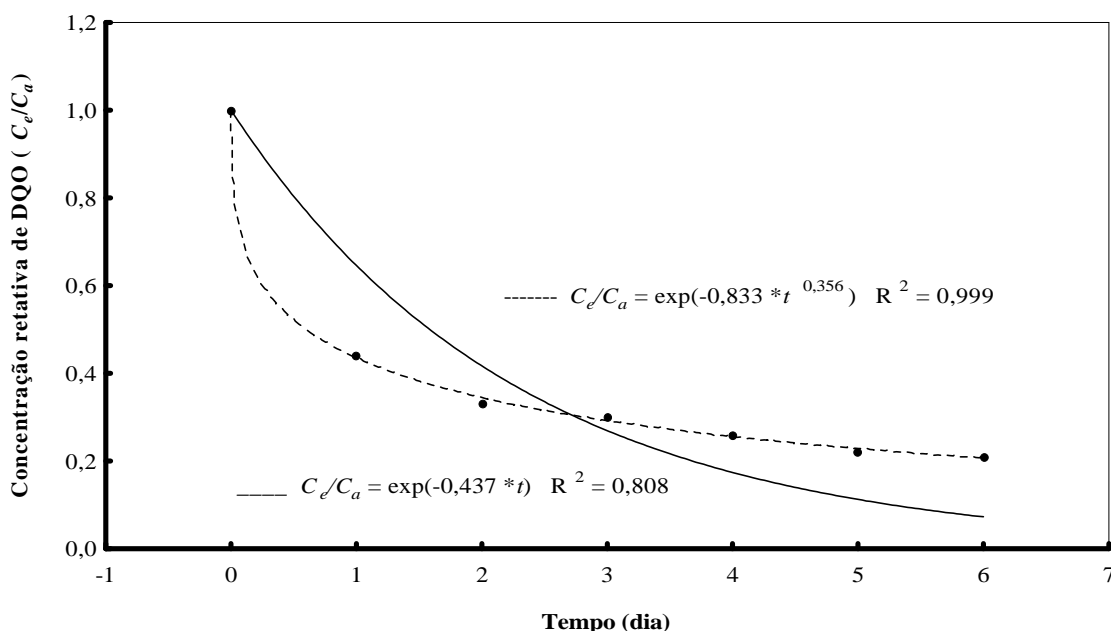


Figura 55 - Curvas de ajuste dos dados experimentais de VALENTIM (2003) ao modelo de 1ª ordem e ao modelo modificado e proposto neste trabalho.

Nos Quadros 34 e 35 e Figuras 56 a 57 estão apresentados os resultados dos dados experimentais desta pesquisa ajustados aos modelos empíricos de remoção de 1ª ordem e o modelo adaptado e proposto.

No Quadro 34 são apresentados os resultados para a hipótese formulada no teste estatístico aplicado na análise da identidade de modelo. Na hipótese formulada para os quatro SACs (1, 2, 3 e 4), verifica-se que os valores de  $R^2$  calculados foram maiores que os valores de  $R^2$  tabelados nos níveis de significância de 1% e 5%,  $H_0$  foi significativo e, assim, rejeita-se a hipótese formulada para os quatro SACs. Na hipótese

formulada para os SACs 1, 2 e 3 verifica-se que os valores de  $\chi^2$  calculados foram inferiores aos valores  $\chi^2$  tabelados nos níveis de significância de 1% e 5%. Assim,  $H_0$  foi não foi significativo e aceita a hipótese-se formulada para os três SACs. Isto evidencia que os parâmetros determinados no modelo proposto são idênticos para os SACs 1, 2 e 3 e o ajuste do modelo para o SAC 4 apresentou parâmetros diferentes e específicos para o mesmo, conforme valores apresentados no Quadro 35. Verifica-se que o SAC 4 apresentou valor de  $K_V$  maior que os obtidos nos demais SACs. Isto ocorreu, provavelmente, devido à influência do maior valor de  $K_V$  obtido no início do SAC 4, conforme verificado na Figura 54.

Observa-se que os valores de  $n$  estimados com base no resultados desta pesquisa foram 0,2491 para os SACs 1, 2 e 3 e 0,2037 para o SAC 4. Os quais apresentam-se inferiores ao valor de 0,356 estimado para os dados de VALENTIM (2003). É provável que parte da diferença deste valor deva-se ao fato dos dados desse autor ter sido obtido em sistemas com menores dimensões e que por conseqüência apresentou maior valor de  $n$ , uma vez que a dispersão, possivelmente, era menor, pois SULIMAN et I. (2004) encontrou maior dispersão nos SACs de maior escala, em relação aos menores.

Quadro 34 - Hipótese avaliada para os parâmetros do modelo proposto, valores da estatística do teste de qui-quadrado ( $\chi^2$ ) e número de graus de liberdade

	Hipótese	Modelo	Parâmetros		$\chi^2$ calculado	GL	$\chi^2$ tabelado 1%	$\chi^2$ tabelado 5%
			$K_V$ ( $d^{-1}$ )	$n$				
SAC 1, 2, 3 e 4	$H_0(1): k1 = k2 = k3 = k4 = k$ e $n1 = n2 = n3 = n4 = n$	$C_d/C_a = \exp(-K_V t^n)$	1,6752	0,2041	27,47	8-2 = 6	16,81*	12,59*
SAC 1, 2, 3			1,6221	0,2491	5,24	6-2 = 4	13,27 ns	9,48 ns

Quadro 35 - Parâmetros do modelo proposto e ajustado aos dados do SAC 4

	Modelo	Parâmetros	
SAC 4	$C_e/C_a = \exp(-K_V t^n)$	$K_V$	$N$
		(d <sup>-1</sup> )	
		1,8820	0,2037

Os valores da constante de remoção  $K_V$  obtido com os dados experimentais desta pesquisa, empregando-se o modelo proposto, foram próximos ao valor de 1,65 d<sup>-1</sup> obtido por BATCHELOR & LOOTS (1997), que trabalharam SAC tratando esgoto doméstico e com altas taxas de carga orgânica, e bem superior ao valor de 0,833 d<sup>-1</sup> obtido com os dados de VALENTIM (2003).

Como os SACs tinham pouco tempo de operação, a resistência hidráulica do meio-suporte ainda encontrava-se baixa, de modo que o SAC 4 que teve a maior declividade (1,5%) apresentou maior fluxo em sua parte inicial, conforme verificado no Quadro 6, item 4.4, e conseqüentemente, como a remoção da carga orgânica é inicialmente física (remoção essencialmente da DQO particulada), ela apresentou-se muito alta nessa parte do leito, devido à maior velocidade de escoamento do líquido e, conseqüentemente, essa mais alta velocidade pode ter reduzido a o grau de dispersão no SAC, uma vez que o coeficiente  $n$  foi inferior ao do dos demais SACs ( $n = 0,2037$ ). O comportamento do fluxo e escoamento do líquido no SAC 4 foi incomum ao funcionamento do sistema em longo prazo, porque este apresentou a linha de energia da água dividida em dois segmentos, conforme se observa na Figura 5, item 4.4. Isto foi devido à alta condutividade hidráulica, apresentada no início de operação. Posteriormente, com o acúmulo normal de material orgânico no sistema, aumenta a resistência hidráulica e, conseqüentemente, o escoamento da água passa a apresentar a linha de energia com um único seguimento. Os SACs que tiveram maior de fluxo, em sua parte inicial, apresentaram maior valor de  $K_V$ , visto que esta constante é obtida em função do tempo; entretanto, na parte final do SAC, esses valores uniformizam-se, exceto o SAC 3, que operou com o dobro do tempo ( $t$ ) dos demais.

A análise do teste de identidade de modelos não-lineares foi aplicada ao modelo de remoção, apresentado por REED et al. (1995), pois, este não apresentou bom ajuste aos dados experimentais ( $R^2 = 0,78$ ).

Nas Figuras 56 e 57 estão apresentados os resultados dos ajustes dos modelos de remoção aos dados experimentais. Nestas figuras estão plotadas duas curvas, cada uma delas, empregando-se modelo de remoção de 1ª ordem distinto, com concepção de modelo hidráulico de fluxo pistão: o modelo  $C_e/C_a = \exp(-K_V t)$ , apresentado por REED et al. (1995) e o modelo adaptado e proposto  $C_e/C_a = \exp(-K_V t^n)$ . Na Figura 56, são plotadas as curvas de remoção de carga orgânica, expressas em termos de DQO, nos SACs 1, 2 e 3 para os quais foram obtidos parâmetros comuns, analisados pelo teste de Identidade de Modelo. Na Figura 57, são plotadas as curvas dessa remoção no SAC 4, que não apresentou parâmetros comuns aos dos demais SACs.

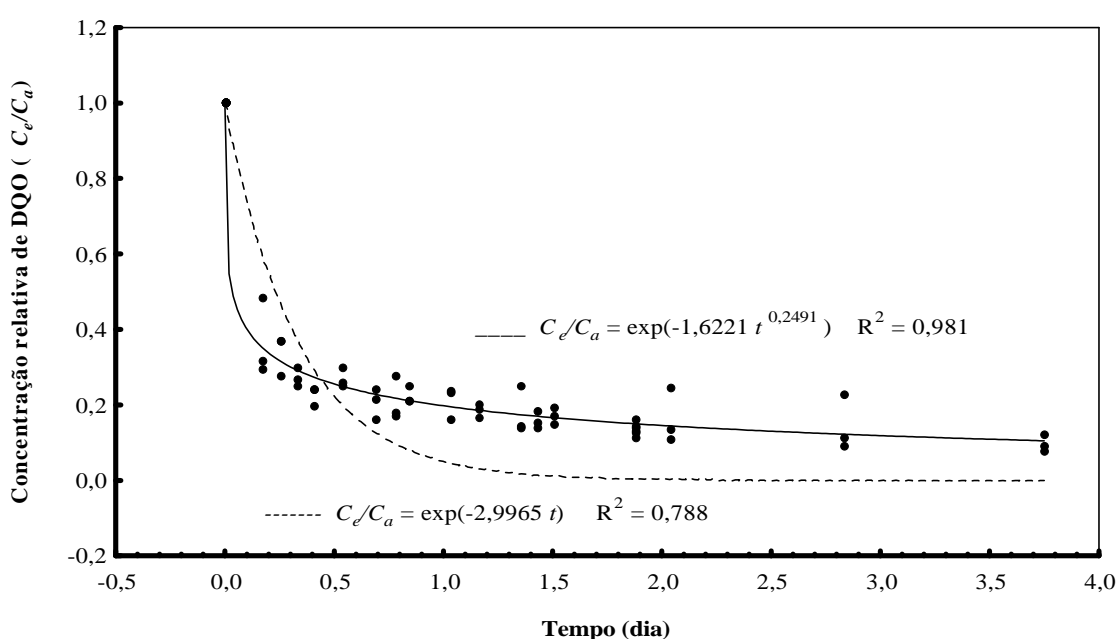


Figura 56 – Curvas de remoção de carga orgânica dos modelos de remoção de 1ª ordem e do adaptado e proposto, ajustadas aos dados experimentais nos SACs 1, 2 e 3.

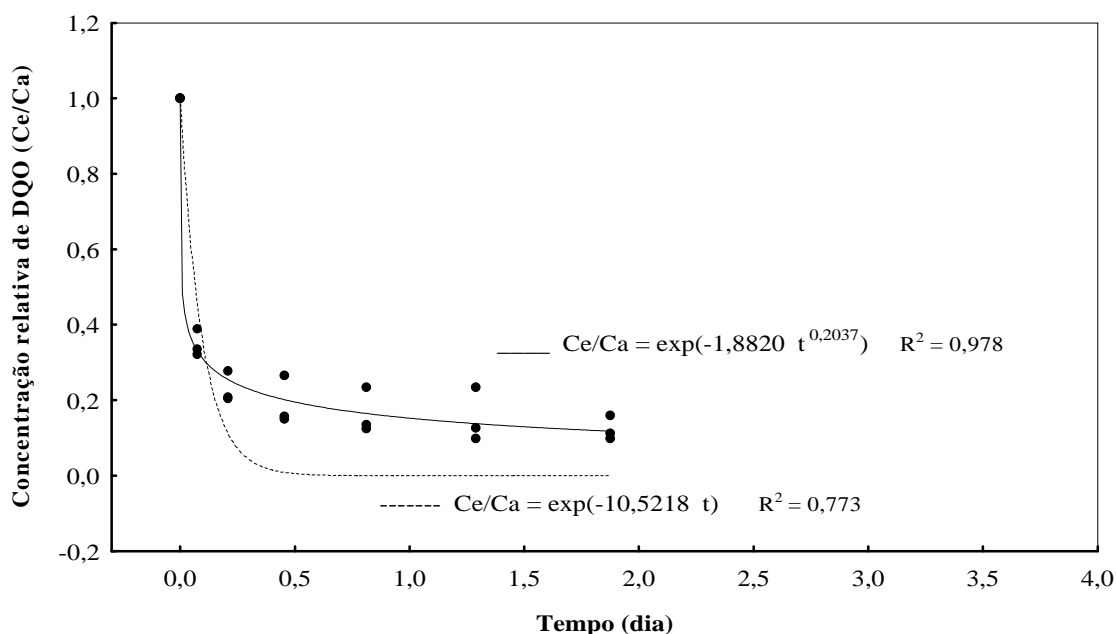


Figura 57 - Curvas de remoção de carga orgânica dos modelos de remoção de 1ª ordem e do modelo adaptado e proposto, ajustadas aos dados experimentais no SAC 4.

Analisando as Figuras 56 e 57, verifica-se que o modelo proposto teve bom ajuste aos dados experimentais, apresentando coeficiente de determinação ( $R^2 = 0,97$ ), enquanto o modelo de remoção de 1ª ordem não apresentou bom ajuste ( $R^2 = 0,78$ ). Nas curvas de remoção plotadas, verifica-se que o modelo proposto (curva com linha contínua) descreveu, adequadamente, o fenômeno de remoção de carga orgânica nos SACs, enquanto o modelo de 1ª ordem (curva com linha pontilhada) não descreveu bem o fenômeno, ficando evidente que a predição de remoção com a aplicação do modelo de remoção de 1ª ordem superestimou a remoção desse constituinte, para tempo ( $t$ ) superiores a 0,5 dias.

Na predição de remoção por meio do modelo de remoção proposto (curva com linha contínua) também se utilizou um  $K_V$  de valor médio; no entanto, o modelo apresenta o coeficiente ( $n$ ). Por conseguinte, a constante de remoção  $K_V$ , obtida com o emprego deste modelo, pode ser utilizada para predizer a remoção de carga orgânica para diversos tempos ( $t$ ), conforme se verifica na Figura 56, em que, embora o SAC 3 tenha operado com tempo ( $t$ ) de 3,8 dias (o dobro do valor dos demais SACs), o modelo ajustou-se muito bem para SACs operando com  $t$  distintos. O modelo ainda foi capaz de atenuar as diferenças de valores de  $K_V$ , apresentadas na parte inicial dos SACs, devido ao efeito da declividade e conseqüentemente, do fluxo, exceto o SAC 4, cujo regime de escoamento foi divergente ao de SAC em estágio de estabilização.

## 6 - CONCLUSÕES

Diante dos resultados obtidos com a aplicação do sistema alagado construído no tratamento de efluente doméstico de tanque séptico, é possível apresentar as seguintes conclusões:

- O aumento nas taxas de carga volumétrica dos constituintes, aplicadas ao sistema, não proporcionou decréscimo na eficiência de remoção destes, com exceção do fósforo, que decresceu a eficiência com o aumento nas taxas de aporte deste nutriente, em dois dos SACs avaliados;
- O tempo de residência hidráulica de 3,8 dias proporcionou maior eficiência na remoção de DQO, turbidez, N-Total, P-Total, potássio, coliformes totais e *E. coli*, em relação ao tempo de residência hidráulica de 1,9 dias;
- A eficiência de remoção de SST não diferiu nos dois tempos de residência hidráulica;
- O tempo de residência hidráulica de 1,9 dias foi suficiente para produzir um efluente, que atendesse aos padrões de lançamento em corpos hídricos receptores, em conformidade com a legislação ambiental do Estado de Minas Gerais;
- Com exceção do sódio, que não teve redução em sua concentração efluente, o sistema de tratamento apresentou eficiências médias de remoção de DQO, DQO Solúvel, SST, turbidez, N-Total, P-Total e potássio de  $87\pm 3$  %,  $81\pm 7$  %,  $91\pm 6$  %,  $88\pm 10$  %,  $33\pm 22$  %,  $35\pm 27$  % e  $35\pm 28$  %, respectivamente, nos SACs 1, 2 e 4 e de  $90\pm 3$  %,  $85\pm 6$  %,  $91\pm 10$  %,  $86\pm 10$  %,  $57\pm 14$  %,  $48\pm 35$  % e  $52\pm 29$  %, respectivamente, no SAC 3;
- A remoção da biomassa aérea da vegetação contribuiu para remoção de 1,69 %, 1,64 %, 4,94 % e 0,74 % do aporte de N-Total, P-Total, potássio e sódio, respectivamente;

- O modelo de remoção de 1ª ordem de carga orgânica, com concepção de modelo hidráulico de fluxo em pistão, no sistema alagado construído, não se ajustou bem aos dados observados, enquanto, o modelo de remoção modificado e proposto [ $C_e/C_a = \exp(-1,6221 t^{0,2491})$ ] apresentou bom ajuste e descreveu, adequadamente, a cinética de remoção de carga orgânica no sistema avaliado. Todavia, este modelo deve ser calibrado em outros sistemas alagados construídos, em que seja estudada a magnitude das dispersões com traçadores e associadas ao coeficiente  $n$ , para possibilitar a identificação de valor mais representativo da degradação de matéria orgânica em SAC.

## 7 - BIBLIOGRAFIA

ABNT. *Projeto, construção e operação de tanques sépticos*. NBR: 7229, Rio de Janeiro, 15 p.1993.

ALLEN, R. G.; PEREIRA, L.S.; RAES, D.; SMITH, M. *Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements*. Rome: FAO, 1998. 301p. Irrigation and Drainage Paper, 56. Disponível em: < <http://www.fao.org/docrep/X0490E/x0490e00.htm> > Acesso em: 25 mai 2005

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 19<sup>o</sup>. ed. Washington. D.C.: APHA s.n.p. 1995.

ARIAS, C. A. & BRIX, H. Phosphorus removal in constructed wetlands: Can suitable alternative media be identified? Proceedings: 6<sup>th</sup> International Conference on Waste Stabilisation Ponds and 9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Avignon, France, IWA/Astee, 26<sup>th</sup> of Sept. - 1<sup>st</sup> of October 2004. OC, CD-ROM.

AYAZ, S. C. & AKÇA, L. Treatment of wastewater by natural systems. *Environment International*, n.3, v.26, p.189-195, 2001.

AYRES, R.S. & WESTCOT, D. W. A qualidade da água na agricultura. Tradução de Gheyi, H. R.; de Medeiros, J. F.; Damasceno, F. A. V. Campina Grande: UFPB, 1991. 218 p. Título original: Water Quality for Agriculture.

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

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

BADKOUBI, A.; GANJIDOUST, H.; GHADERI, A.; RAJABI, A. Performance of subsurface constructed wetland in Iran. *Water Science Technology*, v.38, n.1, pp.345-350, 1998.

BARROS, A. L. *Morfo-anatomia e teor de nutrientes em três espécies vegetais e cultivadas em sistemas “wetland construído”*. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa/MG, 2005.70 p. (Dissertação de Mestrado).

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.

BATCHELOR, A. & LOOTS, P. A critical evaluation of a pilot scale subsurface flow wetland: 10 years after commissioning. *Water Sci. Tech*; v.35, n° 5, pp.337-343, 1997.

BORIN, M.; COSSU, R.; LAVAGNOLO, M. C.; GANDINI, M. Seasonal effects on residence time distribution and on water and chemical budgets in a phytotreatment pilot-plant. Proceedings: 6<sup>th</sup> International Conference on Waste Stabilisation Ponds and 9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Avignon, France, IWA/Astee, 26<sup>th</sup> of Sept. - 1<sup>st</sup> of October 2004. OC-30, CD-ROM.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. M.; FIA, R. Eficiência e impactos ambientais do tratamento de águas residuárias da lavagem e despolpa do fruto do cafeeiro em aras alagadas naturais. *Engenharia na Agricultura*, Viçosa, v.11, n.1-4, Jan./Dez., 2003.

BURGOON, P.S.; REDDY, K.R.; DEBUSK, T.A.; KOOPMAN, B. Vegetated submerged beds with artificial substrates. II: N and P Removal. *Journal ASCE-EED*, n.4, v.117, p.408-424, 1991.

CAMPOS, J. C.; FERREIRA, J. A.; MANNARINO, C. F.; SILVA, H. R.; BORBA, S. M. P. Tratamento do chorume do aterro sanitário de Piraf (RJ) utilizando wetland. VI Simpósio Italo Brasileiro de Engenharia Sanitária, ABES, Vitoria-ES/Brasil, 1 a 5 de set. de 2002. CD-ROM.

CARLETON, J. N. Damköhler distributions and constituent removal in treatment wetlands. *Ecological Engineering*, v.19, pp. 233-248, 2002.

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

Comissão de Política Ambiental - COPAM. *Deliberação Normativa 010/86* de dezembro de 1986. Minas Gerais, Belo Horizonte, 10 janeiro de 1987.

COREA, E. J. H. *Appropriate disposal of sewage in urban and suburban Sri Lanka*. Leeds: School of Civil Engineering, 2000. 252p. Thesis (Doctor of Philosophy) - The University of Leeds, 2001.

COOPER, P. A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment systems. Proceedings: 6<sup>th</sup> 9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, CEA/UNESP e IAWQ. Anais... Águas de São Pedro/SP, 27 de set. a 02 de out. 1998. v.1, pp. 229-242.

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, Volume 1: (USEPA Region III with USDA, NRCS, ISBN 0-16-052999-9), 1995.

DAVISON, L.; HEADLEY, T.; PRATT, K. Performance and sustainability of small horizontal flow wetlands. Proceedings: 6<sup>th</sup> International Conference on Waste Stabilisation Ponds and 9th International Conference on Wetland Systems for Water

Pollution Control. Avignon, France, IWA/Astee, 26<sup>th</sup> of Sept. - 1<sup>st</sup> of October 2004. PC4ST01, CD-ROM.

DeLAUNE, R. D.; DEVAI, I.; MULBAH, C.; CROZIER, C.; LINDAU, C. W. The influence of soil redox conditions on atrazine degradation in wetlands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v.6, pp. 41-46, 1997.

ESTEVEZ, F. A. *Fundamentos de limnologia*. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602p.

FEIJÓ, J.; PINHEIRO, A.; SIMIONATO, E. L. Desenvolvimento de espécies vegetais de macrófitas utilizadas em um sistema de wetlands implantado na região Sul do Brasil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., Joinville, SC, 2003. *Anais...* Resumo expandido. Joinville: ABES/AIDIS, 2003, CD-ROM.

FERREIRA, P. A. *Curso de Engenharia Agrícola – Drenagem de terras agrícolas*. Viçosa: UFV/DEA, 2002. 211p.

GARCIA, J.; VIVAR, J.; AROMIR, M.; MUJERIEGO, R. Role of hydraulic retention time and granular medium in microbial removal in tertiary treatment reed beds. *Water Research*, v.37, pp.2645-2653, 2003.

GARCIA, J.; MORATÓ, J.; BAYONA, J. M.; AGUIRRE, P. Performance of horizontal subsurface flow constructed wetlands with different depth. Proceedings: 6<sup>th</sup> International Conference on Waste Stabilisation Ponds and 9<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Avignon, France, IWA/Astee, 26<sup>th</sup> of Sept. - 1<sup>st</sup> of October 2004a. OC, CD-ROM.

GARCIA, J.; AGUIRRE, P.; MUJERRIEGO, R.; HUANG, Y.; ORTIZ, L.; BAYONA, J. M. Initial contaminant removal performance factors in horizontal flor reed beds used for treating urban wastewater. *Water Research*, v.38, pp.1669-1678, 2004b.

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

HUSSAR, G. J. Avaliação do desempenho de leitos cultivados no tratamento de águas residuárias de suinocultura. FEAGRI-UNICAMP, Campinas/SP, 2001. 118 p. (Dissertação de Mestrado).

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

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

KIEHL, E. J. Fertilizantes orgânicos. São Paulo: Ceres, 1985, 492 p.

KUSCHK, P.; WIENER, A.; KAPPELMEYER, U.; WEIBRODT, E.; KÄSTNER, M.; STOTTMEISTER, U. Annual cycle of nitrogen removal by a pilot-scale subsurface horizontal flow in a constructed wetland under moderate climate. *Water Research*, v.37, pp. 4236-4242, 2003.

IBGE. Pesquisas. Estatísticas sociais. *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2000*. Disponível em: <  
[http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb/esgotamento\\_sanitario/defaultesgotamento.shtm](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb/esgotamento_sanitario/defaultesgotamento.shtm) > Acesso em: 14 fevereiro 2005.

ITRC-Interstate Technology & Regulatory Council. *Technical and Regulatory Guidance Document for Constructed Treatment Wetlands*. New Jersey: ITRC, December/2003. 199p.

JING, S. R. & LIN, Y. F. Seasonal effect on ammonia nitrogen removal by constructed wetlands treating polluted river in southern Taiwan. *Environmental Pollution*, v.127, pp.291-301, 2004.

LABER, J.; HABERL, R.; e SHRESTHA, R. Two-stage constructed wetland for treating hospital wastewater in Nepal. *Water Sci. Tech.*, v.40, n°3, pp.317-324, 1999.

LEOPOLDO, P. R.; GUIMARÃES, A. B.; PIEDADE, A. R. Emprego de plantas aquáticas em sistema integrado de tratamento de esgoto de pequena comunidade rural. In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2000, Porto Alegre-RS. *Anais....* Janeiro: ABES, 2000. CD-ROM.

LANGERGRABER, G. The role plant uptake on the removal of organic matter and nutrients in subsurface flow constructed wetlands – A simulation study. Proceedings: 6<sup>th</sup> International Conference on Waste Stabilization Ponds and 9<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Avignon, France, IWA/Astee, 26<sup>th</sup> of Sept. - 1<sup>st</sup> of October 2004. OC, CD-ROM.

LIENARD, A. Domestic wastewater treatment in tanks with emergent hydrophytes: latest results of a recent plant in France. *Wat. Sci. Tech.*, v.19, n°12, pp.373-375, 1987.

LIMA, E. P. C.; SOUSA, J. T.; van HAANDEL, A.; Comportamento hidrodinâmico do sistema wetland no pós-tratamento de esgoto doméstico. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., Joinville, SC, 2003. *Anais....* Resumo expandido. Joinville: ABES/AIDIS, 2003. CD-ROM.

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, May/2001. p.425-431.

LIM, P. E.; TAY, G.; MAK, K. Y.; MOHAMED, N. The effect of heavy metals on nitrogen and oxygen demand removal in constructed wetlands. *Sci Total Environ.*, v.301, n°1-3, January/2003, p.13-21.

LIN, Y. F.; JING, S. R.; LEE, D. Y.; WANG, T.W. Nutrient removal from aquaculture wastewater using a constructed wetlands system. *Aquaculture*, v.209 pp.169-184, 2002.

LIU, W. & DAHAB, M. Nitrogen transformations modeling in subsurface flow constructed wetlands. Proceedings: 6<sup>th</sup> International Conference on Waste Stabilisation Ponds and 9<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Avignon, France, IWA/Astee, 26<sup>th</sup> of Sept. - 1<sup>st</sup> of October, 2004. OC, CD-ROM.

MAZZOLA, M.; ROSTON, D. M.; VALENTIM, M. A. A. Leito cultivado ("Constructed Wetland" de fluxo vertical por batelada no tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., Joinville, SC, 2003. *Anais...* Resumo expandido. Joinville: ABES/AIDIS, 2003, CD.

MARQUES, D. M. Terras Úmidas Construídas de Fluxo Subsuperficial. In: CAMPOS, J. R. (Coord.). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo*. Projeto PROSAB, Rio de Janeiro, ABES, 1999. 409-435.

MANDER, U.; LÖHMUS, K.; KUUSEMETS, V.; TEITER, S.; NURK, K.; Dynamics of nitrogen and phosphorus budgets in a horizontal subsurface flow constructed wetland. Proceedings: 6<sup>th</sup> International Conference on Waste Stabilisation Ponds and 9<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Avignon, France, IWA/Astee, 26<sup>th</sup> of Sept. - 1<sup>st</sup> of October 2004. OC, CD-ROM.

MARA, D. To plant or not to plant? Questions on the role of plants in constructed wetlands. Proceedings: 6<sup>th</sup> International Conference on Waste Stabilisation Ponds and 9<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Avignon, France, IWA/Astee, 26<sup>th</sup> of Sept. - 1<sup>st</sup> of October 2004. OC-48, CD-ROM.

MATOS, A. T. & LO MONACO, P. A. *Tratamento e aproveitamento agrícola de resíduos sólidos e líquidos da lavagem e despolpa de frutos do cafeeiro*. Viçosa: UFV, 2003. 68p.

MEIRA, C. M. B. S.; CEBALLOS, B. S. O.; SOUZA, J. T.; KÖNIG, A.. Wetlands vegetados no polimento de águas superficiais poluídas: primeiros resultados. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., João Pessoa, PB, 2001. *Anais...* João Pessoa: FITABES, 2001. CD-ROM.

MEIRA, C. M. B. S.; CEBALLOS, B. S. O.; KÖNIG, A.; de OLIVEIRA, R. Performance of horizontal subsurface flow constructed wetlands vegetated with rice treating a sewage polluted surface water. Proceedings: 6<sup>th</sup> International Conference on Waste Stabilisation Ponds and 9<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Avignon, France, IWA/Astee, 26<sup>th</sup> of Sept. - 1<sup>st</sup> of October 2004. OC-48. CD-ROM.

MITCHELL, C. & McNEVIN, D. Alternative analysis of BOD removal in subsurface flow constructed wetlands employing Monod kinetics. *Wat. Res.*, v.35, n°5, pp.1295-1303, 2001.

MOREIRA, F. M. S. & SIQUEIRA, J.O. *Microbiologia e bioquímica do solo*. Lavras: Editora UFLA, 2002. 626 p.

MYROLD, D.D. Transformations of nitrogen. In: SYLVIA, D.M.; FUHRMANN; ARTEL. P.G.; ZUBERER, D.A (eds). *Principles and applications of soil microbiology*. Upper Saddle River: Prentice Hall, 1999. pp. 259-294.

NOGUEIRA, S. F. *Balanço de nutrientes e avaliação de parâmetros biogeoquímicos em áreas alagadas construídas para o tratamento de esgoto*. Centro de Energia Nuclear na Agricultura – PIRACICABA, Piracicaba/SP, 2003. 137 p. (Dissertação de Mestrado).

NYAKANG'O, J. B. & van BRUGGEN, J. J. A. Combination of a well functioning constructed wetland with a pleasing landscape design in Nairobi, Kenya. *Water Science and Technology*, v.40, n.º.3, p.249-256, 1999.

OUELLET-PLAMONDON, C.; BRISSON, J.; COMEAU, Y. Effect of artificial aeration on the performance of subsurface flow constructed wetlands in summer and winter. Proceedings: 6<sup>th</sup> International Conference on Waste Stabilisation Ponds and 9<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Avignon, France, IWA/Astee, 26<sup>th</sup> of Sept. - 1<sup>st</sup> of October 2004. PC02-07, CD-ROM.

PANSWAD, T e LAVALPARIT, O. Water quality and occurrences of Protozoa and Metazoa in two constructed wetlands treating different wastewaters in Thailand. *Water Sci. Tech.*, v.36, n.º.12, pp.183-188, 1997.

PEARSON, K. E. *Salinity, sodicity and flooding tolerance of selected plant species of the northern Cheyenne reservation*. College of Agriculture/Montana State University. Disponível em: [http://waterquality.montana.edu/docs/methane/cheyenne\\_highlight.shtml](http://waterquality.montana.edu/docs/methane/cheyenne_highlight.shtml) > Acesso: em 15 Abr. 2005.

PERSYN, P. A.; KENIMER, A. L.; WEAVER, R. W.; NERALLA, S.; BRIJS, W. Constructed Wetlands for Treating Domestic Wastewater. Presented at the 1998 ASAE Annual International Meeting. Paper No. 982091. ASAE, St. Joseph, USA, 1998.

POACH, M. E.; HUNT, P. G.; SADLER, E. J.; MATTHENY, T. A.; JOHNSON, M. H.; STONE, K. C.; HUMENIK, F. J.; RICE, J. M. Ammonia volatilization from constructed wetlands that treat swine wastewater. *Transactions of the ASAE*, v.45, n.3, pp.619-627, 2002.

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, 1993. 87p. Disponível em: <http://www.epa.gov/owow/wetlands/pdf/sub.pdf> > Acesso em: 10 Out. 2003.

REED, S, C.; CRITES, R. W.; e MIDDLEBROOKS, E. J. *Natural systems for management and treatment*. New York: McGraw-Hill, Inc. 1995. 435p.

REEDY, K. R. & DeBUSK, W.F. Nutrient removal potential of selected aquatic macrophytes. *J. Environmental Quality*, v.19, p.261, 1985.

REGAZZI, A. J. Teste para verificar a identidade de parâmetros e a identidade de modelos não linear. *Revista Ceres*, v.50, n.287, pp. 9-26, 2003.

RIVERA, F.; WARREN, A.; CURDS, C. R.; ROBLES, E.; GUTIERREZ, A.; GALLEGOS, E.; e CALDERÓN, A. The application of the root zone method for the treatment and reuse of high-strength abattoir waste in Mexico. *Water Sci. Tech.*, v.35, n.º.5, pp.270-278, 1997.

ROSTON, D. M. & HUSSAR, G. J. Remoção da Demanda Química de oxigênio de águas residuárias de suinocultura utilizando-se reator anaeróbio compartimentado seguido de leitos cultivados de vazão superficial. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 31. Salvador, BA, 2002. *Anais...* Salvador: CONBEA, 2002. CD.

ROSTON, D. M. & COLLAÇO, A. B. Leitos cultivados: pneu picado como meio suporte. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., Joinville, SC, 2003. *Anais...* Resumo expandido. Joinville: ABES/AIDIS, 2003, CD-ROM.

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

SANFORD, W. E.; STEENHUIS, T. S.; SURFACE, J. M.; PEVERLY, J. H. Flow characteristics of rock-reed filters for treatment of landfill leachate. *Ecological Engineering*, v.5, pp.37-50, 1995a.

SANFORD, W. E.; STEENHUIS, T. S.; SURFACE, J. M.; PEVERLY, J. H. Hydraulic conductivity of gravel and sand as substrates in rock-reed filters. *Ecological Engineering*, v.4, pp.321-336, 1995b

SAPKOTA, D. P. & BAVOR, H. J. Gravel media filtration as a constructed wetland component for the reduction of suspended solids from maturation pond effluent. *Water Sci. Tech.* v.29, n.4, pp.55-66, 1994.

SEZERINO, P. H. & PHILIPPI, L. S. Filtro plantado com macrófitas (Wetlands) como tratamento de esgotos em unidades residenciais – Critérios para dimensionamento. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., Joinville, SC, 2003. *Anais...* Resumo expandido. Joinville: ABES/AIDIS, 2003. CD-ROM.

SHUTES, R. B. E. Artificial wetlands and water quality improvement. *Environment International*, v.26, n.5-6, May/2001. p.441-447

SLEMP, J. D.; NORMAN, J. L.; GEORGE, D. B.; STEARMAN, G. K.; WELLS, M. J. M. Determination of the preferred electron acceptor for the microbial degradation of Simazine in subsurface flow wetland microcosms. Proceedings: 6<sup>th</sup> International Conference on Waste Stabilisation Ponds and 9<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Avignon, France, IWA/Astee, 26<sup>th</sup> of Sept. - 1<sup>st</sup> of October 2004. OC-39, CD-ROM.

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

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

SOUSA, J. T.; van HAANDEL, A. C.; GUIMARÃES, A. V. A. Acumulação de fósforo em sistemas wetlands. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., João Pessoa, PB, 2001. *Anais... João Pessoa: FITABES*, 2001. CD-ROM.

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

STNGEL, E. & SCHULTZ-HOCK, R. Denitrification in Artificial Wetlands. In: D. A. Hammer (ed) *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*. Chelsea, MI: Lewis Publishers, pp. 484-492. 1989.

SCHULZ, R.; PEALL, S. K. C. Effectiveness of a Constructed Wetland for Retention of Nonpoint-Source Pesticide Pollution in the Lourens River Catchment, South Africa. *Environ. Sci. Technol.*, v.35, n.º.2, p. 422-426, 2001.

STOTT, R.; JENKINS, T.;BAHGAT, M. SHALABY, I. Capacity of constructed wetlands to remove parasite eggs from wastewater in Egypt. *Water Science Technology*, n.3, v.40, pp.117-123, 1999.

SULIMAN, F.; FRENCH, H.; HAUGEN, L. E.; JENSSEN, P.; KLØVE, B. The effect of scale on the flow and transport parameters in horizontal subsurface flow constructed wetlands. Proceedings: 6<sup>th</sup> International Conference on Waste Stabilisation Ponds and 9<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Avignon, France, IWA/Astee, 26<sup>th</sup> of Sept. - 1<sup>st</sup> of October 2004. OC, CD-ROM.

TANNER, C. C. & SUKIAS, J. P. Accumulation of organic solids in gravel-bed constructed wetlands. *Water Science Technology*, v.32, n.3, pp.229-239, 1995.

TANNER, C. C.; CLAYTON, J. S.; UPSDELL, M. P. Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewaters in constructed wetlands-II. Removal of nitrogen and phosphorus. *Water Research*, v.29, n.1, pp.27-34, 1995.

TANNER, C. C. Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands. *Water Science Technology*, v.44, n.11-12, pp.9-17, 2001.

TCHOBANOGLIOUS, G. & BURTON, L. *Wastewater Engineering, Treatment, Disposal, and Reuse*. 3<sup>rd</sup> ed. New York: McGraw-Hill, 1991.

TUNÇSIPER, B.; AYAZ, S. Ç.; AKÇA, L. Performances analysis and modeling of an experimental constructed wetlands. Proceedings: 6<sup>th</sup> International Conference on Waste Stabilisation Ponds and 9<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Avignon, France, IWA/Astee, 26<sup>th</sup> of Sept. - 1<sup>st</sup> of October 2004. OC-40, CD-ROM.

U. S. Environmental Protection Agency. *Design manual- Onsite wastewater treatment and disposal systems*. EPA 625/1-08-012, Office of Research and Development, Municipal Environmental Research Laboratory, Cincinnati OH, 1978. Disponível em: < <http://www.epa.gov/ORD/NRMRL/pubs/625180012/625180012total.pdf> > Acesso em: 20 mai. 2005.

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

U.S. Environmental Protection Agency. *Wastewater Technology Fact Sheet Wetlands: Subsurface Flow*. EPA 832-F-00-023. Washington, D. C. September, 2000a. Disponível em: < <http://www.epa.gov/owow/wetlands/pdf/design.pdf> > Acesso em: 09 out. 2003

U.S. Environmental Protection Agency. *Manual Constructed Wetlands for Municipal Wastewater Treatment*. EPA 625-R-99-010, US EPA ORD, Cincinnati, Ohio, 2000b. Disponível em: < <http://www.epa.gov/ORD/NRMRL> > Acesso em: 15 fev. 2005.

U.S. DEPARTMENT OF THE INTERIOR. *Eastern municipal water district RO treatment/saline vegetated wetlands pilot study*. Water Treatment Technology Program Report No. 16, September, 1996.

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

VICZNEVSKI, I. S. & SILVA, C. G. Tratamento biológico de esgoto com zona de raízes – Experiência da Prefeitura Municipal de Joinville. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22. Joinville, SC, 2003. *Anais....*. Joinville: ABES/AIDIS, 2003, CD-ROM.

VON SPERLING. M. – *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1996a. 243p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; v.1)

VON SPERLING. M. *Princípios básicos do tratamento de esgotos*. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1996b. 243p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; v.2)

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

VYMAZAL, J. Removal of BOD<sub>5</sub> in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: Czech experience. Proceedings: 6<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, CEA/UNESP e IWA, Águas de São Pedro/SP, 27 set. A 02 de out. 1998. v.1, pp.167-175.

VYMAZAL, J. Removal of phosphorus via harvesting of emergent vegetation in constructed wetlands for wastewater treatment. Proceedings: 6<sup>th</sup> International Conference on Waste Stabilisation Ponds and 9<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Avignon, France, IWA/Astee, 26<sup>th</sup> of Sept. - 1<sup>st</sup> of October 2004. OC, CD-ROM.

WOOD, R. B; & McATAMNEY, C. F. Constructed wetlands for waste water treatment: the use of laterite in the bed medium in phosphorus and heavy metal removal. *Hidrobiologia*, v.340, p.323-331, 1996.

WALLACE, S. & KADLEC, R. BTEX degradation in a cold-climate wetland system. Proceedings: 6<sup>th</sup> International Conference on Waste Stabilisation Ponds and 9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Avignon, France, IWA/Astee, 26<sup>th</sup> of Sept. - 1<sup>st</sup> of October 2004. OC-36, CD-ROM.

WPCF MOD FD-16. *Wetland Systems*. In: Manual of Practice: Natural systems for wastewater treatment. Water Pollution Control Federation, 1990.

## 8 - APÊNDICE

Quadro A-1 - Valores médios de temperatura diária (°C) no líquido residente dentro do espaço poroso do meio-suporte

Dias	Agosto	Setembro	Outubro	Novembro	Dezembro	Janeiro
1	-	20,0	20,2	22,1	22,7	25,7
2	-	19,2	20,2	22,6	22,2	25,8
3	-	18,7	21,0	21,8	22,3	24,9
4	-	19,5	20,2	21,6	22,9	25,2
5	-	19,3	19,7	21,6	24,1	24,8
6	-	19,5	19,8	22,2	24,8	24,8
7	-	18,7	19,2	23,0	25,1	25,0
8	-	18,8	19,2	21,7	24,4	25,5
9	-	18,2	19,0	21,3	24,9	25,7
10	-	17,7	18,8	21,7	24,2	26,0
11	-	18,3	20,5	21,8	24,5	26,0
12	-	19,0	20,8	22,2	23,4	25,7
13	-	19,5	20,7	22,1	23,5	24,7
14	-	19,8	20,5	22,0	24,5	24,3
15	-	19,3	21,5	21,9	25,2	24,4
16	17,0	19,5	21,0	21,8	25,3	25,3
17	16,7	20,5	21,3	21,9	25,5	25,4
18	18,0	20,3	21,5	22,2	26,1	24,6
19	16,8	20,5	21,7	22,4	25,8	24,7
20	17,8	19,3	21,7	22,2	25,1	24,3
21	17,2	19,2	21,3	21,8	25,0	24,8
22	18,0	19,5	20,5	21,7	24,1	25,0
23	18,0	19,7	21,0	21,7	23,3	25,0
24	18,3	19,3	20,6	21,7	23,2	26,1
25	19,3	20,0	21,2	21,6	23,3	25,6
26	19,2	20,7	22,0	22,0	23,9	26,2
27	20,0	20,7	22,0	-	25,2	24,0
28	19,8	19,8	21,4	24,3	25,6	23,8
29	19,5	19,7	21,2	24,2	25,7	23,6
30	19,5	19,7	21,1	23,1	25,8	-
31	19,0	-	21,4	-	26,3	-

Quadro A-2 - Valores de precipitação pluviométrica diária (mm) durante a avaliação do sistema de tratamento

Dia	Agosto	Setembro	Outubro	Novembro	Dezembro	Janeiro
1	-	0,00	0,00	3,00	2,20	4,60
2	-	0,20	1,20	38,80	1,40	0,20
3	-	0,00	1,00	0,00	2,40	0,20
4	-	0,00	2,00	0,00	0,20	0,00
5	-	0,00	0,40	0,00	5,80	0,40
6	-	0,20	0,20	12,80	1,60	0,00
7	-	0,00	0,20	2,80	6,80	3,80
8	-	0,00	0,20	0,20	5,80	25,60
9	-	0,00	0,00	0,00	5,20	0,20
10	-	0,00	0,00	0,00	29,40	6,60
11	-	0,00	0,00	0,00	14,40	18,20
12	-	0,00	0,00	6,20	3,00	26,60
13	-	0,00	0,20	0,40	0,20	0,00
14	-	0,00	3,60	0,00	0,00	0,20
15	-	0,00	8,40	0,00	0,00	0,20
16	0,00	1,20	4,40	0,40	0,00	0,40
17	0,00	0,00	0,00	40,00	0,00	21,20
18	0,20	0,00	0,00	9,20	26,07	9,40
19	0,20	0,00	0,00	19,40	3,37	6,40
20	0,00	0,00	0,00	0,00	8,28	2,60
21	0,00	0,00	0,00	0,00	24,54	0,00
22	0,00	0,00	0,00	0,20	30,67	13,20
23	0,20	0,00	0,00	0,00	10,12	5,00
24	0,20	0,00	0,00	0,00	7,97	0,20
25	0,00	0,00	4,00	0,00	0,00	0,00
26	0,00	0,00	6,80	0,00	12,27	19,20
27	0,00	0,00	0,20	1,40	0,00	3,60
28	0,00	0,00	0,00	5,40	11,66	0,00
29	0,00	0,00	0,00	16,00	0,00	0,00
30	0,00	0,00	0,00	0,80	116,00	-
31	0,00	-	0,00	-	0,20	-

Quadro A-3 - Valores de vazões afluente, efluente e diferença entre estas (L.min<sup>-1</sup>) determinadas no balanço hídrico de 20-21 de agosto de 2004

Balanço Hídrico	SAC 1			SAC 2			SAC 3			SAC 4		
Hora	Afluente	Efluente	Diferença	Afluente	Efluente	Diferença	Afluente	Efluente	Diferença	Afluente	Efluente	Diferença
08:00	0,870	0,798	0,072	0,740	0,690	0,050	0,390	0,355	0,035	0,530	0,500	0,030
09:00	0,920	0,830	0,090	0,765	0,690	0,075	0,420	0,340	0,080	0,555	0,485	0,070
10:00	1,005	0,830	0,175	0,830	0,700	0,130	0,440	0,360	0,080	0,600	0,485	0,115
11:00	1,060	0,860	0,200	0,900	0,715	0,185	0,490	0,380	0,110	0,655	0,478	0,177
12:00	1,100	0,790	0,310	0,940	0,740	0,200	0,510	0,295	0,215	0,690	0,440	0,250
13:00	1,150	0,790	0,360	0,965	0,710	0,255	0,530	0,240	0,290	0,720	0,405	0,315
14:00	1,200	0,770	0,430	0,960	0,670	0,290	0,530	0,200	0,330	0,735	0,340	0,395
15:00	1,200	0,790	0,410	0,995	0,690	0,305	0,550	0,215	0,335	0,748	0,358	0,390
16:00	1,260	0,960	0,300	0,995	0,750	0,245	0,550	0,268	0,282	0,750	0,380	0,370
17:00	1,228	0,950	0,278	1,000	0,820	0,180	0,555	0,350	0,205	0,740	0,520	0,220
18:00	1,220	1,120	0,100	0,970	0,880	0,090	0,540	0,460	0,080	0,715	0,620	0,095
19:00	1,110	1,110	0,000	0,950	0,880	0,070	0,540	0,470	0,070	0,715	0,650	0,065
20:00	1,165	1,120	0,045	0,930	0,855	0,075	0,510	0,465	0,045	0,700	0,640	0,060
21:00	1,135	1,098	0,037	0,910	0,850	0,060	0,500	0,463	0,037	0,680	0,640	0,040
22:00	1,120	1,050	0,070	0,890	0,825	0,065	0,490	0,450	0,040	0,665	0,625	0,040
23:00	1,100	1,025	0,075	0,865	0,792	0,073	0,480	0,440	0,040	0,655	0,605	0,050
00:00	1,050	0,998	0,052	0,845	0,770	0,075	0,460	0,430	0,030	0,635	0,590	0,045
01:00	1,020	0,970	0,050	0,820	0,777	0,043	0,450	0,410	0,040	0,620	0,575	0,045
02:00	0,995	0,955	0,040	0,800	0,780	0,020	0,440	0,405	0,035	0,610	0,570	0,040
03:00	0,985	0,930	0,055	0,780	0,720	0,060	0,440	0,400	0,040	0,575	0,550	0,025
04:00	0,995	0,915	0,080	0,755	0,715	0,040	0,440	0,390	0,050	0,570	0,530	0,040
05:00	0,940	0,890	0,050	0,750	0,695	0,055	0,408	0,375	0,033	0,555	0,515	0,040
06:00	0,900	0,860	0,040	0,720	0,680	0,040	0,398	0,370	0,028	0,545	0,500	0,045
07:00	0,860	0,820	0,040	0,697	0,655	0,042	0,385	0,347	0,038	0,520	0,495	0,025
<b>Média</b>	<b>1,066</b>	<b>0,926</b>	<b>0,140</b>	<b>0,866</b>	<b>0,752</b>	<b>0,113</b>	<b>0,477</b>	<b>0,370</b>	<b>0,107</b>	<b>0,645</b>	<b>0,521</b>	<b>0,124</b>
<b>Máximo</b>	<b>1,260</b>	<b>1,120</b>	<b>0,430</b>	<b>1,000</b>	<b>0,880</b>	<b>0,305</b>	<b>0,555</b>	<b>0,470</b>	<b>0,335</b>	<b>0,750</b>	<b>0,650</b>	<b>0,395</b>
<b>Mínimo</b>	<b>0,860</b>	<b>0,770</b>	<b>0,000</b>	<b>0,697</b>	<b>0,655</b>	<b>0,020</b>	<b>0,385</b>	<b>0,200</b>	<b>0,028</b>	<b>0,520</b>	<b>0,340</b>	<b>0,025</b>

Quadro A-4 - Valores de vazões afluente, efluente e diferença entre estas (L.min<sup>-1</sup>) determinadas no balanço hídrico de 14-15 de setembro de 2004

Balanço Hídrico	SAC 1			SAC 2			SAC 3			SAC 4		
Hora	Afluente	Efluente	Diferença	Afluente	Efluente	Diferença	Afluente	Efluente	Diferença	Afluente	Efluente	Diferença
08:00	0,815	0,730	0,085	0,620	0,610	0,010	0,575	0,555	0,020	0,535	0,470	0,065
09:00	0,880	0,565	0,315	0,720	0,555	0,165	0,610	0,480	0,130	0,590	0,450	0,140
10:00	1,000	0,490	0,510	0,805	0,555	0,250	0,640	0,480	0,160	0,645	0,360	0,285
11:00	1,070	0,470	0,600	0,850	0,505	0,345	0,695	0,320	0,375	0,678	0,250	0,428
12:00	1,120	0,335	0,785	0,900	0,420	0,480	0,730	0,250	0,480	0,725	0,195	0,530
13:00	1,190	0,355	0,835	0,930	0,380	0,550	0,750	0,180	0,570	0,740	0,080	0,660
14:00	1,230	0,390	0,840	1,030	0,415	0,615	0,860	0,200	0,660	0,790	0,085	0,705
15:00	1,280	0,430	0,850	1,040	0,480	0,560	0,805	0,190	0,615	0,820	0,040	0,780
16:00	1,350	0,700	0,650	1,060	0,685	0,375	0,880	0,405	0,475	0,830	0,200	0,630
17:00	1,350	0,840	0,510	1,040	0,750	0,290	0,870	0,505	0,365	0,820	0,400	0,420
18:00	1,450	1,190	0,260	1,090	0,930	0,160	0,890	0,740	0,150	0,810	0,670	0,140
19:00	1,450	1,320	0,130	1,080	0,960	0,120	0,880	0,770	0,110	0,790	0,690	0,100
20:00	1,440	1,290	0,150	1,060	0,970	0,090	0,870	0,775	0,095	0,770	0,700	0,070
21:00	1,390	1,230	0,160	1,040	0,960	0,080	0,840	0,775	0,065	0,760	0,690	0,070
22:00	1,360	1,250	0,110	1,010	0,930	0,080	0,850	0,780	0,070	0,740	0,690	0,050
23:00	1,330	1,280	0,050	0,940	0,880	0,060	0,790	0,775	0,015	0,710	0,660	0,050
00:00	1,255	1,200	0,055	0,915	0,870	0,045	0,765	0,720	0,045	0,680	0,610	0,070
01:00	1,220	1,140	0,080	0,890	0,820	0,070	0,745	0,695	0,050	0,645	0,600	0,045
02:00	1,110	1,080	0,030	0,865	0,820	0,045	0,705	0,675	0,030	0,635	0,580	0,055
03:00	1,130	1,055	0,075	0,840	0,800	0,040	0,740	0,675	0,065	0,610	0,570	0,040
04:00	1,100	1,000	0,100	0,820	0,760	0,060	0,685	0,645	0,040	0,600	0,545	0,055
05:00	1,030	0,940	0,090	0,760	0,720	0,040	0,635	0,590	0,045	0,570	0,525	0,045
06:00	1,000	0,900	0,100	0,730	0,690	0,040	0,605	0,555	0,050	0,550	0,490	0,060
07:00	0,950	0,830	0,120	0,690	0,600	0,090	0,560	0,510	0,050	0,530	0,460	0,070
<b>Média</b>	<b>1,188</b>	<b>0,875</b>	<b>0,312</b>	<b>0,905</b>	<b>0,711</b>	<b>0,194</b>	<b>0,749</b>	<b>0,552</b>	<b>0,197</b>	<b>0,691</b>	<b>0,459</b>	<b>0,232</b>
<b>Máximo</b>	<b>1,450</b>	<b>1,320</b>	<b>0,850</b>	<b>1,090</b>	<b>0,970</b>	<b>0,615</b>	<b>0,890</b>	<b>0,780</b>	<b>0,660</b>	<b>0,830</b>	<b>0,700</b>	<b>0,780</b>
<b>Mínimo</b>	<b>0,815</b>	<b>0,335</b>	<b>0,030</b>	<b>0,620</b>	<b>0,380</b>	<b>0,010</b>	<b>0,560</b>	<b>0,180</b>	<b>0,015</b>	<b>0,530</b>	<b>0,040</b>	<b>0,040</b>

Quadro A-5 - Valores de vazões afluente, efluente e diferença entre estas (L.min<sup>-1</sup>) determinadas no balanço hídrico de 15-16 de outubro de 2004

Balanço Hídrico	SAC 1			SAC 2			SAC 3			SAC 4		
Hora	Afluente	Efluente	Diferença	Afluente	Efluente	Diferença	Afluente	Efluente	Diferença	Afluente	Efluente	Diferença
09:00	0,900	0,720	0,180	0,490	0,510	-0,020	0,645	0,550	0,095	0,700	0,590	0,110
10:00	1,050	0,710	0,340	0,830	0,620	0,210	0,690	0,530	0,160	0,580	0,310	0,270
11:00	1,020	0,670	0,350	0,845	0,630	0,215	1,020	0,530	0,490	0,710	0,615	0,095
12:00	1,330	1,010	0,320	1,050	0,860	0,190	0,720	0,490	0,230	0,970	0,620	0,350
13:00	1,305	1,040	0,265	0,960	0,830	0,130	0,735	0,610	0,125	1,000	0,780	0,220
14:00	1,300	1,250	0,050	0,900	0,940	-0,040	0,760	0,765	-0,005	0,960	0,895	0,065
15:00	1,200	1,095	0,105	0,910	0,830	0,080	0,755	0,705	0,050	0,855	0,850	0,005
16:00	1,270	1,070	0,200	0,910	0,950	-0,040	0,620	0,690	-0,070	0,850	0,870	-0,020
17:00	1,255	1,130	0,125	0,745	0,700	0,045	0,575	0,560	0,015	0,790	0,750	0,040
18:00	1,230	1,105	0,125	0,690	0,665	0,025	0,590	0,560	0,030	0,690	0,690	0,000
19:00	1,230	1,145	0,085	0,670	0,650	0,020	0,585	0,565	0,020	0,740	0,710	0,030
20:00	1,180	1,080	0,100	0,670	0,630	0,040	0,570	0,550	0,020	0,710	0,695	0,015
21:00	1,150	1,080	0,070	0,615	0,610	0,005	0,545	0,535	0,010	0,695	0,665	0,030
22:00	1,115	1,050	0,065	0,620	0,595	0,025	0,530	0,510	0,020	0,660	0,650	0,010
23:00	1,080	4,490	-3,410	0,600	4,000	-3,400	0,545	3,910	-3,365	0,645	4,060	-3,415
00:00	1,020	3,130	-2,110	0,590	2,870	-2,280	0,540	2,500	-1,960	0,660	2,765	-2,105
01:00	0,990	2,600	-1,610	0,585	2,220	-1,635	0,595	1,970	-1,375	0,645	2,345	-1,700
02:00	1,010	1,580	-0,570	0,550	1,230	-0,680	0,500	1,150	-0,650	0,580	1,320	-0,740
03:00	0,945	1,090	-0,145	0,520	0,740	-0,220	0,485	0,765	-0,280	0,550	0,890	-0,340
04:00	0,930	0,945	-0,015	0,510	0,595	-0,085	0,460	0,600	-0,140	0,540	0,700	-0,160
05:00	0,850	0,870	-0,020	0,495	0,530	-0,035	0,470	0,525	-0,055	0,530	0,610	-0,080
06:00	0,800	0,790	0,010	0,495	0,515	-0,020	0,440	0,485	-0,045	0,520	0,550	-0,030
07:00	0,680	0,725	-0,045	0,490	0,500	-0,010	0,420	0,450	-0,030	0,500	0,520	-0,020
08:00	0,660	0,625	0,035	0,470	0,470	0,000	0,445	0,425	0,020	0,530	0,500	0,030
<b>Média</b>	<b>1,053</b>	<b>1,269</b>	<b>-0,217</b>	<b>0,673</b>	<b>0,972</b>	<b>-0,299</b>	<b>0,593</b>	<b>0,859</b>	<b>-0,267</b>	<b>0,686</b>	<b>0,977</b>	<b>-0,291</b>
<b>Máximo</b>	<b>1,330</b>	<b>4,490</b>	<b>0,350</b>	<b>1,050</b>	<b>4,000</b>	<b>0,215</b>	<b>1,020</b>	<b>3,910</b>	<b>0,490</b>	<b>1,000</b>	<b>4,060</b>	<b>0,350</b>
<b>Mínimo</b>	<b>0,660</b>	<b>0,625</b>	<b>-3,410</b>	<b>0,470</b>	<b>0,470</b>	<b>-3,400</b>	<b>0,420</b>	<b>0,425</b>	<b>-3,365</b>	<b>0,500</b>	<b>0,310</b>	<b>-3,415</b>

Quadro A-6 -Valores de vazões afluente, efluente e diferença entre estas (L.min<sup>-1</sup>) determinadas no balanço hídrico de 23-24 de novembro de 2004

Balanço Hídrico	SAC 1			SAC 2			SAC 3			SAC 4		
Hora	Afluente	Efluente	Diferença	Afluente	Efluente	Diferença	Afluente	Efluente	Diferença	Afluente	Efluente	Diferença
11:00	1,050	1,030	0,020	1,025	0,960	0,065	0,670	0,550	0,120	0,960	0,580	0,380
12:00	1,340	1,010	0,330	1,290	1,070	0,220	0,840	0,590	0,250	1,040	0,570	0,470
13:00	1,300	0,740	0,560	1,320	1,050	0,270	0,875	0,450	0,425	1,120	0,610	0,510
14:00	1,280	0,740	0,540	1,340	1,020	0,320	0,900	0,450	0,450	1,140	0,500	0,640
15:00	1,540	0,615	0,925	1,360	0,980	0,380	0,900	0,490	0,410	1,115	0,490	0,625
16:00	1,300	0,800	0,500	1,320	1,030	0,290	0,915	0,535	0,380	1,110	0,500	0,610
17:00	1,420	0,940	0,480	1,400	1,140	0,260	0,780	0,535	0,245	0,885	0,330	0,555
18:00	1,435	1,100	0,335	1,385	1,160	0,225	0,780	0,550	0,230	0,890	0,300	0,590
19:00	1,425	1,230	0,195	1,330	1,200	0,130	0,770	0,630	0,140	0,875	0,600	0,275
20:00	1,350	1,260	0,090	1,190	1,130	0,060	0,760	0,680	0,080	0,760	0,725	0,035
21:00	1,300	1,220	0,080	1,030	1,000	0,030	0,730	0,690	0,040	0,720	0,650	0,070
22:00	1,220	1,180	0,040	0,980	0,935	0,045	0,680	0,640	0,040	0,700	0,640	0,060
23:00	1,220	1,150	0,070	0,890	0,850	0,040	0,660	0,600	0,060	0,670	0,610	0,060
00:00	1,180	1,130	0,050	0,880	0,810	0,070	0,650	0,610	0,040	0,650	0,600	0,050
01:00	1,070	1,040	0,030	0,835	0,810	0,025	0,620	0,600	0,020	0,640	0,580	0,060
02:00	1,030	1,010	0,020	0,820	0,785	0,035	0,620	0,580	0,040	0,600	0,560	0,040
03:00	1,010	0,970	0,040	0,795	0,755	0,040	0,515	0,505	0,010	0,585	0,540	0,045
04:00	1,070	1,005	0,065	1,080	1,020	0,060	0,757	0,540	0,217	0,575	0,540	0,035
05:00	1,025	0,970	0,055	1,055	1,000	0,055	0,550	0,510	0,040	0,550	0,510	0,040
06:00	0,790	0,780	0,010	0,910	0,865	0,045	0,500	0,480	0,020	0,660	0,610	0,050
07:00	1,040	0,980	0,060	0,885	0,830	0,055	0,480	0,410	0,070	0,640	0,590	0,050
08:00	1,020	0,910	0,110	0,700	0,670	0,030	0,470	0,425	0,045	0,610	0,530	0,080
09:00	0,965	0,830	0,135	0,670	0,620	0,050	0,450	0,370	0,080	0,585	0,420	0,165
10:00	1,020	0,680	0,340	0,710	0,550	0,160	0,500	0,220	0,280	0,650	0,300	0,350
<b>Média</b>	<b>1,183</b>	<b>0,972</b>	<b>0,212</b>	<b>1,050</b>	<b>0,927</b>	<b>0,123</b>	<b>0,682</b>	<b>0,527</b>	<b>0,156</b>	<b>0,780</b>	<b>0,537</b>	<b>0,244</b>
<b>Máximo</b>	<b>1,540</b>	<b>1,260</b>	<b>0,925</b>	<b>1,400</b>	<b>1,200</b>	<b>0,380</b>	<b>0,915</b>	<b>0,690</b>	<b>0,450</b>	<b>1,140</b>	<b>0,725</b>	<b>0,640</b>
<b>Mínimo</b>	<b>0,790</b>	<b>0,615</b>	<b>0,010</b>	<b>0,670</b>	<b>0,550</b>	<b>0,025</b>	<b>0,450</b>	<b>0,220</b>	<b>0,010</b>	<b>0,550</b>	<b>0,300</b>	<b>0,035</b>

Quadro A-7 -Valores de vazões afluente, efluente e diferença entre estas (L.min<sup>-1</sup>) determinadas no balanço hídrico de 20 de dezembro de 2004

Balanço Hídrico	SAC 1			SAC 2			SAC 3			SAC 4		
Hora	Afluente	Efluente	Diferença	Afluente	Efluente	Diferença	Afluente	Efluente	Diferença	Afluente	Efluente	Diferença
09:00	0,95	0,91	0,040	0,785	0,695	0,090				0,575	0,575	0,000
10:00	1,040	0,975	0,065	0,795	0,750	0,045	0,400	0,395	0,005	0,620	0,605	0,015
11:00	1,185	1,060	0,125	0,905	0,805	0,100	0,450	0,420	0,030	0,695	0,655	0,040
12:00	1,280	1,105	0,175	0,975	0,875	0,100	0,500	0,430	0,070	0,750	0,675	0,075
13:00	1,310	1,150	0,160	1,010	0,940	0,070	0,510	0,455	0,055	0,780	0,730	0,050
14:00	1,390	1,150	0,240	1,035	0,930	0,105	0,530	0,400	0,130	0,840	0,690	0,150
15:00	1,280	1,270	0,010	1,110	1,025	0,085	0,515	0,490	0,025	0,835	0,770	0,065
16:00	1,270	1,340	-0,070	1,030	1,140	-0,110	0,510	0,550	-0,040	0,825	0,860	-0,035
17:00	1,290	1,290	0,000	1,030	1,030	0,000	0,520	0,470	0,050	0,800	0,810	-0,010
18:00	1,265	1,190	0,075	1,015	1,000	0,015	0,520	0,500	0,020	0,810	0,790	0,020
19:00	1,290	1,220	0,070	1,015	0,990	0,025	0,495	0,475	0,020	0,750	0,740	0,010
20:00	1,240	1,190	0,050	1,010	0,980	0,030	0,490	0,460	0,030	0,750	0,725	0,025
21:00	1,280	1,120	0,160	0,990	0,950	0,040	0,470	0,460	0,010	0,720	0,710	0,010
22:00	1,230	1,190	0,040	0,960	0,940	0,020	0,460	0,455	0,005	0,690	0,680	0,010
23:00	1,210	1,210	0,000	0,940	0,970	-0,030	0,450	0,460	-0,010	0,685	0,690	-0,005
00:00												
01:00												
02:00												
03:00												
04:00												
05:00												
06:00												
07:00												
08:00												
<b>Média</b>	<b>1,271</b>	<b>1,191</b>	<b>0,080</b>	<b>1,002</b>	<b>0,967</b>	<b>0,035</b>	<b>0,494</b>	<b>0,463</b>	<b>0,030</b>	<b>0,764</b>	<b>0,733</b>	<b>0,031</b>
<b>Máximo</b>	<b>1,390</b>	<b>1,340</b>	<b>0,240</b>	<b>1,110</b>	<b>1,140</b>	<b>0,105</b>	<b>0,530</b>	<b>0,550</b>	<b>0,130</b>	<b>0,840</b>	<b>0,860</b>	<b>0,150</b>
<b>Mínimo</b>	<b>1,185</b>	<b>1,060</b>	<b>-0,070</b>	<b>0,905</b>	<b>0,805</b>	<b>-0,110</b>	<b>0,450</b>	<b>0,400</b>	<b>-0,040</b>	<b>0,685</b>	<b>0,655</b>	<b>-0,035</b>

Quadro A-8 -Valores de vazões afluente, efluente e diferença entre estas (L.min<sup>-1</sup>) determinadas no balanço hídrico de 14-15 de janeiro de 2005

Balanço Hídrico	SAC 1			SAC 2			SAC 3			SAC 4		
Hora	Afluente	Efluente	Diferença	Afluente	Efluente	Diferença	Afluente	Efluente	Diferença	Afluente	Efluente	Diferença
11:00	1,140	0,985	0,155	0,765	0,660	0,105	0,335	0,260	0,075	0,680	0,555	0,125
12:00	1,240	1,010	0,230	0,840	0,680	0,160	0,360	0,230	0,130	0,730	0,550	0,180
13:00	1,300	1,080	0,220	0,860	0,730	0,130	0,380	0,280	0,100	0,760	0,620	0,140
14:00	1,270	1,100	0,170	0,830	0,720	0,110	0,380	0,280	0,100	0,770	0,650	0,120
15:00	1,240	1,055	0,185	1,015	0,795	0,220	0,425	0,365	0,060	0,775	0,685	0,090
16:00	1,260	1,100	0,160	1,155	1,010	0,145	0,465	0,400	0,065	0,760	0,695	0,065
17:00	1,210	0,950	0,260	1,145	0,960	0,185	0,469	0,295	0,174	0,765	0,565	0,200
18:00	1,170	0,970	0,200	1,100	0,980	0,120	0,440	0,330	0,110	0,650	0,610	0,040
19:00	1,130	1,000	0,130	1,080	1,000	0,080	0,405	0,350	0,055	0,620	0,570	0,050
20:00	1,090	1,030	0,060	1,070	0,980	0,090	0,390	0,370	0,020	0,590	0,570	0,020
21:00	1,090	1,020	0,070	1,035	0,980	0,055	0,375	0,350	0,025	0,570	0,550	0,020
22:00	1,010	1,000	0,010	1,015	0,960	0,055	0,360	0,330	0,030	0,565	0,530	0,035
23:00	0,980	0,950	0,030	0,985	0,940	0,045	0,340	0,320	0,020	0,560	0,515	0,045
00:00	0,950	0,910	0,040	0,980	0,920	0,060	0,320	0,305	0,015	0,550	0,500	0,050
01:00	1,070	1,035	0,035	0,975	0,925	0,050	0,505	0,425	0,080	0,650	0,570	0,080
02:00	1,050	1,000	0,050	0,945	0,900	0,045	0,450	0,430	0,020	0,645	0,615	0,030
03:00	1,040	1,005	0,035	0,880	0,850	0,030	0,440	0,410	0,030	0,620	0,600	0,020
04:00	1,000	0,970	0,030	0,910	0,850	0,060	0,420	0,390	0,030	0,590	0,580	0,010
05:00	0,980	0,940	0,040	0,900	0,820	0,080	0,415	0,390	0,025	0,590	0,555	0,035
06:00	0,945	0,895	0,050	0,810	0,770	0,040	0,405	0,380	0,025	0,565	0,550	0,015
07:00	0,925	0,835	0,090	0,820	0,725	0,095	0,440	0,370	0,070	0,550	0,530	0,020
08:00	0,920	0,850	0,070	0,800	0,730	0,070	0,430	0,390	0,040	0,590	0,525	0,065
09:00	0,890	0,840	0,050	0,750	0,720	0,030	0,380	0,370	0,010	0,540	0,515	0,025
10:00	0,850	0,780	0,070	0,740	0,670	0,070	0,380	0,300	0,080	0,510	0,495	0,015
<b>Média</b>	<b>1,073</b>	<b>0,971</b>	<b>0,107</b>	<b>0,934</b>	<b>0,845</b>	<b>0,093</b>	<b>0,405</b>	<b>0,347</b>	<b>0,060</b>	<b>0,633</b>	<b>0,571</b>	<b>0,066</b>
<b>Máximo</b>	<b>1,300</b>	<b>1,100</b>	<b>0,260</b>	<b>1,155</b>	<b>1,010</b>	<b>0,220</b>	<b>0,505</b>	<b>0,430</b>	<b>0,174</b>	<b>0,775</b>	<b>0,695</b>	<b>0,200</b>
<b>Mínimo</b>	<b>0,850</b>	<b>0,780</b>	<b>0,010</b>	<b>0,740</b>	<b>0,660</b>	<b>0,030</b>	<b>0,320</b>	<b>0,230</b>	<b>0,010</b>	<b>0,510</b>	<b>0,495</b>	<b>0,010</b>

Quadro A-9 - Valores de condutividade elétrica - CE ( S cm<sup>-1</sup>) no afluente (a) e no efluente (e) dos SACs

CE		SAC 1		SAC 2		SAC 3		SAC 4	
		a	e	a	e	a	e	a	e
Fase 1	1-set	379	209	354	418	321	367	299	318
	21-set	312	331	301	351	307	354	307	328
	5-out	319	416	321	419	324	442	321	398
Fase 2	19-out	393	396	403	398	410	438	398	348
	16-nov	549	450	531	466	562	455	564	393
	7-dez	447	474	463	435	468	418	477	461
Fase 3	15-dez	537	597	566	594	589	484	588	563
	28-dez	505	508	508	499	518	367	516	471
	24-jan	520	448	568	413	541	404	543	454

Quadro A-10 – Valores de pH no afluente (a) e no efluente (e) dos SACs

pH		SAC 1		SAC 2		SAC 3		SAC 4	
		a	e	a	e	a	e	a	e
Fase 1	1-set	7,02	6,66	7,05	6,80	7,11	6,77	7,12	6,64
	21-set	7,50	7,33	7,45	7,39	7,22	7,25	7,40	7,08
	5-out	7,33	7,03	7,29	7,21	7,35	7,04	7,36	6,97
Fase 2	19-out	7,29	7,12	7,30	7,32	7,35	7,12	7,31	7,11
	16-nov	7,20	7,35	7,41	7,49	7,48	7,32	7,50	7,32
	7-dez	7,40	7,36	7,40	7,42	7,31	7,19	7,33	7,35
Fase 3	15-dez	7,09	7,11	7,09	7,25	7,12	7,01	7,06	7,12
	28-dez	7,04	6,93	7,03	7,02	7,01	6,76	6,98	6,93
	24-jan	7,10	7,12	7,05	7,22	7,02	7,06	7,07	7,18
Média		7,22	7,11	7,23	7,24	7,22	7,06	7,24	7,08
Desvio-padrão		0,17	0,23	0,17	0,21	0,16	0,19	0,18	0,22

Quadro A-11- Concentração de DQO ( $\text{mg L}^{-1}$ ) no afluente (Ca), líquido residente e no efluente (Ce) no SAC 1, e valores de concentração relativa Ce/Ca

SAC 1	Pontos amostrais (m)							
	0	4	8	12	16	20	24	
	Afluente	Líquido residente					Efluente	
Fase 1	1-set	198	50	76	56	50	50	37
	21-set	195	65	55	55	35	35	25
	5-out	168	42	37	28	28	23	19
	Média	187	52	56	46	38	36	27
	Des. padrão	16	12	19	16	11	13	9
	Ce/Ca	1,00	0,28	0,30	0,25	0,20	0,19	0,14
Fase 2	19-out	300	84	49	49	54	39	30
	16-nov	241	94	69	59	49	39	39
	7-dez	255	118	83	59	46	41	31
	Média	266	98	67	56	50	40	33
	Des. padrão	31	18	17	6	4	1	5
	Ce/Ca	1,00	0,37	0,25	0,21	0,19	0,15	0,13
Fase 3	15-dez	380	165	110	90	60	74	50
	28-dez	379	141	86	66	61	56	40
	24-jan	351	106	91	76	65	60	57
	Média	370	137	96	77	62	63	49
	Des. padrão	16	30	13	12	3	10	8
	Ce/Ca	1,00	0,37	0,26	0,21	0,17	0,17	0,13

Quadro A-12 - Concentração de DQO ( $\text{mg L}^{-1}$ ) no afluente (Ca), líquido e no efluente (Ce) no SAC 2, e valores de concentração relativa Ce/Ca

SAC 2	Pontos amostrais (m)							
	0	4	8	12	16	20	24	
	Afluente	Líquido residente					Efluente	
Fase 1	1-set	208	130	40	40	57	40	30
	21-set	165	75	55	65	45	35	35
	5-out	154	51	33	23	23	23	20
	Média	176	85	43	43	42	33	28
	Des. padrão	28	40	11	21	17	9	8
	Ce/Ca	1,00	0,49	0,24	0,24	0,24	0,19	0,16
Fase 2	19-out	315	69	59	59	69	49	30
	16-nov	246	74	64	64	59	44	34
	7-dez	247	95	71	51	61	31	26
	Média	269	79	65	58	63	42	30
	Des. padrão	40	14	6	7	5	9	4
	Ce/Ca	1,00	0,29	0,24	0,22	0,23	0,15	0,11
Fase 3	15-dez	430	125	70	65	60	59	60
	28-dez	348	121	81	56	61	45	45
	24-jan	336	106	72	63	60	50	50
	Média	372	117	74	61	60	52	52
	Des. padrão	51	10	6	5	0	7	7
	Ce/Ca	1,00	0,32	0,20	0,16	0,16	0,14	0,14

Quadro A-13 - Concentração de DQO (mg L<sup>-1</sup>) no afluente (Ca), líquido residente e no efluente (Ce) no SAC 3, e valores de concentração relativa Ce/Ca

SAC 3	Pontos amostrais (m)							
	0	4	8	12	16	20	24	
	Afluente	Líquido residente					Efluente	
Fase 1	1-set	205	59	50	56	59	69	20
	21-set	165	55	45	35	30	30	25
	5-out	126	35	42	33	33	15	15
	Média	165	50	46	41	41	38	20
	Des. padrão	39	13	4	13	16	28	5
	Ce/Ca	1,00	0,30	0,28	0,25	0,25	0,23	0,12
Fase 2	19-out	305	89	49	39	30	20	20
	16-nov	240	69	54	39	30	30	25
	7-dez	237	51	31	31	26	22	17
	Média	261	70	45	37	28	24	20
	Des. padrão	39	19	12	5	2	5	4
	Ce/Ca	1,00	0,27	0,17	0,14	0,11	0,09	0,08
Fase 3	15-dez	390	105	75	70	60	55	45
	28-dez	343	61	56	45	51	35	25
	24-jan	343	103	64	41	34	34	29
	Média	359	90	65	52	48	42	33
	Des. padrão	27	25	10	16	13	12	10
	Ce/Ca	1,00	0,25	0,18	0,15	0,13	0,12	0,09

Quadro A-14 - Concentração de DQO (mg L<sup>-1</sup>) no afluente (Ca), líquido residente e no efluente (Ce) no SAC 4, e valores de concentração relativa Ce/Ca

SAC 4	Pontos amostrais (m)							
	0	4	8	12	16	20	24	
	Afluente	Líquido residente					Efluente	
Fase 1	1-set	180	100	60	50	50	50	20
	21-set	155	55	50	55	40	40	35
	5-out	135	28	20	20	20	20	20
	Média	157	61	43	42	37	37	25
	Des. padrão	22	36	21	19	15	15	9
	Ce/Ca	1,00	0,39	0,28	0,27	0,23	0,23	0,16
Fase 2	19-out	310	89	64	40	35	25	35
	16-nov	230	77	41	36	31	26	15
	7-dez	237	95	56	41	31	26	26
	Média	259	87	54	39	32	25	25
	Des. padrão	45	9	12	3	2	1	10
	Ce/Ca	1,00	0,33	0,21	0,15	0,12	0,10	0,10
Fase 3	15-dez	395	100	70	55	45	40	35
	28-dez	348	146	76	61	56	56	45
	24-jan	333	98	74	54	44	39	39
	Média	359	115	73	57	48	45	40
	Des. padrão	32	27	3	4	6	9	5
	Ce/Ca	1,00	0,32	0,20	0,16	0,13	0,13	0,11

Quadro A-15 - Valores de taxas de remoção volumétrica,  $TR_v$ , expressos em termos de DQO ( $g\ m^{-3}\ d^{-1}$ ), removida nas respectivas amostragens nas três fases avaliadas na operação do sistema

SAC	Fase 1			Fase 2			Fase 3		
	am 1	am 2	am 3	am 4	am 5	am 6	am 7	am 8	am 9
1	102	92	80	165	128	129	198	178	161
2	105	84	79	168	123	131	192	175	165
3	65	53	48	96	71	75	106	99	93
4	122	92	86	176	145	141	211	179	175

Quadro A-16 - Valores de taxas de carga orgânica volumétrica,  $TCO_v$ , expressos em termos de DQO ( $g\ m^{-3}\ d^{-1}$ ), aplicadas e mensuradas nas respectivas amostragens nas três fases avaliadas na operação do sistema

SAC	Fase 1			Fase 2			Fase 3		
	am 1	am 2	am 3	am 4	am 5	am 6	am 7	am 8	am 9
1	125	107	92	189	147	150	226	201	193
2	123	106	91	185	144	147	226	201	193
3	72	62	53	102	79	81	120	106	102
4	135	116	100	199	154	157	231	206	198

Quadro A-17 - Valores de taxas de carga orgânica por unidade de área superficial do SAC,  $TCO_A$ , expressos em termos de DQO ( $kg\ ha^{-1}\ d^{-1}$ ), aplicadas e mensuradas nas respectivas amostragens nas três fases avaliadas na operação do sistema

SAC	Fase 1			Fase 2			Fase 3		
	am 1	am 2	am 3	am 4	am 5	am 6	am 7	am 8	am 9
1	140	121	104	212	165	168	254	226	217
2	110	94	81	165	128	131	201	179	172
3	63	54	46	89	69	70	104	92	89
4	89	77	66	131	102	104	152	135	130

Quadro A-18 - Concentração de DQO Solúvel ( $\text{mg L}^{-1}$ ) no afluente (Ca), líquido residente e no efluente (Ce), no SAC 1 e valores de concentração relativa Ce/Ca

SAC 1	Pontos amostrais (m)							
	0	4	8	12	16	20	24	
	Afluente	Líquido residente					Efluente	
Fase 1	1-set	170	50	50	30	30	30	37
	21-set	170	45	45	40	35	35	25
	5-out	80	40	20	20	15	10	5
	Média	140	45	38	30	27	25	22
	Des. padrão	52	5	16	10	10	13	16
	Ce/Ca	1,00	0,32	0,27	0,21	0,19	0,18	0,16
Fase 2	19-out	144	45	45	40	35	35	30
	16-nov	112	51	46	46	41	36	15
	7-dez	111	81	72	37	42	32	23
	Média	122	59	54	41	39	34	23
	Des. padrão	19	20	15	4	4	2	7
	Ce/Ca	1,00	0,48	0,44	0,33	0,32	0,28	0,18
Fase 3	15-dez	153	84	74	64	59	64	49
	28-dez	163	88	51	47	56	42	37
	24-jan	100	43	48	53	33	33	24
	Média	139	72	58	54	50	46	37
	Des. padrão	34	25	14	9	14	16	13
	Ce/Ca	1,00	0,52	0,42	0,39	0,36	0,33	0,26

Quadro A-19 - Concentração de DQO Solúvel ( $\text{mg L}^{-1}$ ) no afluente (Ca), líquido residente e no efluente (Ce), no SAC 2 e valores de concentração relativa Ce/Ca

SAC 2	Pontos amostrais (m)							
	0	4	8	12	16	20	24	
	Afluente	Líquido residente					Efluente	
Fase 1	1-set	150	79	40	40	30	30	25
	21-set	155	55	45	45	45	35	35
	5-out	64	15	10	15	15	20	20
	Média	123	50	31	33	30	28	26
	Des. padrão	51	33	19	16	15	8	8
	Ce/Ca	1,00	0,40	0,26	0,27	0,24	0,23	0,22
Fase 2	19-out	149	60	55	45	40	40	30
	16-nov	96	61	45	40	45	40	30
	7-dez	101	57	52	42	37	25	15
	Média	115	59	51	42	41	35	25
	Des. padrão	29	2	5	3	4	9	9
	Ce/Ca	1,00	0,51	0,44	0,37	0,35	0,30	0,22
Fase 3	15-dez	163	64	61	61	54	44	39
	28-dez	144	61	42	47	37	35	25
	24-jan	110	53	43	55	55	45	45
	Média	139	59	49	54	49	41	36
	Des. padrão	27	6	11	7	10	6	10
	Ce/Ca	1,00	0,43	0,35	0,39	0,35	0,30	0,26

Quadro A-20 - Concentração de DQO Solúvel ( $\text{mg L}^{-1}$ ) no afluente (Ca), líquido residente e no efluente (Ce), no SAC 3 e valores de concentração relativa Ce/Ca

SAC 3	Pontos amostrais (m)							
	0	4	8	12	16	20	24	
	Afluente	Líquido residente					Efluente	
Fase 1	1-set	130	50	40	50	30	25	15
	21-set	155	55	30	30	25	25	25
	5-out	64	15	10	15	15	15	15
	Média	116	40	27	32	23	22	18
	Des. padrão	47	22	15	18	8	6	6
	Ce/Ca	1,00	0,34	0,23	0,27	0,20	0,19	0,16
Fase 2	19-out	139	50	40	30	25	20	20
	16-nov	101	40	35	30	20	15	10
	7-dez	108	44	29	20	20	10	10
	Média	116	45	35	27	22	15	13
	Des. padrão	20	5	5	6	3	5	6
	Ce/Ca	1,00	0,39	0,30	0,23	0,19	0,13	0,11
Fase 3	15-dez	182	54	49	45	44	47	22
	28-dez	173	59	37	27	27	22	22
	24-jan	134	85	50	40	33	30	30
	Média	163	66	45	37	35	33	25
	Des. padrão	25	16	7	9	8	12	5
	Ce/Ca	1,00	0,40	0,28	0,23	0,21	0,20	0,15

Quadro A-21 - Concentração de DQO Solúvel ( $\text{mg L}^{-1}$ ) no afluente (Ca), líquido residente e no efluente (Ce), no SAC 4 e valores de concentração relativa Ce/Ca

SAC 4	Pontos amostrais (m)							
	0	4	8	12	16	20	24	
	Afluente	Líquido residente					Efluente	
Fase 1	1-set	165	80	40	40	35	30	20
	21-set	130	55	35	35	30	25	25
	5-out	59	25	20	20	20	20	10
	Média	118	53	32	32	28	25	18
	Des. padrão	54	28	11	11	8	5	8
	Ce/Ca	1,00	0,45	0,27	0,27	0,24	0,21	0,15
Fase 2	19-out	144	70	40	20	30	20	10
	16-nov	121	45	30	35	25	20	10
	7-dez	133	56	51	41	31	26	15
	Média	133	57	40	32	28	22	12
	Des. padrão	12	12	11	11	3	3	3
	Ce/Ca	1,00	0,43	0,30	0,24	0,21	0,16	0,09
Fase 3	15-dez	199	59	53	35	39	37	22
	28-dez	192	85	56	47	42	37	37
	24-jan	100	65	60	45	40	35	35
	Média	164	70	56	42	40	36	31
	Des. padrão	56	14	3	6	1	1	8
	Ce/Ca	1,00	0,43	0,35	0,26	0,25	0,22	0,19

Quadro A-22 - Taxas de carga orgânica volumétrica,  $TCO_v$ , expressas em termos de DQO Solúvel ( $g\ m^{-3}\ d^{-1}$ ), aplicadas e mensuradas nas respectivas amostragens nas três fases avaliadas de operação do sistema

SAC	Fase 1			Fase 2			Fase 3		
	am 1	am 2	am 3	am 4	am 5	am 6	am 7	am 8	am 9
1	97	96	42	88	74	81	99	95	63
2	96	95	42	87	73	80	99	95	63
3	56	56	24	48	40	44	52	50	33
4	105	104	46	93	78	86	101	97	64

Quadro A-23 - Taxas de remoção volumétrica,  $TR_v$ , expressas em termos de DQO Solúvel ( $g\ m^{-3}\ d^{-1}$ ), avaliadas nas respectivas amostragens nas três fases de operação do sistema

SAC	Fase 1			Fase 2			Fase 3		
	am 1	am 2	am 3	am 4	am 5	am 6	am 7	am 8	am 9
1	76	84	93	79	88	83	72	78	78
2	84	77	71	79	75	89	77	85	60
3	90	84	78	86	92	93	87	87	73
4	87	84	85	93	92	88	87	78	69

Quadro A-24 - Taxas de carga orgânica por unidade de área superficial do SAC,  $TCO_A$ , expressas em termos de DQO Solúvel ( $kg\ ha^{-1}\ d^{-1}$ ), aplicadas e mensuradas nas respectivas amostragens nas três fases avaliadas de operação do sistema

SAC	Fase 1			Fase 2			Fase 3		
	am 1	am 2	am 3	am 4	am 5	am 6	am 7	am 8	am 9
1	109	108	47	99	83	91	111	107	71
2	85	85	37	77	65	71	88	85	56
3	49	48	21	42	35	38	45	44	29
4	105	104	46	61	51	56	66	64	42

Quadro A-25 - Concentração de sólidos suspensos totais, SST ( $\text{mg L}^{-1}$ ), no afluente (Ca), líquido residente e no efluente (Ce) no SAC 1, e valores de concentração relativa Ce/Ca

SAC 1	Pontos amostrais (m)							
	0	4	8	12	16	20	24	
	Afluente	Líquido residente					Efluente	
Fase 2	19-out	64	17	8	10	9	2	4
	16-nov	58	17	2	4	8	8	11
	7-dez	93	25	9	14	13	11	11
	Média	72	20	6	9	10	7	9
	Des. padrão	19	5	4	5	3	5	4
	Ce/Ca	1,00	0,27	0,09	0,13	0,14	0,10	0,12
Fase 3	15-dez	126	34	14	7	15	10	11
	28-dez	79	7	14	24	10	11	10
	24-jan	96	40	16	5	5	14	9
	Média	100	27	15	12	10	12	10
	Des. padrão	24	18	1	10	5	2	1
	Ce/Ca	1,00	0,27	0,15	0,12	0,10	0,12	0,10

Quadro A-26 - Concentração de sólidos suspensos totais, SST ( $\text{mg L}^{-1}$ ), no afluente (Ca), líquido residente e no efluente (Ce) no SAC 2, e valores de concentração relativa Ce/Ca

SAC 2	Pontos amostrais (m)							
	0	4	8	12	16	20	24	
	Afluente	Líquido residente					Efluente	
Fase 2	19-out	87	17	7	10	4	3	5
	16-nov	87	9	7	10	6	5	6
	7-dez	59	17	6	8	3	1	1
	Média	78	14	7	9	4	3	4
	Des. padrão	16	5	1	1	2	2	3
	Ce/Ca	1,00	0,18	0,09	0,12	0,06	0,04	0,05
Fase 3	15-dez	93	25	15	12	11	2	12
	28-dez	76	31	16	11	22	6	9
	24-jan	94	27	12	7	6	6	0
	Média	88	28	14	10	13	5	7
	Des. padrão	10	3	2	3	8	2	6
	Ce/Ca	1,00	0,32	0,16	0,11	0,15	0,05	0,08

Quadro A-27 - Concentração de sólidos suspensos totais, SST ( $\text{mg L}^{-1}$ ), no afluente (Ca), líquido residente e no efluente (Ce) no SAC 3, e valores de concentração relativa Ce/Ca

SAC 3	Pontos amostrais (m)							
	0	4	8	12	16	20	24	
	Afluente	Líquido residente					Efluente	
Fase 2	19-out	89	3	0	6	7	0	0
	16-nov	89	7	0	4	6	10	1
	7-dez	70	10	12	8	1	4	5
	Média	83	7	4	6	5	5	2
	Des. padrão	11	4	7	2	3	5	3
	Ce/Ca	1,00	0,08	0,05	0,07	0,06	0,06	0,02
Fase 3	15-dez	98	23	14	18	6	10	10
	28-dez	32	10	13	3	3	6	16
	24-jan	90	8	6	5	7	1	1
	Média	73	14	11	9	5	6	9
	Des. padrão	36	8	4	8	2	5	8
	Ce/Ca	1,00	0,19	0,15	0,12	0,07	0,08	0,12

Quadro A-28 - Concentração de sólidos suspensos totais, SST ( $\text{mg L}^{-1}$ ), no afluente (Ca), líquido residente e no efluente (Ce) no SAC 4, e valores de concentração relativa Ce/Ca

SAC 4	Pontos amostrais (m)							
	0	4	8	12	16	20	24	
	Afluente	Líquido residente					Efluente	
Fase 2	19-out	56	14	9	5	8	4	2
	16-nov	80	8	9	10	6	4	4
	7-dez	52	13	9	9	10	11	15
	Média	63	12	9	8	8	6	7
	Des. padrão	15	3	0	3	2	4	7
	Ce/Ca	1,00	0,19	0,14	0,13	0,13	0,10	0,11
Fase 3	15-dez	81	31	18	8	21	14	16
	28-dez	57	30	3	3	10	3	3
	24-jan	83	25	10	8	9	10	3
	Média	74	29	10	6	13	9	7
	Des. padrão	14	3	8	3	7	6	8
	Ce/Ca	1,00	0,39	0,14	0,09	0,18	0,12	0,10

Quadro A-29 - Taxas de carga volumétrica de SST,  $\text{TC}_v$  ( $\text{g m}^{-3} \text{d}^{-1}$ ), aplicadas e mensuradas nas respectivas amostragens nas últimas duas fases avaliadas de operação do sistema

SAC	Fase 2			Fase 3		
	am 4	am 5	am 6	am 7	am 7	am 8
1	14	45	48	42	56	35
2	14	45	47	41	56	35
3	8	25	26	23	30	18
4	16	48	51	44	58	35

Quadro A-30 - Taxas de remoção volumétrica de SST,  $TR_V$  ( $g\ m^{-3}\ d^{-1}$ ), removida nas respectivas amostragens nas últimas duas fases avaliadas de operação do sistema

SAC	Fase 2			Fase 3		
	am 4	am 5	am 6	am 7	am 7	am 8
1	43	41	35	50	29	46
2	42	44	41	50	29	51
3	25	23	21	27	13	27
4	46	48	35	48	34	51

Quadro A-31 - Taxas de carga de SST por unidade de área superficial do SAC,  $TC_A$  ( $kg\ ha^{-1}\ d^{-1}$ ), aplicadas e mensuradas nas respectivas amostragens nas últimas duas fases avaliadas de operação do sistema

SAC	Fase 2			Fase 3		
	am 4	am 5	am 6	am 7	Am 7	am 8
1	51	54	47	63	39	58
2	40	42	37	50	31	46
3	21	23	20	26	16	24
4	31	33	29	38	23	35

Quadro A-32 - Valores de turbidez (UNT) no afluente (a), no líquido residente e no efluente (e) no SAC 1

SAC 1	Pontos amostrais (m)							
	0	4	8	12	16	20	24	
	Afluente	Líquido residente					Efluente	
Fase 2	19-out	55,0	14,0	9,9	8,9	8,4	5,2	3,9
	16-nov	36,0	18,0	10,0	7,8	7,6	6,9	6,6
	7-dez	55,0	23,0	16,0	11,0	9,8	7,8	7,7
	Média	48,7	18,3	12,0	9,2	8,6	6,6	6,1
	Des. padrão	11,0	4,5	3,5	1,6	1,1	1,3	2,0
	Ce/Ca	1,00	0,38	0,25	0,19	0,18	0,14	0,12
Fase 3	15-dez	75,0	28,0	16,0	14,0	10,0	11,0	11,0
	28-dez	55,0	30,0	16,0	11,0	10,0	9,6	12,0
	24-jan	60,0	33,0	32,0	16,0	13,0	12,0	23,0
	Média	63,3	30,3	21,3	13,7	11,0	10,9	15,3
	Des. padrão	10,4	2,5	9,2	2,5	1,7	1,2	6,6
	Ce/Ca	1,00	0,48	0,34	0,22	0,17	0,17	0,24

Quadro A-33 - Valores de turbidez (UNT) no afluente (a), líquido residente e no efluente (e) no SAC 2

SAC 2	Pontos amostrais (m)							
	0	4	8	12	16	20	24	
	Afluente	Líquido residente					Efluente	
Fase 2	19-out	55,0	14,0	11,0	9,9	8,0	9,0	7,5
	16-nov	50,0	18,0	11,0	7,2	7,0	8,0	6,5
	7-dez	55,0	21,0	11,0	11,0	7,4	9,6	12,0
	Média	53,3	17,7	11,0	9,3	7,5	8,8	8,6
	Des. padrão	2,9	3,5	0,0	2,0	0,5	0,8	3,0
	Ce/Ca	1,00	0,33	0,21	0,18	0,14	0,17	0,16
Fase 3	15-dez	75,0	31,0	17,0	14,0	13,0	13,0	16,0
	28-dez	55,0	35,0	23,0	14,0	11,0	9,7	17,0
	24-jan	55,0	40,0	30,0	27,0	15,0	14,0	19,0
	Média	61,7	35,3	23,3	18,3	13,0	12,2	17,3
	Des. padrão	11,5	4,5	6,5	7,5	2,0	2,3	1,5
	Ce/Ca	1,00	0,57	0,38	0,30	0,21	0,20	0,28

Quadro A-34 - Valores de turbidez (UNT) no afluente (a), líquido residente e no efluente (e) no SAC 3

SAC 3	Pontos amostrais (m)							
	0	4	8	12	16	20	24	
	Afluente	Líquido residente					Efluente	
Fase 2	19-out	50,0	12,0	9,9	8,9	6,8	6,7	1,1
	16-nov	55,0	9,5	6,8	7,5	9,8	4,6	2,3
	7-dez	50,0	11,0	6,1	12,0	3,3	4,7	4,4
	Média	51,7	10,8	7,6	9,4	6,6	5,3	2,6
	Des. padrão	2,9	1,3	2,0	2,3	3,2	1,1	1,7
	Ce/Ca	1,00	0,21	0,15	0,18	0,13	0,10	0,05
Fase 3	15-dez	75,0	18,0	14,0	16,0	11,0	3,8	14,0
	28-dez	50,0	21,0	11,0	9,5	7,6	3,8	10,0
	24-jan	55,0	22,0	12,0	12,0	9,5	8,1	16,0
	Média	60,0	20,3	12,3	12,5	9,3	5,2	13,3
	Des. padrão	13,2	2,1	1,5	3,3	1,7	2,5	3,1
	Ce/Ca	1,00	0,34	0,21	0,21	0,16	0,09	0,22

Quadro A-35 - Valores de turbidez (UNT) no afluente (a), no líquido residente e no efluente (e) no SAC 4

SAC 4	Pontos amostrais (m)							
	0	4	8	12	16	20	24	
	Afluente	Líquido residente					Efluente	
Fase 2	19-out	50	13	9,9	6,8	3,4	3,5	3,6
	16-nov	55	10	6,1	5,2	6	7,2	3,9
	7-dez	50	14	14	11	10	10	8,8
	Média	51,7	12,3	10,0	7,7	6,5	6,9	5,4
	Des. padrão	2,9	2,1	4,0	3,0	3,3	3,3	2,9
	Ce/Ca	1,00	0,24	0,19	0,15	0,13	0,13	0,11
Fase 3	15-dez	65,0	17,0	16,0	19,0	17,0	13,0	10,0
	28-dez	50,0	15,0	18,0	16,0	12,0	9,1	12,0
	24-jan	55,0	17,0	13,0	16,0	18,0	16,0	18,0
	Média	56,7	16,3	15,7	17,0	15,7	12,7	13,3
	Des. padrão	7,6	1,2	2,5	1,7	3,2	3,5	4,2
	Ce/Ca	1,00	0,29	0,28	0,30	0,28	0,22	0,24

Quadro A-36 - Concentrações de N-Total ( $\text{mg L}^{-1}$ ) no afluente (Ca) e no efluente (Ce) dos SACs

N-Total	SAC 1		SAC 2		SAC 3		SAC 4		
	Ca	Ce	Ca	Ce	Ca	Ce	Ca	Ce	
Fase 1	1-set	21,8	17,5	20,3	15,7	19,9	11,0	17,1	14,0
	21-set	31,6	17,5	28,2	16,1	28,9	14,1	29,6	14,8
	5-out	13,4	10,8	14,8	8,7	16,1	2,7	14,8	2,7
	Média	22,3	15,2	21,1	13,5	21,6	9,3	20,5	10,5
	Des. padrão	9,1	3,9	6,8	4,2	6,6	5,9	8,0	6,8
Fase 2	19-out	32,3	21,5	33,6	21,5	30,9	12,1	32,3	4,0
	16-nov	26,2	13,4	23,5	12,1	27,6	6,7	28,2	7,4
	7-dez	38,3	28,2	39,6	24,2	36,3	17,5	38,3	41,0
	Média	32,3	21,0	32,3	19,3	31,6	12,1	32,9	17,5
	Des. padrão	6,0	7,4	8,1	6,4	4,4	5,4	5,1	20,5
Fase 3	15-dez	33,6	33,6	44,4	29,6	37,6	19,5	39,6	30,6
	28-dez	39,0	33,6	35,6	34,0	37,6	18,8	37,6	32,9
	24-jan	33,2	25,5	32,9	25,5	36,3	18,8	36,3	24,2
	Média	35,3	30,9	37,6	29,7	37,2	19,0	37,9	29,2
	Des. padrão	3,2	4,7	6,0	4,3	0,8	0,4	1,7	4,5

Quadro A-38 - Valores de taxas de remoção volumétrica,  $\text{TR}_v$  de N-Total ( $\text{g m}^{-3} \text{d}^{-1}$ ) mensuradas nas respectivas amostragens nas três fases avaliadas de operação do sistema

SAC	Fase 1			Fase 2			Fase 3		
	am 1	am 2	am 3	am 4	Am 5	am 6	am 7	am 8	am 9
1	1	8	3	6	9	6	3	2	6
2	2	8	4	6	9	8	5	2	6
3	3	6	5	7	7	7	6	6	5
4	3	10	9	18	13	-2	5	3	7

Quadro A-39 - Concentrações de P-Total ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) no afluente (Ca) e no efluente (Ce) dos SACs

P-Total		SAC 1		SAC 2		SAC 3		SAC 4	
		Ca	Ce	Ca	Ce	Ca	Ce	Ca	Ce
Fase 1	1-set	4,0	2,8	3,9	3,3	4,0	1,8	4,3	3,0
	21-set	3,3	1,4	3,5	2,3	3,5	2,6	3,7	1,3
	5-out	3,1	0,7	3,0	0,9	3,1	0,1	3,0	0,3
	Média	3,5	1,6	3,5	2,2	3,5	1,5	3,7	1,5
	Des. padrão	0,5	1,1	0,4	1,2	0,5	1,3	0,6	1,4
Fase 2	19-out	5,8	3,3	6,2	4,0	5,8	0,4	6,0	1,8
	16-nov	5,4	3,4	6,0	3,1	6,1	1,9	6,0	1,4
	7-dez	6,8	7,4	7,0	5,0	6,8	4,2	6,9	4,7
	Média	6,0	4,7	6,4	4,0	6,2	2,2	6,3	2,6
	Des. padrão	0,7	2,4	0,5	1,0	0,5	1,9	0,5	1,8
Fase 3	15-dez	7,3	11,5	11,3	9,7	11,1	12,0	10,9	10,8
	28-dez	8,4	7,3	8,3	6,9	8,0	5,7	8,1	7,8
	24-jan	7,9	5,6	7,9	5,9	8,2	4,6	9,0	4,9
	Média	7,9	8,1	9,2	7,5	9,1	7,4	9,3	7,9
	Des. padrão	0,5	3,0	1,9	2,0	1,7	4,0	1,4	3,0

Quadro A-40 - Valores de taxas de carga volumétrica,  $\text{TC}_V$  de P-Total ( $\text{g m}^{-3} \text{d}^{-1}$ ), aplicadas e mensuradas nas respectivas amostragens nas três fases avaliadas de operação do sistema

SAC	Fase 1			Fase 2			Fase 3		
	am 1	am 2	am 3	am 4	Am 5	am 6	am 7	am 8	am 9
1	2,6	2,2	1,9	3,7	3,6	4,2	5,8	4,6	4,7
2	2,5	2,2	1,9	3,6	3,5	4,1	5,8	4,6	4,7
3	1,5	1,3	1,1	2,0	1,9	2,3	3,0	2,5	2,5
4	2,8	2,4	2,1	3,9	3,8	4,4	5,9	4,7	4,8

Quadro A-41 - Valores de taxas de remoção volumétrica,  $\text{TR}_V$  de P-Total ( $\text{g m}^{-3} \text{d}^{-1}$ ), mensuradas nas respectivas amostragens nas três fases avaliadas de operação do sistema

SAC	Fase 1			Fase 2			Fase 3		
	am 1	am 2	am 3	am 4	Am 5	am 6	am 7	am 8	am 9
1	0,79	1,32	1,49	1,67	1,54	-0,32	-0,74	0,51	1,51
2	0,47	0,77	1,35	1,22	1,67	1,13	0,26	0,73	1,32
3	0,82	0,35	1,08	1,84	1,31	0,88	-0,55	0,74	1,08
4	0,72	1,52	1,89	2,66	2,90	1,43	-0,40	0,20	1,92

Quadro A-42 - Valores de taxas de carga de P-Total por unidade de área superficial do SAC ( $TC_A$ ) em  $kg\ ha^{-1}\ d^{-1}$ , aplicadas e mensuradas nas respectivas amostragens nas três fases avaliadas de operação do sistema

SAC	Fase 1			Fase 2			Fase 3		
	am 1	am 2	am 3	am 4	am 5	am 6	am 7	am 8	am 9
1	2,9	2,5	2,2	4,1	4,0	4,7	6,5	5,2	5,3
2	2,2	2,0	1,7	3,2	3,1	3,7	5,1	4,1	4,2
3	1,3	1,1	1,0	1,7	1,7	2,0	2,6	2,1	2,1
4	1,8	1,6	1,4	2,5	2,5	2,9	3,9	3,1	3,1

Quadro A-43 - Concentrações de Potássio ( $mg\ L^{-1}$ ) no afluente (Ca) e no efluente (Ce) dos SACs

Potássio	SAC 1		SAC 2		SAC 3		SAC 4		
	Ca	Ce	Ca	Ce	Ca	Ce	Ca	Ce	
Fase 1	1-set	15,0	8,8	15	17,6	14,4	7,1	13,1	8,8
	21-set	14,5	13,2	15,0	15,0	15,7	13,7	15,4	7,6
	5-out	5,8	1,0	6,0	2,6	5,8	0,8	5,8	0,8
	Média	11,7	7,7	12,0	11,7	12,0	7,2	11,4	5,7
	Des. padrão	5,2	6,2	5,2	8,0	5,4	6,5	5,0	4,3
Fase 2	19-out	11,8	5	11,6	6,0	11,6	1,6	10,8	1,6
	16-nov	11,5	6,1	10,9	7,5	10,5	3,9	11,7	3,3
	7-dez	13,3	12,7	13,3	11,9	13,3	10,3	12,9	11,1
	Média	12,2	7,9	11,9	8,5	11,8	5,3	11,8	5,3
	Des. padrão	0,9	3,4	1,2	2,3	1,4	3,4	0,7	4,0
Fase 3	15-dez	13,3	12,7	12,9	12,9	13,3	9,7	13,9	11,1
	28-dez	12,9	11,1	13,1	10,9	12,9	6,3	12,7	9,7
	24-jan	13,4	12,8	13,0	13,0	13,4	9,8	14,0	11,2
	Média	13,2	12,2	13,0	12,3	13,2	8,6	13,5	10,7
	Des. padrão	0,2	1,0	0,1	1,2	0,3	2,0	0,7	0,8

Quadro A-44 - Valores de taxas de carga volumétrica,  $TC_V$  de potássio ( $g\ m^{-3}\ d^{-1}$ ), aplicadas e mensuradas nas respectivas amostragens nas três fases avaliadas de operação do sistema

SAC	Fase 1			Fase 2			Fase 3		
	am 1	am 2	am 3	am 4	am 5	am 6	am 7	am 8	am 9
1	9,1	9,6	3,7	7,0	6,8	8,1	7,6	7,3	7,6
2	9,0	9,4	3,6	6,9	6,7	8,0	7,6	7,3	7,6
3	5,3	5,5	2,1	3,8	3,7	4,4	4,0	3,9	4,0
4	9,8	10,4	4,0	7,4	7,2	8,5	7,8	7,5	7,8

Quadro A-45 - Valores de taxas de remoção volumétrica,  $TR_V$  de P-Total ( $g\ m^{-3}\ d^{-1}$ ), mensuradas nas respectivas amostragens nas três fases avaliadas de operação do sistema

SAC	Fase 1			Fase 2			Fase 3		
	am 1	am 2	am 3	am 4	am 5	am 6	am 7	am 8	am 9
1	3,5	1,2	3,1	3,9	3,1	0,3	0,4	1,0	0,4
2	-2,0	0,1	2,0	3,3	2,2	0,8	0,3	1,1	0,2
3	2,7	0,5	1,8	3,3	2,4	1,0	1,1	2,0	1,1
4	3,8	5,2	3,4	6,3	5,1	1,4	1,3	1,9	1,3

Quadro A-46 - Valores de taxas de carga de potássio por unidade de área superficial do SAC, ( $TC_A$ ), em  $kg\ ha^{-1}\ d^{-1}$ , aplicadas e mensuradas nas respectivas amostragens nas três fases avaliadas de operação do sistema

SAC	Fase 1			Fase 2			Fase 3		
	am 1	am 2	am 3	am 4	am 5	am 6	am 7	am 8	am 9
1	10,2	10,7	4,1	7,9	7,7	9,1	8,5	8,2	8,6
2	8,0	8,4	3,2	6,1	6,0	7,1	6,7	6,5	6,8
3	4,6	4,8	1,9	3,3	3,2	3,8	3,5	3,4	3,5
4	6,5	6,8	2,6	4,9	4,7	5,6	5,1	4,9	5,1

Quadro A-47 - Concentrações de Sódio ( $mg.L^{-1}$ ) no afluente (Ca) e no efluente (Ce) dos SACs

Sódio		SAC 1		SAC 2		SAC 3		SAC 4	
		Ca	Ce	Ca	Ce	Ca	Ce	Ca	Ce
Fase 1	1-set	29,0	15,7	27,7	19,2	27,3	13,1	27,7	15,3
	21-set	27,8	26,6	25,5	29,5	25,5	32,4	25,7	14,9
	5-out	19,2	27,4	20,2	26,6	20,2	20,6	20,4	23,4
	Média	25,3	23,2	24,5	25,1	24,3	22,0	24,6	17,9
	Des. padrão	5,3	6,5	3,9	5,3	3,7	9,7	3,8	4,8
Fase 2	19-out	32,4	34,8	32,2	31,4	32,8	38,0	32,8	30,4
	16-nov	32,2	31,0	35,8	30,6	35,4	35,8	32,6	30,2
	7-dez	51,7	63,7	51,7	59,7	48,7	51,7	49,7	55,7
	Média	38,8	43,2	39,9	40,6	39,0	41,8	38,4	38,8
	Des. padrão	11,2	17,9	10,4	16,6	8,5	8,6	9,8	14,7
Fase 3	15-dez	59,9	60,9	46,9	57,9	51,9	53,9	48,9	60,9
	28-dez	42,6	34,2	43,0	33,4	43,0	28,6	42,6	33,4
	24-jan	42,3	32,7	42,3	31,1	42,7	29,1	42,7	30,3
	Média	48,3	42,6	44,1	40,8	45,9	37,2	44,7	41,5
	Des. padrão	10,1	15,9	2,5	14,8	5,2	14,5	3,6	16,8

Quadro A-48 - Valores de taxas de carga volumétrica,  $TC_v$  de Sódio ( $g\ m^{-3}\ d^{-1}$ ), aplicadas e mensuradas nas respectivas amostragens nas três fases avaliadas de operação do sistema

SAC	Fase 1			Fase 2			Fase 3		
	am 1	am 2	am 3	am 4	am 5	am 6	am 7	am 8	am 9
1	10,2	10,7	4,1	7,9	7,7	9,1	8,5	8,2	8,6
2	8,0	8,4	3,2	6,1	6,0	7,1	6,7	6,5	6,8
3	4,6	4,8	1,9	3,3	3,2	3,8	3,5	3,4	3,5
4	6,5	6,8	2,6	4,9	4,7	5,6	5,1	4,9	5,1

Quadro A-49 - Valores de contagem (número mais provável) de coliformes totais e *E. coli* (NMP/mL<sup>-1</sup>) no afluente e no efluente dos SACs

Coliformes	Afluente		Efluente		
	C. total	<i>E. Coli</i>	C. total	<i>E. Coli</i>	
SAC 1	21-set	1,05E+07	7,40E+05	8,16E+04	2,91E+04
	19-out	1,09E+06	7,40E+05	1,99E+05	9,20E+02
	16-nov	7,23E+06	3,88E+06	2,41E+06	7,27E+02
	15-dez	1,99E+07	1,21E+07	1,73E+05	8,66E+04
	24-jan	9,80E+06	2,00E+06	5,79E+05	2,48E+05
SAC 2	21-set	9,06E+06	1,48E+06	6,86E+04	3,87E+04
	19-out	2,78E+05	1,73E+05	1,12E+05	6,86E+04
	16-nov	5,65E+06	1,48E+06	2,41E+05	9,80E+04
	15-dez	2,72E+07	1,20E+07	2,41E+05	7,70E+04
	24-jan	1,08E+07	3,00E+06	2,42E+05	8,66E+04
SAC 3	21-set	9,33E+06	1,99E+06	9,32E+03	4,87E+03
	19-out	6,37E+06	2,49E+06	3,17E+03	1,35E+03
	16-nov	5,86E+06	1,48E+06	3,22E+04	4,57E+03
	15-dez	2,78E+07	8,60E+07	3,87E+04	2,24E+04
	24-jan	2,59E+07	9,60E+06	6,87E+04	7,54E+03
SAC 4	21-set	9,90E+06	1,87E+06	3,65E+04	1,61E+04
	19-out	7,27E+06	3,79E+06	5,79E+04	1,58E+04
	16-nov	1,39E+06	3,05E+06	3,07E+04	1,60E+04
	15-dez	2,33E+07	9,80E+07	1,20E+05	5,76E+04
	24-jan	6,30E+06	5,20E+06	6,46E+04	2,87E+04