

RONALDO FIA

**DESEMPENHO DE SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS NO  
TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DA LAVAGEM E  
DESCASCAMENTO/DESPOLPA DOS FRUTOS DO CAFEIRO**

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  
2008

RONALDO FIA

**DESEMPENHO DE SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS NO  
TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DA LAVAGEM E  
DESCASCAMENTO/DESPOLPA DOS FRUTOS DO CAFEIRO**

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: 30 de junho de 2008.

---

Prof<sup>a</sup>. Maria Eliana Lopes Ribeiro de  
Queiroz  
(Co-orientadora)

---

Prof. Alisson Carraro Borges

---

Prof. Mauro Aparecido Martinez

---

Prof. Raimundo Rodrigues Gomes  
Filho

---

Prof. Antonio Teixeira de Matos  
(Orientador)

*A Deus.*

*Aos meus pais Milton e Nilda.*

*As minhas irmãs Maria das Neves, Nelma e Joelma.*

*Aos meus amigos e colegas.*

## **OFEREÇO**

*A minha esposa Fátima Resende Luiz Fia.*

## **DEDICO**

## AGRADECIMENTOS

A Deus pela sua presença constante em minha vida.

À Universidade Federal de Viçosa e ao Departamento de Engenharia Agrícola, pela oportunidade e infra-estrutura.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes), pela concessão da bolsa de estudos.

Ao Professor Antonio Teixeira de Matos, pela oportunidade, orientação e amizade.

Aos professores co-orientadores Maria Eliana Lopes Ribeiro de Queiroz e Paulo Afonso Ferreira, e ao Professor Alisson Carraro Borges, pelas sugestões e esclarecimentos.

Aos professores Lêda Rita D'Antonino Faroni e Mauri Martins Teixeira, pela disponibilidade e confiança.

Ao Simão, pelos ensinamentos e pelo apoio dado no trabalho de laboratório.

Aos amigos Filipe, Pedro e Junior, pelo apoio e pela dedicação na condução do experimento.

Aos demais amigos e colegas de laboratório, pelo compartilhamento das dúvidas e alegrias.

Aos funcionários do Departamento de Engenharia Agrícola: José Galinari, Marcos, Edna, Renato, Maria José, Danilo (mecanização), José Eustáquio, Geraldinho, Catitu, Inhame (armazenamento), Chicão e Eduardo (hidráulica), por sempre atender às solicitações e pela agradável convivência.

Ao Sr. Geraldo Lopes Rosado Soares, chefe da Divisão de Parques e Jardins, pela boa vontade na disponibilização de materiais necessários para a montagem e condução do experimento.

Ao Sr. Edson, proprietário do Sítio Jatobá, pela disponibilização das águas do processamento dos frutos do cafeeiro.

Aos meus amigos verdadeiros, pelo convívio e pela amizade sincera.

Aos meus colegas e amigos da Pós-Graduação e Graduação, pela ajuda, apoio e amizade.

Às demais pessoas que, direta ou indiretamente, contribuíram para realização deste trabalho, os meus sinceros agradecimentos.

## **BIOGRAFIA**

RONALDO FIA, filho de Milton Fia e Nilda Supeletto Fia, nasceu em 29 de dezembro de 1979, em Castelo, ES.

Em 1995 iniciou o curso de Técnico Agrícola na Escola Agrotécnica Federal de Alegre – ES, concluindo-o em 1997.

Em abril de 1999, iniciou o curso de graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental na Universidade Federal de Viçosa, concluindo-o em julho de 2004.

Em agosto de 2004, ingressou no Programa de Pós-Graduação, em nível de Mestrado, em Engenharia Agrícola na Universidade Federal de Viçosa. Em agosto de 2005 fez a mudança de nível de Mestrado para o Doutorado sem defesa de tese, concentrando seus estudos na Área de Recursos Hídricos e Ambientais, submetendo-se a defesa de tese em junho de 2008.

## ÍNDICE

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS .....	vii
RESUMO .....	x
ABSTRACT .....	xii
INTRODUÇÃO GERAL .....	01
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	04
CAPÍTULO 1 - TRATAMENTO E APROVEITAMENTO AGRÍCOLA DAS ÁGUAS RESIDUÁRIAS DA LAVAGEM E DESCASCAMENTO/DESPOLPA DOS FRUTOS DO CAFEIEIRO – ESTUDO PRELIMINAR .....	
1.1 INTRODUÇÃO .....	08
1.2 MATERIAL E MÉTODOS .....	11
1.2.1 Água residuária .....	11
1.2.2 Sistema alagado construído .....	11
1.2.3 Operação e avaliação do sistema .....	12
1.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	14
1.3.1 Desempenho agronômico da taboa .....	14
1.3.2 Avaliação do sistema alagado construído .....	16
1.4 CONCLUSÕES .....	27
1.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	28
CAPÍTULO 2 – DESEMPENHO DE FILTROS ANAERÓBIOS NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DA LAVAGEM E DESCASCAMENTO/DESPOLPA DOS FRUTOS DO CAFEIEIRO .....	
2.1 INTRODUÇÃO .....	31
2.2 MATERIAL E MÉTODOS .....	35
2.2.1 Filtros anaeróbios .....	35
2.2.2 Água residuária .....	38
2.2.3 Operação dos filtros anaeróbios .....	39
2.2.4 Monitoramento dos filtros anaeróbios .....	43
2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	45
2.3.1 Caracterização da ARC .....	45
2.3.2 Desempenho dos filtros anaeróbios .....	47

2.3.3	Remoção de nutrientes e compostos fenólicos .....	62
2.4	CONCLUSÕES .....	73
2.5	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	74
2.6	APÊNDICE A .....	79
CAPITULO 3 – DESEMPENHO DE SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DA LAVAGEM E DESCASCAMENTO DOS FRUTOS DO CAFEIEIRO .....		
		92
3.1	INTRODUÇÃO .....	92
3.2	MATERIAL E MÉTODOS .....	96
3.2.1	Montagem experimental .....	96
3.2.2	Água residuária .....	98
3.2.3	Condução experimental .....	98
3.2.4	Avaliação dos SACESFs .....	102
3.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	104
3.3.1	Condições ambientais .....	104
3.3.2	Desempenho dos SACESFs .....	105
3.3.2.1	Remoção de matéria orgânica .....	105
3.3.2.2	Remoção de nutrientes .....	120
3.3.2.3	Remoção de compostos fenólicos .....	132
3.3.3	Avaliação do desempenho agrônomo, da produtividade e absorção de nutrientes pelas plantas .....	135
3.3.3.1	Desempenho agrônomo e produção de matéria seca ..	135
3.3.3.2	Remoção de nutrientes .....	141
3.4	CONCLUSÕES .....	149
3.5	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	151
3.6	APÊNDICE B .....	158

## LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

AB	Alcalinidade a bicarbonato
AI	Alcalinidade intermediária
AP	Alcalinidade parcial
ARC	Águas residuárias da lavagem e descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro
AT	Alcalinidade total
AVT	Ácidos voláteis totais
$C_1$	Concentração da ARC afluente ao SAC <sub>1</sub>
$C_1^*$	Concentração da ARC afluente ao F <sub>1</sub> e ao SAC <sub>1</sub> <sup>*</sup>
$C_2$	Concentração da ARC afluente ao SAC <sub>2</sub>
$C_2^*$	Concentração da ARC afluente ao F <sub>2</sub> e ao SAC <sub>2</sub> <sup>*</sup>
$C_3$	Concentração da ARC afluente ao SAC <sub>3</sub>
$C_3^*$	Concentração da ARC afluente ao F <sub>3</sub> e ao SAC <sub>3</sub> <sup>*</sup>
Ca	Cálcio trocável
Ca(OH) <sub>2</sub>	Hidróxido de cálcio (cal hidratada)
CE	Condutividade elétrica
CHV	Carga hidráulica volumétrica
COB	Carga orgânica biológica
COV	Carga orgânica volumétrica
Cu	Cobre
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DQO	Demanda química de oxigênio
F <sub>1</sub>	Filtro 1
F <sub>1</sub>	Concentração efluente do filtro 1 e afluente ao SAC <sub>1</sub> <sup>F</sup>
F <sub>2</sub>	Filtro 2
F <sub>2</sub>	Concentração efluente do filtro 2 e afluente ao SAC <sub>2</sub> <sup>F</sup>



F <sub>3</sub>	Filtro 3
F3	Concentração efluente do filtro 3 e afluente ao SAC <sub>3</sub> <sup>F</sup>
Fe	Ferro
H <sub>2</sub>	Gás hidrogênio
K	Potássio total
K <sup>+</sup>	Íon potássio
K <sub>1</sub>	Coefficiente de desoxigenação
Mg	Magnésio
Mn	Manganês
N	Nitrogênio total
N <sub>2</sub>	Óxido nítrico
N <sub>2</sub> O	Óxido nitroso
Na	Sódio total
NH <sub>3</sub>	Amônia livre
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Íon amônio
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	Nitrito
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Nitrato
P	Fósforo total
PEAD	Polietileno de alta densidade
pH	Potencial hidrogeniônico
PVC	Policloreto de vinila
Q	Vazão
SACESF	Sistemas alagados construídos de escoamento subsuperficial horizontal
SAC	SACESF que recebeu ARC sem a correção do pH
SAC <sub>1</sub>	SACESF que recebeu ARC diluída 50% (v/v), sem a correção do pH
SAC <sub>2</sub>	SACESF que recebeu ARC diluída 75% (v/v), sem a correção do pH
SAC <sub>3</sub>	SACESF que recebeu ARC bruta e sem a correção do pH
SAC*	SACESF que recebeu ARC com a correção do pH

SAC* <sub>1</sub>	SACESF que recebeu ARC diluída 50% (v/v), com a correção do pH
SAC* <sub>2</sub>	SACESF que recebeu ARC diluída 75% (v/v), com a correção do pH
SAC* <sub>3</sub>	SACESF que recebeu ARC bruta e com a correção do pH
SAC <sup>F</sup>	SACESF que recebeu ARC com correção de pH e após digestão no filtro anaeróbio
SAC <sup>F</sup> <sub>1</sub>	SACESF que recebeu ARC diluída 50% (v/v) com correção de pH e após digestão no filtro anaeróbio
SAC <sup>F</sup> <sub>2</sub>	SACESF que recebeu ARC diluída 75% (v/v) com correção de pH e após digestão no filtro anaeróbio
SAC <sup>F</sup> <sub>3</sub>	SACESF que recebeu ARC bruta com correção de pH e após digestão no filtro anaeróbio
SAEG	Sistema para análises estatísticas
SST	Sólidos suspensos totais
SSV	Sólidos suspensos voláteis
ST	Sólidos totais
SVT	Sólidos voláteis totais
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
TRH	Tempo de residência hidráulica
UASB	Reator anaeróbio de manta de lodo
v/v	Volume por volume
Zn	Zinco
v	Velocidade ascensional do líquido

## RESUMO

FIA, Ronaldo, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, junho de 2008. **Desempenho de sistemas alagados construídos no tratamento de águas residuárias da lavagem e descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro.** Orientador: Antonio Teixeira de Matos. Co-orientadores: Maria Eliana Lopes Ribeiro de Queiroz e Paulo Afonso Ferreira.

Em vista da escassez de informações técnicas específicas sobre o tratamento de águas residuárias da lavagem e descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro (ARC) utilizando sistemas alagados construídos de escoamento subsuperficial (SACESF), este trabalho teve como objetivos estudar o desempenho de SACESFs, cultivados com taboa (*Typha* sp.) e alternantera (*Alternanthera philoxeroides*), no tratamento da ARC. Estes sistemas foram submetidos a diferentes condições experimentais e à aplicação de diferentes cargas orgânicas. Além disso, objetivou-se avaliar o desempenho agrônômico e a extração de nutrientes pelas plantas nas diferentes condições de operação do sistema. Para realização do estudo, foram montados na Área de Pré-processamento e Armazenamento de Produtos Agrícolas, do Departamento de Engenharia Agrícola da UFV nove SACESFs constituídos por caixas de madeira de pínus, impermeabilizadas internamente com geomembrana de PEAD, com 0,5 mm de espessura, nas dimensões de 0,4 m de altura x 0,5 m de largura x 1,5 m de comprimento, e declividade de 0,01 m m<sup>-1</sup>. Como meio suporte, utilizou-se brita “zero” até a altura de 0,35 m, mantendo-se o nível d’água a 0,05 m abaixo da superfície do material suporte. Em cada SACESF, implementou-se, nos primeiros 0,75 m, a espécie alternantera e, nos últimos 0,75 m, a taboa. Após dois meses de implantação do sistema, iniciou-se a aplicação da ARC, sendo o experimento conduzido em três fases. Na fase I, três sistemas receberam ARC diluída, três receberam ARC diluída e com correção de pH (elevação do pH até próximo de 7,0) e, nos três últimos SACESFs, aplicou-se os efluentes de filtros anaeróbios, os quais foram alimentados com ARC diluída e correção de pH. Na fase II, aumentou-se a carga orgânica aplicada e manteve um tempo de residência hidráulico (TRH) médio de 59 horas, sendo o sistema conduzido por três vias: 1 – A ARC foi lançada diretamente nos SACESFs, em três concentrações diferentes: 50% v/v; 75% v/v e 100%, sendo os três SACESFs denominados SAC<sub>1</sub>, SAC<sub>2</sub> e SAC<sub>3</sub>, respectivamente; 2 – A ARC recebeu correção com cal hidratada até pH

aproximadamente 7 e correção nutricional (DBO/N/P = 100/5/1) e foi lançada em três concentrações: 50% v/v, 75% v/v e 100%, sendo os três SACESFs denominados  $SAC^*_1$ ,  $SAC^*_2$  e  $SAC^*_3$ , respectivamente; 3 – A ARC recebeu correção com cal hidratada até pH aproximadamente 7 e correção nutricional (DBO/N/P = 100/5/1) e foi aplicada em filtros anaeróbios, em três concentrações: 50% v/v; 75% v/v e 100%; sendo os efluentes, posteriormente, lançados nos SACESFs, respectivamente denominados  $SAC^F_1$ ;  $SAC^F_2$  e  $SAC^F_3$ , como pós-tratamento. Na fase III, procedeu-se da mesma forma que na fase II, com exceção do TRH médio que foi aumentado para 109 horas. Com a condução do experimento verificou-se que o aumento nas taxas de carga superficial dos constituintes no sistema, proporcionou decréscimo na eficiência de remoção destes em todos os SACESFs avaliados, além disso, para a maioria das variáveis avaliadas, as concentrações destas nos efluentes acompanharam a instabilidade da carga orgânica afluenta, indicando a sensibilidade do sistema às variações de carga aplicada. Quando se aumentou o TRH médio para valores acima de 100 horas (fase III), os SACESFs apresentaram maiores eficiências na remoção de DQO ( $SAC^*_1$ ,  $SAC^F_1$  e  $SAC^F_2$ ) e DBO ( $SAC_1$ ,  $SAC^*_1$ ,  $SAC^F_2$  e  $SAC^F_3$ ) que os tempos de residência hidráulica de, aproximadamente, 60 horas aplicado nas fases I e II do experimento. Esta maior eficiência foi favorecida pelas menores cargas orgânicas aplicadas (sub-índice 1), pela correção nutricional e do pH (\*) e pelo tratamento nos filtros anaeróbios (F). Entretanto, nem mesmo o tempo de residência hidráulica de 100 horas 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. As plantas cultivadas não se adaptaram às condições de exposição às altas cargas orgânicas, não apresentando bom desempenho agrônômico, em termos de produtividade e extração de nutrientes, exceto as cultivadas no  $SAC^F_1$ . Entre as duas espécies avaliadas, a alternantera foi a espécie vegetal que apresentou maior capacidade extratora de nutrientes, chegando a extrair, aproximadamente, 4,6; 28,8 e 9,1% de todo o N, P e K aplicados no  $SAC^F_1$ . Comparando-se os nove SACESFs, verifica-se que o  $SAC^F_1$ , que recebeu a menor carga orgânica ( $1.500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de DQO) na terceira fase, foi aquele que apresentou melhor desempenho, no que se refere à remoção de matéria orgânica e compostos fenólicos dos efluentes dos filtros anaeróbios utilizados no tratamento da ARC. As eficiências médias de remoção de DBO, DQO e compostos fenólicos desse sistema foram iguais a 63, 85 e 65%, respectivamente.

## ABSTRACT

FIA, Ronaldo, D.Sc., Universidade Federal de viçosa, June 2008. **Performance of the constructed wetland systems in the treatment of the wastewaters from the washing/husking the fruits of the coffee shrub.** Adviser: Antonio Teixeira de Matos. Co-advisers: Maria Eliana Lopes Ribeiro de Queiroz and Paulo Afonso Ferreira.

Taking into account the shortage of specific technical information about the treatment of the wastewaters from the washing/husking the fruits of the coffee shrub (ARC), by using the constructed wetland systems of the subsuperficial flowing type (SACESF), this study was conducted to evaluate the performance of SACESFs cropped with cattail (*Typha* sp.) and alligatorweed (*Alternanthera philoxeroides*) in the ARC treatment. Those systems were subjected to either different experimental conditions and the application of different organic loads. It was also aimed to evaluate the agronomic performance and nutrient extraction by the plants under different operational conditions of the system. So, nine SACESFs constituted by pinus wood-made boxes internally waterproof with PEAD geomembrane with 0.5 mm thickness, measuring 0.4 m height x 0.5 m width x 1.5 m length and 0.01 m m<sup>-1</sup> slope. As a supporting medium, the crushed stone “zero” was used up to 0.35 m height, whereas maintaining the water level at 0.05 m below the surface of the supportable material. In each SACESF, the *A. philoxeroides* species was implemented at the first 0.75 m and the *Typha* sp. at the last 0.75 m. After two months from implantation of the system, the ARC application was begun, as being the experiment conducted at three phases. In phase I, three systems received diluted ARC, three received diluted ARC with pH correction (pH increased up to 7.0 approximately), and whereas the last three SACESFs were applied the effluents of the anaerobic filters that were fed diluted ARC with pH correction. At phase II, the applied organic load was increased and an average hydraulic residence time (HRT) was maintained at 59 hours, as being the system conducted by three vias as follows. 1 – The ARC was directly thrown into SACESFs, at three different concentrations: 50% v/v; 75% v/v and 100%, which were so-called SAC<sub>1</sub>, SAC<sub>2</sub> and SAC<sub>3</sub>, respectively; 2 – the ARC was given correction with hydrated lime until pH around 7 and nutritional correction

(BOD/N/P = 100/5/1), and it was thrown at three concentrations: 50% v/v, 75% v/v and 100%, as being those three SACESFs so-called  $SAC^*_1$ ,  $SAC^*_2$  and  $SAC^*_3$ , respectively; 3 – the ARC was given either correction with hydrated lime until reaching the pH around 7 and the nutritional correction (BOD/N/P = 100/5/1). Then, it was applied at three concentrations (50% v/v; 75% v/v and 100%) in anaerobic filters; later, the effluents were thrown into SACESFs so-called  $SAC^F_1$ ;  $SAC^F_2$  and  $SAC^F_3$  respectively for post-treatment. The same procedure followed at phase II was adopted for phase III, except the average HRT that was increased to 109 hours. During the experiment, it was verified that the increased surface load rates of those constituents of the system provided decrease in their removal efficiency in all SACESFs. In addition, for most variables under evaluation, the concentrations of those rates in the effluents followed the instability of the affluent organic load, therefore indicating the sensibility of the system to the variations in the load applied. When the average HRT was increased to values above 100 hours (phase III), the SACESFs showed higher efficiencies in the removal of COD ( $SAC^*_1$ ,  $SAC^F_1$  and  $SAC^F_2$ ) and BOD ( $SAC_1$ ,  $SAC^*_1$ ,  $SAC^F_2$  and  $SAC^F_3$ ) than the hydraulic residence times around 60 hours applied at the experimental phases I and II. This higher efficiency was favored by the lowest organic loads applied (subindex 1), by the nutritional correction and pH (\*) and by the treatment in the anaerobic filters ( $^F$ ). However, even the hydraulic residence time of 100 hours was not enough to producing an effluent that would satisfy the patterns for release into receiving water bodies, in accordance with the environmental legislation by State of Minas Gerais. The cropped plants showed no adaptation to exposure to the high organic loads, since they did not present a satisfactory agronomic performance, relative to productivity and nutrient extractions, except those cropped in  $SAC^F_1$ . Among the species under evaluation, the *A. philoxeroides* was the one showing higher capacity for extracting the nutrients, as it reached an extraction around 4.6; 28.8 and 9.1 % of the whole N, P and K applied in  $SAC^F_1$ . When comparing those nine SACESFs, one may verify the  $SAC^F_1$  that received the lowest organic load ( $1,500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  COD) presented the best performance concerning to the removal of the organic matter and phenolic compounds from the effluents of the anaerobic filters used in the ARC treatment. The average removal efficiencies of BOD, COD and phenolic compounds of this system were  $63 \pm 22$ ,  $85 \pm 9$  and  $65 \pm 11\%$ , respectively.

## INTRODUÇÃO GERAL

O Brasil colheu, na safra 2006/2007, cerca de 42 milhões de sacas de café, estando essa produção concentrada na região sudeste do país, com destaque para os estados de Minas Gerais, Espírito Santo e São Paulo que, juntos, respondem por mais de 81% da produção nacional. A cafeicultura brasileira é uma das mais competitivas do mundo, posicionando o país em primeiro lugar no ranking mundial de produção e exportação de grãos (IBGE, 2007).

Diante de um mercado cada vez mais exigente, a busca por qualidade é, atualmente, uma das maiores preocupações nos diversos segmentos produtivos e, em especial, no agronegócio cafeeiro. O café é um dos poucos produtos cujo valor cresce consideravelmente com a melhoria da qualidade, sendo que um produto de baixa qualidade pode sofrer redução no seu valor de comercialização. A qualidade final do produto, bem como a viabilidade econômica da cafeicultura, está fortemente relacionada com técnicas corretas e manejo racional do sistema de processamento (EMBRAPA, 2007).

A qualidade é essencial para o produto ganhar mercado e atender às novas exigências dos consumidores internos e externos. Em vista disso, o produtor brasileiro que quer dedicar-se a uma cafeicultura lucrativa deverá se especializar na produção de café de boa qualidade. Neste contexto, além de manter o potencial de qualidade do café recém-colhido, a lavagem e o processamento via úmida, em que, antes da secagem, o café é submetido às operações de descascamento, lavagem e degomagem ou retirada de parte da mucilagem, reduzem o custo energético de todo o processo. A lavagem e o processamento via úmida dos frutos do cafeeiro, apesar das inúmeras vantagens que apresentam, geram grande volume de águas residuárias (ARC), com alto potencial poluente, necessitando de tratamento prévio antes do seu lançamento em cursos d'água (MATOS & LO MONACO, 2003).

O nosso país é, atualmente, o maior produtor e exportador de grãos de café e o processamento via úmida dos frutos, diferentemente da produção de grãos via seca, é tendência na busca de qualidade no produto. Assim, a necessidade de estudos que possam considerar o tratamento das grandes

quantidades de águas residuárias ricas em materiais orgânicos altamente poluentes geradas por esse processo, se torna imprescindível.

As propriedades rurais que apresentam algum sistema de tratamento geralmente utilizam o sistema de lagoa anaeróbia seguido por lagoa facultativa, as quais demandam grandes áreas, devido às características intrínsecas destes sistemas de tratamento e do alto tempo de residência hidráulica necessário para degradação da matéria orgânica e dos compostos recalcitrantes presentes na ARC. Pesquisas têm sido desenvolvidas com o intuito de se aplicar a ARC como fertirrigação no próprio cultivo do cafeeiro (LO MONACO *et al.* 2007), o que demanda o uso de sistemas de irrigação de aplicação localizada, como sendo uma forma técnica e ambientalmente adequada na disposição dessas águas residuárias. Entretanto, quando se aplica a ARC, os gotejadores ficam passíveis de entupimento freqüente (BATISTA *et al.*, 2005). A produção de gramíneas forrageiras fertirrigadas com ARC tem sido também, objeto de estudos (MATOS *et al.* 2003a), bem como a avaliação de sistemas anaeróbios (DINSDALE *et al.*, 1996; BELLO-MENDOZA & CASTILLO-RIVERA, 1998; LUIZ *et al.*, 2004; SILVA & CAMPOS, 2005; LUIZ, 2007; BRUNO, 2007), os quais requerem menor área para instalação do sistema.

Embora os processos anaeróbios de tratamento apresentem grande remoção de matéria orgânica biodegradável, com relativamente baixos custos, os seus efluentes não têm atendido os padrões de lançamento em corpo hídrico receptor, estabelecido na legislação ambiental, requerendo, nesses casos, pós-tratamento. Atualmente, diversos pesquisadores (SOUSA *et al.*, 2000; NEDER *et al.*, 2001; VALENTIM, 2003; CECCONELLO, 2005; BARRETO, 2005; HUSSAR *et al.*, 2005; MANT *et al.*, 2006; ROSTON & COLLAÇO, 2006; MANNARINO *et al.*, 2006; MATOS *et al.*, 2007) vêm propondo o tratamento em sistemas alagados construídos, também denominados *wetlands* e leitos cultivados de fluxo horizontal. Esses sistemas vêm sendo utilizados como alternativa de pós-tratamento de reatores anaeróbios ou outros sistemas de tratamento primário e também no tratamento de efluentes brutos (GUIMARÃES *et al.*, 2000; MEIRA *et al.*, 2001; BRASIL *et al.*, 2005).

Os sistemas alagados são artificialmente projetados para utilizar plantas aquáticas (macrófitas) em substratos (como areia, solo ou brita), onde ocorre a



formação de biofilme que agrega populações variadas de microrganismos que, por meio de processos biológicos, químicos e físicos, possibilitam o tratamento das águas residuárias, podendo ser classificados como tratamento secundário (SOUSA *et al.*, 2000; MATOS *et al.*, 2003b).

A vegetação implantada nesses tanques construídos atua como extratora de macro e micronutrientes necessários ao seu crescimento, além de transferir oxigênio para o substrato, permitindo a formação de sítios aeróbios em torno de rizomas e raízes. Estas plantas também favorecem o desenvolvimento dos filmes biologicamente ativos que propiciam a degradação dos compostos orgânicos, depurando o meio (MARQUES, 1999).

Seidel, na Alemanha, e Wolverton, nos Estados Unidos, apresentaram os primeiros resultados decorrentes do uso de plantas aquáticas vasculares na depuração de águas residuárias de origem doméstica e industrial, por volta de 1955 (BLAKE, 1982). Neste trabalho, os autores observaram que as plantas do gênero *Scirpus*, *Typha* e *Phalaris* apresentaram propriedades depuradoras úteis no controle da carga poluidora de águas residuárias. Segundo HEGERMANN (1996), o tratamento de águas residuárias em sistemas alagados construídos tem sido realizado, na Europa, desde os anos 60, apresentando bons resultados.

Essa tecnologia é adaptável a grande variedade de situações e necessidades de tratamento, por meio da seleção do tipo de sistema a ser construído e da sua combinação com outras tecnologias. Sistemas alagados construídos têm custos totais significativamente mais baixos que sistemas de tratamento convencionais (ITRC, 2003).

Vários estudos avaliando a potencialidade dos sistemas alagados construídos no tratamento de efluentes podem ser encontrados na literatura. No entanto, não são encontrados trabalhos desta natureza utilizando as águas residuárias do processamento via úmida dos frutos do cafeeiro. Desta forma, neste trabalho teve-se por objetivo geral avaliar o desempenho de sistemas alagados construídos no tratamento das águas residuárias da lavagem e descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BARRETO, C. O. *Eficiência de leito de macrófitas como unidade de polimento de efluente de indústria de aditivos para ração*. Campinas: FEAGRI/UNICAMP, 2005, 52 p. Dissertação de Mestrado - Universidade Estadual de Campinas, 2005.

BATISTA, R. O.; LO MÔNACO, P. A.; MATOS, A. T.; CUNHA, F. F. Alteração na vazão de gotejadores tipo fita utilizados na aplicação de água residuária da despolpa de frutos do cafeeiro. *Engenharia na Agricultura*, v.13, n.2, p.69-73, 2005.

BELLO-MENDOZA, R.; CASTILLO-RIVERA, M. F. Start-up of an anaerobic hybrid UASB/filter reactor treating wastewater from a coffee processing plant. *Anaerobe*, v. 4, p.219-225, 1998.

BLAKE, G. *Utilization des plantes vasculaires aquatiques en lagunage*. In: SEMINAIRE L'ÉPURATION PAR LAGUNAGE. Montpellier, France: Cerete, p.5. 1982.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; SOARES, A.A.; FERREIRA, P. A. Qualidade de efluente de sistemas alagados construídos, utilizados no tratamento de esgoto doméstico. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.9, Suplemento, p.133-137, 2005.

BRUNO, M. *Desempenho de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) em dois estágios tratando águas residuárias do beneficiamento de café por via úmida*. Jaboticabal: UNESP, 2007, 125p. Dissertação de mestrado – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, 2007.

CECCONELLO, C. M. *Pós-tratamento de lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos utilizando leitões cultivados*. Passo Fundo: UPF, 2005, 148 p. Dissertação de Mestrado - Universidade de Passo Fundo, 2005.

DINSDALE, R. M.; HAWKES, F. R.; HAWKES, D. L. The mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of coffee waste containing coffee grounds. *Water Research*, v.30, n.2, p.371-377, 1996.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Disponível em: <<http://www23.sede.embrapa.br:8080/aplic/cafenews.nsf/f66e4ae353d4b87e03256b1700494349/51b3077ac7b12d4b03256beb0074286e?OpenDocument>>. Acessado em 05 Dez 2007.

GUIMARÃES, A.B.; LEOPOLDO, P.R.; BREDA, C.C. Extração de nutrientes através de plantas aquáticas em sistemas de wetlands. In: CONGRESSO

INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27, 2000, Porto Alegre-RS. *Anais ...* Rio de Janeiro: ABES, 2000. CD-ROM.

HEGERMANN, W. *Natural wastewater treatment systems in Germany – constructed wetland and lagoons*. In: CHERNICHARO, C.A.L. e VON SPERLING, M. Seminário Internacional: Tendências no tratamento simplificado de águas residuárias domésticas e industriais. Belo Horizonte, março de 1996. p.81-104.

HUSSAR, G. J.; PARADELA, A. L.; JONAS, T. C.; GOMES, J. P. R. Tratamento da água de escoamento de tanque de piscicultura através de leitos cultivados de vazão subsuperficial: análise da qualidade física e química. *Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia*, v.2, n.1, p.46-59, 2005.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Municipal Agricultural Production (PAM). Social Communication, 2007. Disponível em: <[http://www.ibge.gov.br/english/presidencia/noticias/noticia\\_impressao.php?id\\_noticia=998](http://www.ibge.gov.br/english/presidencia/noticias/noticia_impressao.php?id_noticia=998)>. Acessado em 05 Dez 2007.

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

LO MONACO, P.; MATOS, A. T.; MARTINEZ, H. P.; FERREIRA, P. A.; RAMOS, M. M. Avaliação do estado nutricional do cafeeiro após a fertirrigação com águas residuárias da lavagem e descascamento de seus frutos. *Engenharia na Agricultura*, v.15, n.4, p.392-399, 2007.

LUIZ, F. A. R. *Desempenho de reatores anaeróbios de leito fixo no tratamento de águas residuárias da lavagem e descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro*. Viçosa: UFV, 2007. Dissertação de mestrado – Universidade Federal de Viçosa, 2007.

LUIZ, F. A. R.; CAMPOS, C. M. M.; CARMO, A. C. Partida de um reator UASB em escala laboratorial tratando efluente líquido proveniente do despolpamento do café. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 33, CONBEA. São Pedro – SP, 2004. *Anais...* São Pedro – SP, 2004. (CD-ROM).

MANNARINO, C.F.; FERREIRA, J.A.; CAMPOS, J.C.; RITTER, E. *Wetlands para tratamento de lixiviados de aterros sanitários – experiências no aterro sanitário de Pirai e no aterro metropolitano de Gramacho (RJ)*. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. v.11, n.2, p.108-112, 2006.

MANT, C.; COSTA, S.; WILLIAMS, J.; TAMBOURGI, E. Phytoremediation of Chromium by Model Constructed Wetlands. *Bioresource Technology*, v.97, n.15, p.1767-1772, 2006.

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. p.409-435.

MATOS, A. T.; FIA, R. F.; LUIZ, F. A. R. Características rastreáveis dos sistemas de tratamento de águas residuárias geradas no processamento de frutos do cafeeiro. In: Laércio Zambolim (Org.). *Rastreabilidade para a Cadeia Produtiva do Café*. 1 ed. Visconde do Rio Branco: Suprema Gráfica e Editora, 2007, p. 321-377.

MATOS, A. T.; LO MONACO, P. A. *Tratamento e aproveitamento agrícola de resíduos sólidos e líquidos da lavagem e despolpa dos frutos do cafeeiro*. Viçosa: UFV/DEA, 2003. (Boletim técnico n. 7).

MATOS, A. T.; PINTO, A. B.; PEREIRA, O. G.; SOARES, A. A.; LO MONACO, P. A. Produtividade de forrageiras utilizadas em rampas de tratamento de águas residuárias da lavagem e despolpa de frutos do cafeeiro. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.7, n.1, p.154-158, 2003a.

MATOS, A. T.; BRASIL, M. S.; FONSECA, S. P. P. Aproveitamento de efluentes líquidos domésticos e agroindustriais na agricultura. In: ENCONTRO DE PRESERVAÇÃO DE MANACIAIS DA ZONA DA MATA MINEIRA, 3, 2003, Viçosa. Uso de Águas Residuárias e Biossólidos na Agricultura. *Anais...* Viçosa: UFV, DEA, ABES/MG, 2003b. p.25 -79.

MEIRA, C.M.B.S.; CEBALLOS, B.S.O.; SOUSA, J. T.; KONIG, 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...* Rio de Janeiro: ABES, 2001. CD-ROM.

NEDER, K. D.; QUEIROZ, T. R.; SOUZA, M.A.A. Utilização de processos naturais para polimento de efluentes de lagoas de estabilização. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 21, João Pessoa-PB, 2001. *Anais...* Rio de Janeiro: ABES, 2001. CD-ROM.

ROSTON, D. M.; COLLAÇO, A. B. O uso de pneus picados como meio suporte de leitos cultivados para o tratamento de esgoto sanitário. *Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia*, v.3, n.1, p.21-31, 2006.

SILVA, B. A.; CAMPOS, C. M. M. Tratamento anaeróbio de efluentes líquidos gerados no beneficiamento úmido do café. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 34, CONBEA. Canoas – RS, 2005. *Anais...* Canoas – RS, 2005. (CD-ROM).

SOUZA, 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.

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

## CAPÍTULO 1

### TRATAMENTO E APROVEITAMENTO AGRÍCOLA DAS ÁGUAS RESIDUÁRIAS DA LAVAGEM E DESCASCAMENTO/DESPOLPA DOS FRUTOS DO CAFEIEIRO – ESTUDO PRELIMINAR

#### 1.1 INTRODUÇÃO

A atividade de lavagem e descascamento/despolpa de frutos do cafeeiro gera grandes volumes de águas residuárias (ARC), ricas em material orgânico em suspensão e constituintes orgânicos e inorgânicos em solução, de elevado poder poluente, além de grande quantidade de resíduos sólidos (MATOS *et al.*, 2000).

Recentemente, devido à escassez e aos custos, muitos produtores passaram a reciclar a água utilizada no processo, como forma de minimizar o uso desse recurso. No entanto, a qualidade da água em uso piora com o tempo de recirculação no sistema, podendo, vir a comprometer a qualidade final do produto (RAGGI *et al.*, 2007).

São poucos os estudos técnico-científicos sobre a melhor forma de se tratar os efluentes provenientes da lavagem e descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro para seu reaproveitamento no processamento. Em vista disso, estudos passaram a ser necessários no intuito de se disponibilizar técnicas de tratamento que possam ser utilizadas para melhoria das características da água em recirculação, bem como para sua disposição, já que, se feita de forma inadequada, ocasiona grande impacto ambiental, trazendo sérios prejuízos ao solo e aos corpos d'água receptores.

Uma forma de baixo custo para o tratamento de águas residuárias é a utilização de sistemas de tratamento de efluentes naturais, os quais são simples, apresentam baixa ou nenhuma demanda de energia, têm baixo custo de implantação e manutenção, são de fácil gerenciamento e podem ser incorporados à paisagem local. Dentre estes podem ser citados os sistemas alagados construídos colonizados por determinadas espécies vegetais, onde

se obtém a remoção de parte importante das cargas orgânica e inorgânica do resíduo. Como observado por BRASIL *et.al.* (2003), sistemas alagados possuem grande eficiência na remoção de matéria orgânica e nutrientes presentes na ARC. Porém, é importante ressaltar que os sistemas alagados naturais são protegidos por regulamentação em muitos países, onde um maior nível de tratamento é exigido anteriormente à disposição das águas residuárias nestes ambientes. Portanto, os custos, de tratamento e monitoramento são elevados quando o tratamento do resíduo líquido é feito nos alagados naturais (KADLEC & KNIGHT, 1996).

Assim, foram criados os sistemas alagados construídos, semelhantes aos naturalmente existentes (VALENTIM, 2003), sendo incluídos na categoria de sistemas naturais de tratamento de águas residuárias. Os sistemas alagados construídos têm a vantagem de permitir o controle sistemático e a otimização das habilidades dos alagados naturais, em remover e transformar os poluentes (WOOD, 1995), além de possuírem flexibilidade de localização.

Os leitos cultivados agem como um filtro biológico de águas superficiais e subterrâneas nos quais microrganismos aeróbios e anaeróbios se aderem ao meio suporte, onde as plantas são estabelecidas ou fixadas. A rizosfera e outras partes submersas das plantas tornam-se importantes mecanismos de purificação da água. A biota presente nos sistemas alagados – macrófitas, microfauna e microflora – absorve nutrientes e degrada a matéria orgânica das águas residuárias, contribuindo para ciclagem de nutrientes e do carbono (KADLEC & KNIGHT, 1996).

A remoção dos nutrientes e do material orgânico presente na água residuária se dá por meio de processos físicos, químicos e biológicos (WOOD, 1995), influenciados pelo tipo de planta cultivada, escoamento do efluente no leito de macrófitas, material suporte (meio filtrante) e principalmente, pelas características físicas e químicas do efluente a ser tratado. A combinação de diferentes ambientes dentro do leito de macrófitas (aeróbios, anaeróbios e anóxicos) contribui para que se possa ter uma melhoria nas remoções de carga orgânica (DBO e DQO) e de nutrientes, melhorando a qualidade do efluente final.

A quantidade de matéria orgânica aplicada em sistemas alagados construídos deve permitir a degradação do material orgânico sem, contudo, reduzir a eficiência de remoção do mesmo. O excesso de matéria orgânica

torna o ambiente anaeróbico, impedindo o desenvolvimento de microrganismos aeróbios, sabidamente mais eficientes na degradação de compostos orgânicos, devido a sua mais rápida reprodução. Talvez, por esta razão, a USEPA (2000) sugere  $133 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de carga orgânica, expressas em termos de DBO, como carga máxima a ser aplicada em sistemas alagados construídos nas condições de clima temperado. Alguns valores semelhantes e superiores aos citados pela USEPA (2000) são encontrados na literatura em estudos realizados em condições tropicais:

- $22 \text{ a } 118 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ , no tratamento de esgoto doméstico (BRASIL *et al.*, 2005);
- $66 \text{ a } 570 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ , no tratamento de águas residuárias de laticínios (MATOS *et al.*, 2008);
- $39 \text{ a } 354 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ , no tratamento de águas residuárias da suinocultura (FREITAS, 2006).

Entretanto, ainda são poucos os conhecimentos de recomendações para dimensionamento em regiões tropicais.

Diante do exposto, neste trabalho teve-se por objetivo avaliar, de forma exploratória, o desenvolvimento da macrófita *Thypha* sp. e o desempenho e eficácia de sistemas alagados construídos no tratamento de águas residuárias da lavagem e descascamento/despolpa de frutos do cafeeiro, quando submetidos a diferentes taxas de aplicação de carga orgânica.



## **1.2. MATERIAL E MÉTODOS**

O experimento foi conduzido na Área de Pré-processamento e Armazenamento de Produtos Agrícolas, do Departamento de Engenharia Agrícola (DEA) da UFV, em Viçosa, MG, tendo como coordenadas geográficas: 20° 45' de latitude sul e 42° 45' de longitude oeste e altitude de 650 m. As análises laboratoriais foram realizadas nos Laboratórios de Qualidade da Água e de Química dos Resíduos do DEA/UFV.

### **1.2.1. Água residuária**

A água residuária do processamento dos frutos do cafeeiro utilizada no experimento foi coletada na Unidade de Beneficiamento de Café da UFV. Essa unidade tinha um consumo médio de água de 5 L kg<sup>-1</sup> de grãos processados. Os grãos eram lavados, descascados/despulpados e a água residuária produzida era transportada, semanalmente, por meio de um carro-pipa, para um reservatório de armazenamento localizado próximo ao experimento.

### **1.2.2 Sistema alagado construído**

O sistema alagado foi constituído por um canal escavado no solo, de 1,0 m de largura x 15,0 m de comprimento x 0,70 m de profundidade, com 0,5% de declividade, impermeabilizado com geomembrana de polietileno de alta densidade (PEAD) com 0,5 mm de espessura, sobre a qual foi colocada uma camada de 0,35 m de brita zero, como substrato ou meio suporte, mantendo-se uma altura molhada média de 0,30 m de ARC em escoamento no leito. No substrato, foi plantada taboa, como vegetal depurador das águas em tratamento (Figura 1.1).

Ao longo do sistema alagado foram instalados, na posição vertical, tubos de PVC de 50 mm, com furos de aproximadamente 3 mm de diâmetro. Esses tubos foram dispostos, aos pares, no sentido transversal, e distanciados de 3 m, no sentido longitudinal, sendo inseridos no meio suporte de tal forma que atingissem a geomembrana, no fundo do leito. Esses tubos constituíram 4

pontos de amostragem de líquido em tratamento no leito. Durante o período de 35 dias foram feitas três amostragens ao longo dos leitos, as quais foram efetuadas nos pontos 0, 3, 6, 9, 12 e 15 m. O ponto 0 m correspondeu a caixa de diluição da ARC e o ponto 15 m a saída do sistema.



**Figura 1.1.** Vista geral do sistema alagado construído preparado para receber a ARC.

### **1.2.3 Operação e avaliação do sistema**

O plantio da taboa (*Typha* sp.) no sistema alagado foi feito seis meses antes do início da produção de ARC (período de colheita dos frutos do cafeeiro), para que houvesse adequado estabelecimento da espécie vegetal no leito e formação do biofilme no substrato. Para que isso fosse possível, após o plantio, o sistema recebeu adubação orgânica (dejeito suíno e esgoto doméstico), a cada 30 dias.

Após o início de operação do sistema, como teste preliminar, avaliou-se a aplicação da ARC numa carga orgânica igual a  $850 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de DBO, o que correspondeu à aplicação de um volume médio diário de 450 L de ARC (perfazendo um tempo de residência hidráulica – TRH, no leito, de 10 dias), equivalente à aplicação de uma lâmina  $30 \text{ mm d}^{-1}$  de ARC, por um período de 3

dias. Posteriormente, após ser verificado que a taxa de aplicação estava excessivamente alta, foi feita uma redução no seu valor para  $400 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ , por meio da diluição da ARC com água da rede de abastecimento da UFV, de forma a se manter o TRH de 10 dias. Essa aplicação foi feita por um período de 35 dias.

Análises químicas e bioquímicas foram efetuadas no afluente e no efluente do sistema alagado e compreenderam a medição da condutividade elétrica (CE) e do potencial hidrogeniônico (pH), além da quantificação das concentrações de DBO, pelo método iodométrico; DQO, pelo método do refluxo aberto; sódio (Na) e potássio (K), por fotometria de chama; fósforo (P), por espectrofotometria; sólidos totais (ST) e sólidos em suspensão (SS), pelo método gravimétrico (APHA, AWWA & WEF, 1998). Determinou-se o nitrogênio total (N) pelo método semimicro Kjeldahl com adição de ácido salicílico, adaptado de KIEHL (1995).

### 1.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 1.3.1 Desempenho agrônômico da taboa

A aplicação inicial de ARC numa taxa de  $850 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de DBO no sistema alagado, devido às altas taxas evapotranspirométricas da taboa, proporcionou grande redução na vazão efluente do leito e concentração de sais no meio. BRASIL *et al.* (2005) obteve valores de evapotranspiração para a cultura da taboa em sistemas alagados construídos que variaram de 4,9 a 14,0  $\text{mm d}^{-1}$ , enquanto os valores de evapotranspiração de referência variaram de 2,22 a 3,36  $\text{mm d}^{-1}$ .

Assim, após três dias de aplicação da ARC, as plantas cultivadas na parte inicial do leito (primeiros 3 m) apresentaram sinais de queima foliar e senescência (Figura 1.2). Provavelmente isto ocorreu em consequência da alta concentração de sais naturalmente presentes na ARC, justificada pela condutividade elétrica média da ARC igual a  $1,34 \text{ dS m}^{-1}$ , e em razão do acúmulo destes no meio.

Após este período, foi feita uma lavagem do meio suporte do leito, utilizando-se água da rede de distribuição, com a finalidade de remover os sais retidos no sistema, evitando-se, desta forma, a morte da taboa no restante do sistema.



**Figura 1.2.** Vista geral do sistema alagado construído, destacando-se a senescência da taboa, após 3 dias de aplicação da ARC na taxa de  $850 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de DBO.

Durante a fase de aplicação da ARC diluída (taxa de  $400 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de DBO), a taboa também manteve sinais de intoxicação e senescência, razão pela qual se procedeu ao replantio das plantas mortas (Figura 1.3). Contudo, ao final de 35 dias de aplicação desta taxa, verificou-se que as plantas remanescentes morreram e as replantadas não se desenvolveram.

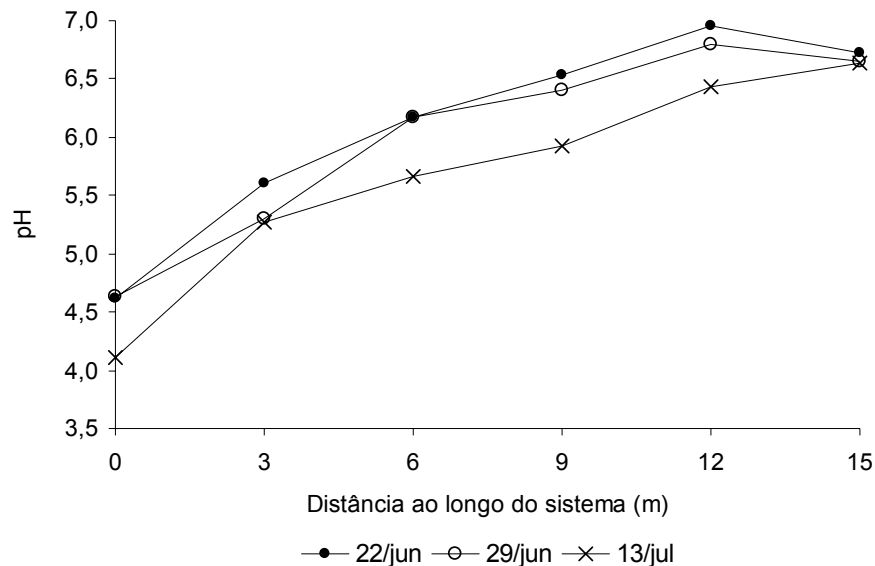
MATOS *et al.* (2008) aplicando carga orgânica equivalente a  $570 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de DBO, não verificaram a senescência das espécies vegetais cultivadas (capim tifton-85 e capim elefante). FREITAS (2006), da mesma forma, não constatou sinais de fitotoxicidade e senescência nas espécies avaliadas (taboa, alternantera e capim tifton-85), mesmo com aplicação de DBO superior a  $350 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ . No entanto, torna-se importante ressaltar que os autores trabalharam com águas residuárias com características físicas e químicas diferentes (água residuárias de laticínios e da suinocultura), melhor balanceadas, em termos nutricionais (P e N), apesar da elevada carga orgânica apresentada.



**Figura 1.3.** Implantação de novas mudas de taboa no sistema alagado construído para aplicação da taxa de  $400 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de DBO.

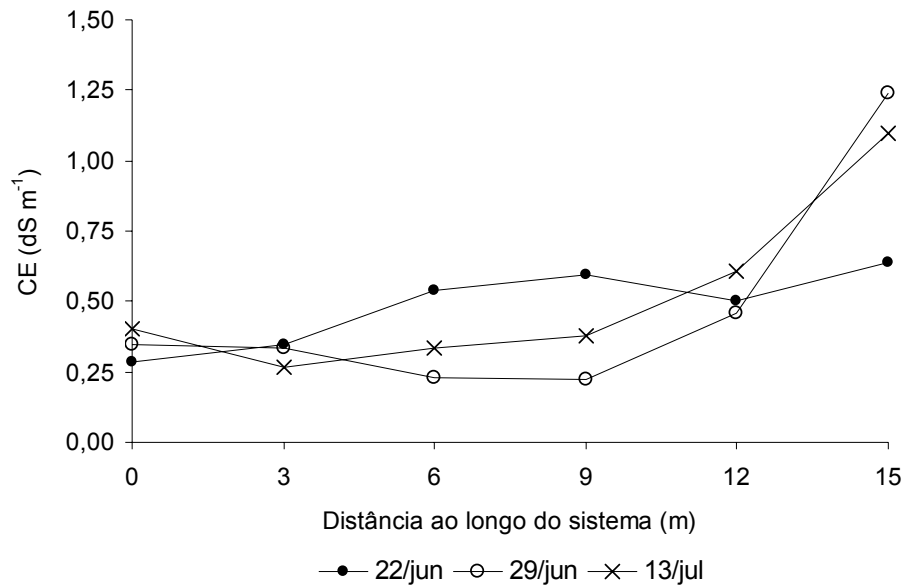
### **1.3.2 Avaliação do sistema alagado construído**

Os valores de pH, medidos no afluente (0 m) e efluente (15 m), durante o período experimental, apresentaram-se na faixa de 4,1 a 4,6 e 6,6 a 6,7, respectivamente (Figura 1.4). Apesar de tendência de aumento nos valores de pH ao longo do leito de cultivo, estes estiveram, na maior parte das vezes, abaixo da faixa ideal de digestão anaeróbia (6,8 a 7,2) (CHERNICHARO, 1997), um dos processos de degradação que ocorre nos sistemas alagados. No entanto, os valores efluentes podem ser considerados adequados para a manutenção da microbiota aquática. O pH afluente pode ter sido influenciado pelo pH da água de diluição, pois a ARC bruta apresentou valores médios de 4,0 para o pH.



**Figura 1.4.** Valores de pH, medidos no período de aplicação da taxa de  $400 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de DBO, na água residuária em tratamento no sistema alagado construído.

Os valores de CE variaram de  $0,23$  a  $1,24 \text{ dS m}^{-1}$  em todas as amostragens (Figura 1.5), sendo superiores àqueles obtidos por NOGUEIRA (2003) ( $0,66$  a  $0,80 \text{ dS m}^{-1}$ ), que trabalhou com sistema alagado de escoamento vertical, e BRASIL *et al.* (2005) ( $0,21$  a  $0,60 \text{ dS m}^{-1}$ ). Os valores obtidos para CE foram inferiores aos aplicados por PEARSON (2007), o qual verificou que a *Typha latifolia* apresentou-se sensível quando cultivada em ambientes com CE superior a  $4,0 \text{ dS m}^{-1}$ . No entanto, este autor cultivou a taboa em águas salinas e não em águas residuárias. Torna-se importante ressaltar que ao se medir a CE quantifica-se os íons em solução. Entretanto, outros compostos orgânicos em solução e não ionizados podem não contribuir para os valores de CE medidos, mas podem exercer um aumento no potencial osmótico da solução, impedindo a absorção de água e nutrientes pelas plantas.

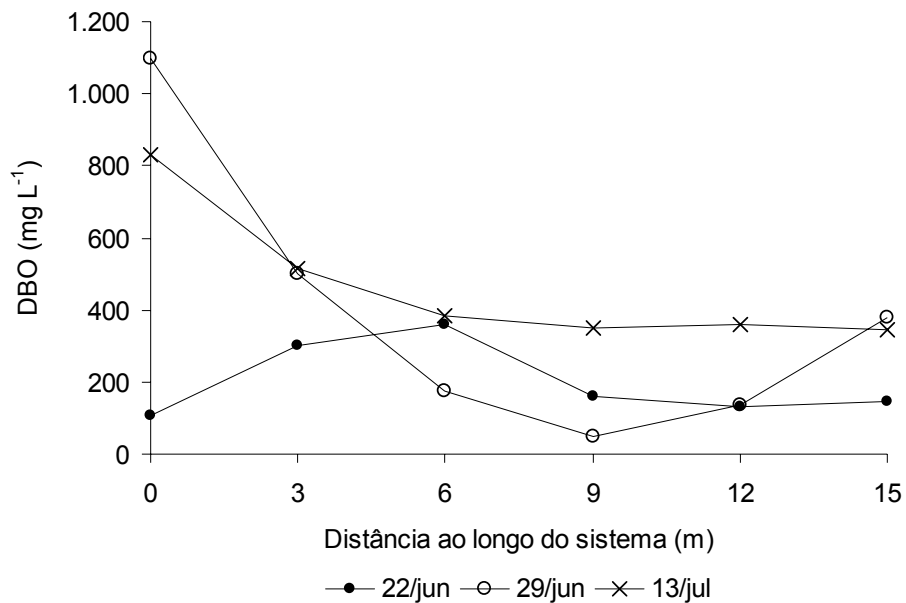


**Figura 1.5.** Valores de CE, medidos no período de aplicação da taxa de 400 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de DBO, na água residuária em tratamento no sistema alagado construído.

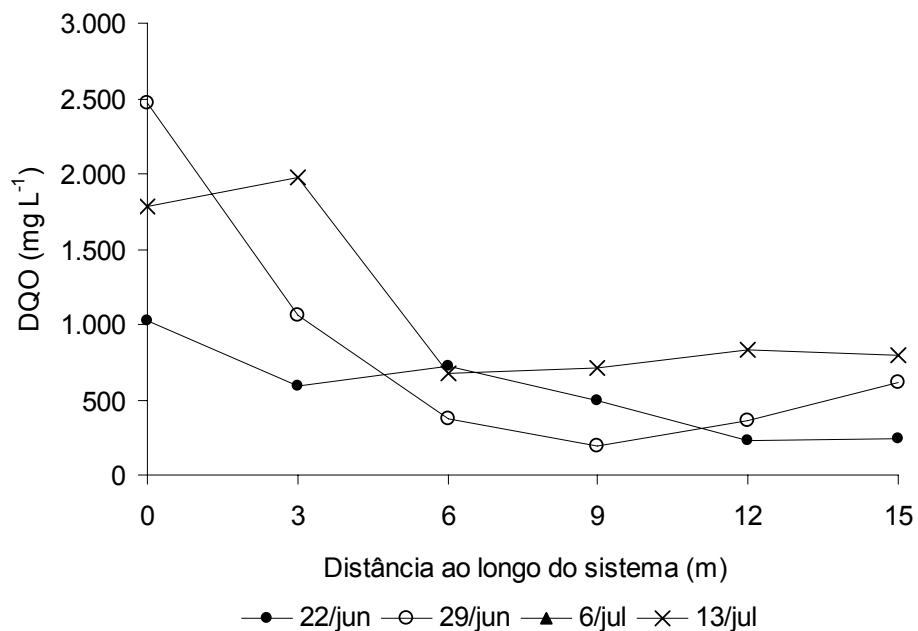
As concentrações de DBO e DQO apresentaram as mesmas tendências de redução nos seus valores ao longo do sistema de tratamento (Figura 1.6 e 1.7), sendo as eficiências médias do sistema de 57% e 69% para DBO e DQO, respectivamente. As maiores eficiências na remoção de DQO, quando comparadas à remoção de DBO, são, provavelmente, devidas aos fatores que contribuem para a remoção destas duas formas de matéria orgânica. A maior remoção de DQO pode ser explicada pelo fato dela não ser totalmente dependente dos microrganismos, os quais, aparentemente, não apresentaram bom desempenho quando submetidos à ARC. A remoção de DBO é mais complexa, quando comparada a outras variáveis como os sólidos. As partículas biodegradáveis removidas por mecanismos físicos são, posteriormente, degradadas e convertidas em partículas solúveis e coloidais, tornando-se fonte de DBO solúvel, sendo menos eficiente a sua remoção (USEPA, 2000).

BRASIL *et al.* (2003) encontraram valores de eficiência de remoção de DQO e DBO superiores a 85% em áreas alagadas naturais no tratamento de ARC.





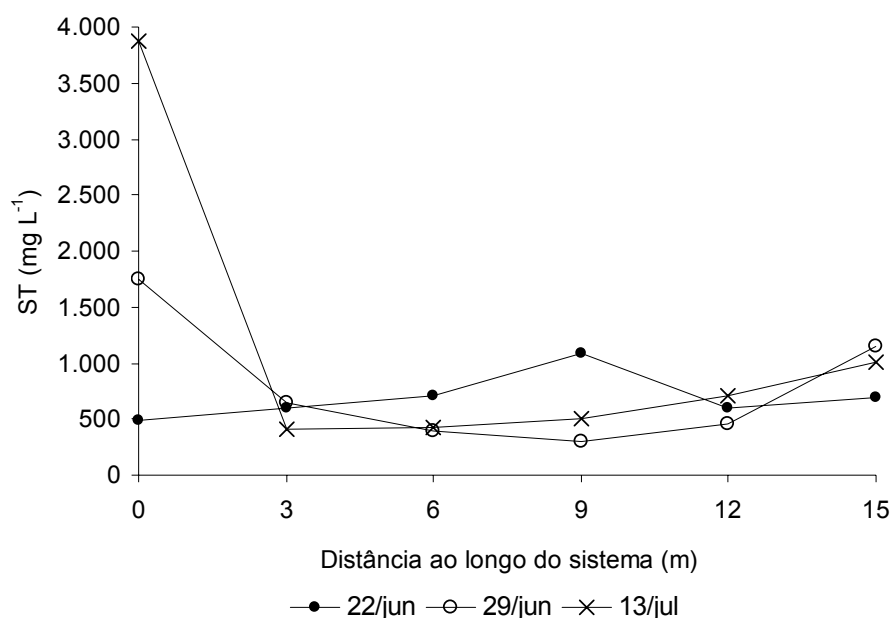
**Figura 1.6.** Concentrações de DBO, quantificadas no período de aplicação da taxa de  $400 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de DBO, na água residuária em tratamento no sistema alagado construído.



**Figura 1.7.** Concentrações de DQO, quantificadas no período de aplicação da taxa de  $400 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de DBO, na água residuária em tratamento no sistema alagado construído.

As concentrações dos ST e SST estão apresentadas nas Figuras 1.8 e 1.9, respectivamente. As amostras coletadas no dia 22/jun apresentaram concentrações de ST e SST no efluente (ponto 15) pouco superiores às concentrações afluentes (ponto 0), o que pode ser justificado pela formação de lodo no tubo de saída do sistema. Nas outras coletas, o tubo foi escovado e

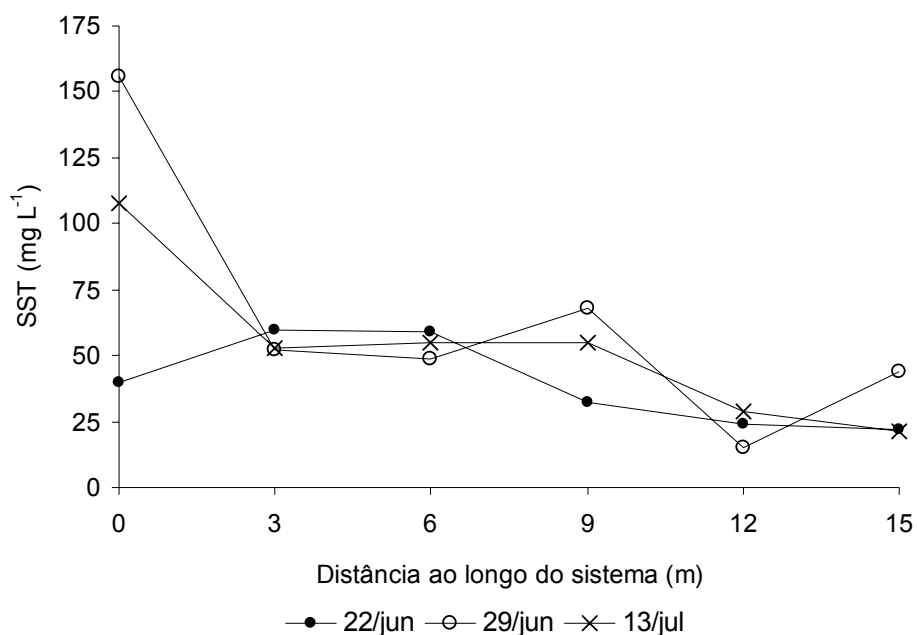
drenado nos dias anteriores ao da coleta das amostras, evitando-se, com isso a interferência da condição do tubo de coleta de resíduos de lodos acumulados.



**Figura 1.8.** Concentrações de ST, quantificadas no período de aplicação da taxa de  $400 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de DBO, na água residuária em tratamento no sistema alagado construído.

Em média, a remoção de ST e SST foi igual a 53 e 71%, respectivamente. Valores semelhantes foram obtidos por BRASIL *et al.* (2005) para remoção de SST, tratando esgoto doméstico em sistemas alagados cultivados com taboa.

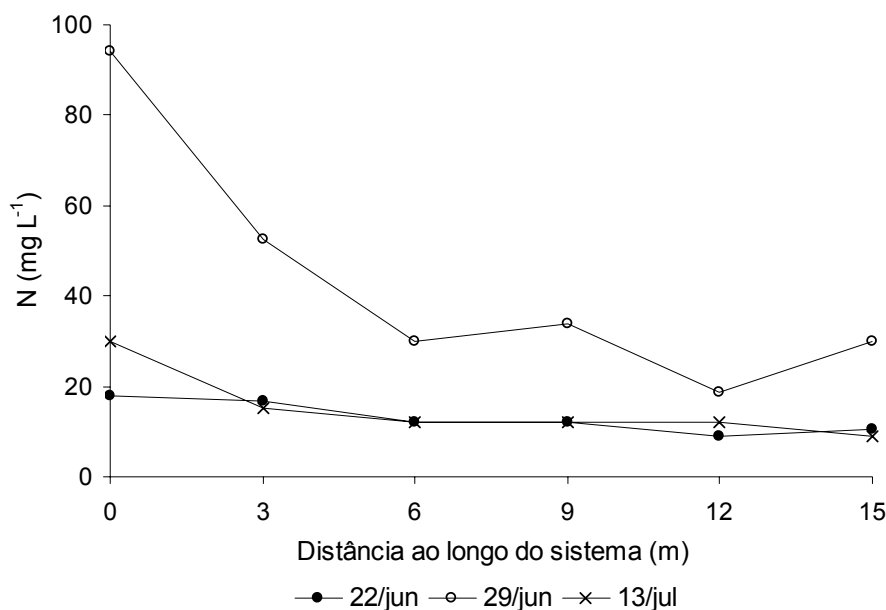
Os principais mecanismos para remoção de SST são a floculação, a sedimentação e a filtração de sólidos suspensos e das partículas coloidais de maior tamanho. Tipicamente, os sistemas alagados são mais eficientes na remoção de SST porque sua remoção ocorre de modo essencialmente físico e porque parte dos SST será incorporada à massa microbiana desenvolvida no meio (USEPA, 2000).



**Figura 1.9.** Concentrações de SST, quantificadas no período de aplicação da taxa de  $400 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de DBO, na água residuária em tratamento no sistema alagado construído.

As concentrações de N estão apresentadas na Figura 1.10. A eficiência média de remoção de N foi de 65%, ficando abaixo dos valores obtidos por BRASIL *et. al.* (2003), que obtiveram 75% e 83% na remoção de nitrato e amônio, respectivamente.

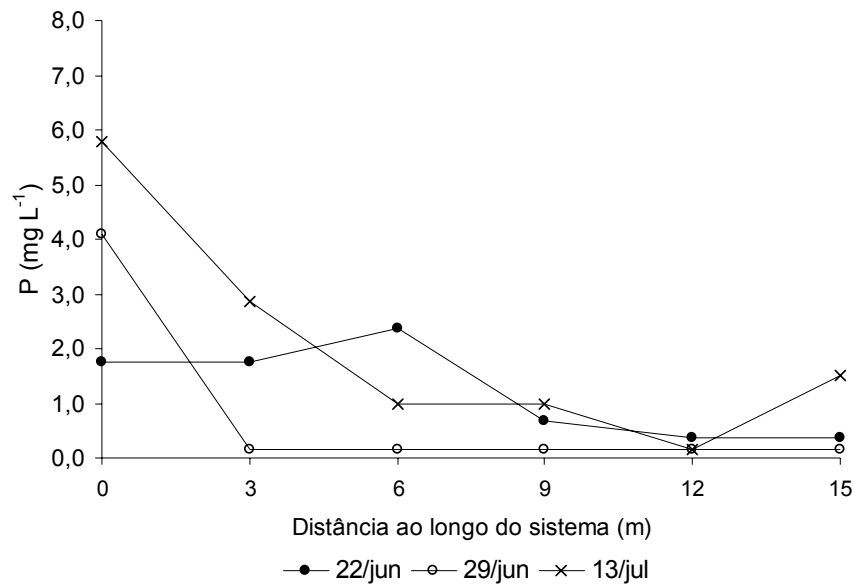
Em sistemas alagados, a remoção do nitrogênio ocorre por absorção vegetal, seguida da colheita da vegetação, e por perdas para a atmosfera, devido aos processos de nitrificação e desnitrificação, sendo os microrganismos os principais responsáveis por essas transformações (MANDER *et al.*, 2004). Para que o nitrogênio possa ser removido da solução por mecanismos que não envolvam a absorção pelas plantas, o nitrogênio orgânico deve ser convertido a  $\text{NH}_4^+$  e, a seguir, a  $\text{NO}_2^-$  e  $\text{NO}_3^-$ , podendo, então, ser desnitrificado, formando os gases  $\text{N}_2$  e  $\text{N}_2\text{O}$ . Outro fator que reduz a concentração de nitrogênio no efluente dos sistemas alagados é a sua deposição juntamente com a matéria orgânica, formando um banco de lodo ao longo do sistema. Neste trabalho, como houve senescência da taboa, considera-se que as plantas pouco contribuíram para remoção de nutrientes. Assim, acredita-se que a soma dos demais fatores tenha sido responsável pela remoção de nitrogênio do sistema.



**Figura 1.10.** Concentrações de N, quantificadas no período de aplicação da taxa de  $400 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de DBO, na água residuária em tratamento no sistema alagado construído.

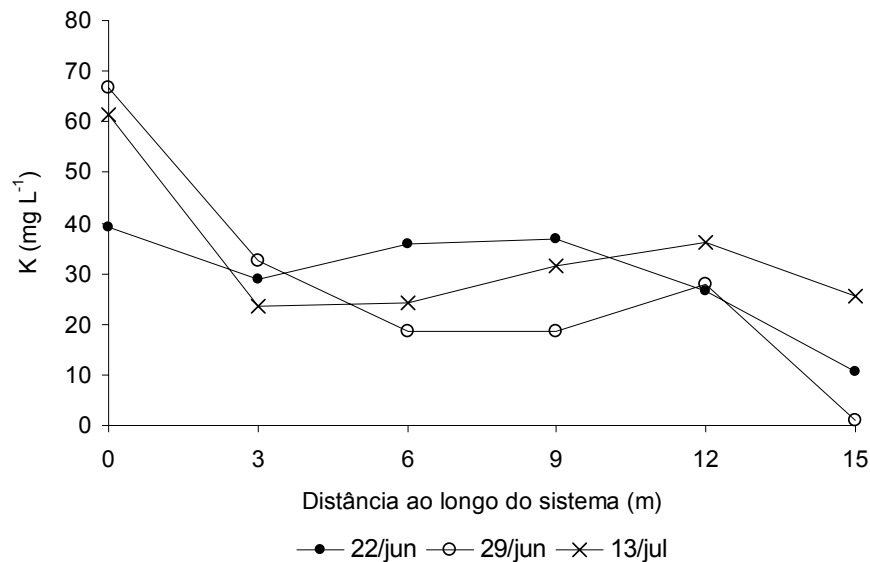
As concentrações de P obtidas ao longo do sistema estão apresentadas na Figura 1.11. A eficiência média de remoção do P foi de 83%, semelhante à obtida por BRASIL *et al.* (2003), que obtiveram 83% de remoção deste nutriente.

No sistema alagado, o fósforo pode sofrer deposição no sedimento, via sedimentação particulada, precipitação química e pela constrição de raízes das plantas (USEPA, 2000). 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). USEPA (2000) considera que a carga de fósforo aplicada em sistemas alagados pode ser relativamente alta, comparada ao potencial de absorção pelas plantas, de modo que a remoção proporcionada com a colheita de plantas, antes de sua senescência no meio, possa ser insignificante, o que reduz a eficiência do sistema na remoção de P.



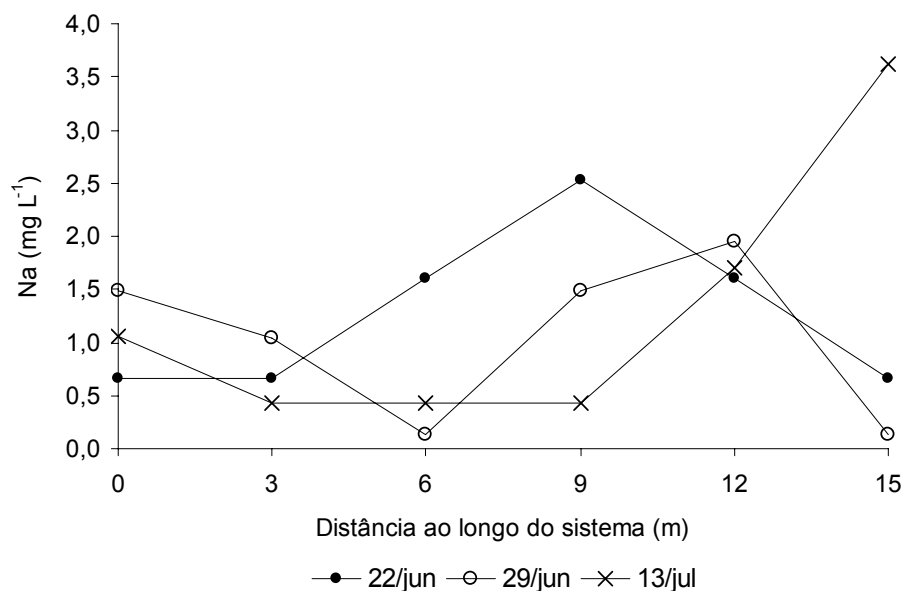
**Figura 1.11.** Concentrações de P, quantificadas no período de aplicação da taxa de  $400 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de DBO, na água residuária em tratamento no sistema alagado construído.

Obteve-se eficiência média de remoção de 78% na concentração de K no efluente, apesar de BRASIL *et. al.* (2003) não terem verificado alteração na concentração de K no tecido foliar da taboa cultivada em sistemas alagados naturais no tratamento da ARC, quando comparadas à concentração de K em folhas de taboa cultivadas em ambientes naturais. Neste caso, os autores atribuíram a baixa concentração de K no tecido foliar à influência de algum outro elemento químico no sistema, uma vez que a concentração de K na ARC é, sabidamente, elevada (Figura 1.12).



**Figura 1.12.** Concentrações de K, quantificadas no período de aplicação da taxa de  $400 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de DBO, na água residuária em tratamento no sistema alagado construído.

As concentrações de Na obtidas em amostras coletadas ao longo do sistema, estão apresentadas na Figura 1.13. A remoção média de Na foi insignificante, tal como também observado por BRASIL *et al.* (2007), que atribuíram à absorção vegetal os 0,74% de remoção de Na, tratando esgoto doméstico em sistemas alagados cultivados com taboa.



**Figura 1.13.** Concentrações de Na, quantificados no período de aplicação da taxa de  $400 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de DBO, na água residuária em tratamento no sistema alagado construído.

Nas amostragens, observou-se aumento na concentração de Na na parte final do sistema alagado, quando comparada ao afluente, devido a sua elevada solubilidade, baixa absorção pelas plantas e pequena associação com o material orgânico, o qual é eficientemente retido por processos físicos. Além disso, outro fator que provavelmente pode ter favorecido o acúmulo de sais no meio foi a elevada evapotranspiração, como observado por Brasil *et al.* (2005).

Este fato pode ser evidenciado pela elevação dos valores da CE efluente quando comparados à CE afluente. Tal fato foi devido, provavelmente, à ausência de precipitações pluviométricas no período experimental, possibilitando a prevalência de perdas de água por evapotranspiração e, conseqüente aumento na concentração iônica do líquido residente.

Apesar da senescência da taboa, os resultados obtidos quanto à remoção de matéria orgânica e nutrientes foram satisfatórios, pois não foi utilizado nenhum pré-tratamento. No entanto, apesar de muitos autores questionarem a real necessidade de cultivar espécies vegetais em sistemas alagados (BRIX, 1994; BRIX, 1997; MARA, 2004), é sabido que estas espécies são responsáveis pela criação de habitats favoráveis ao desenvolvimento dos microrganismos em sua rizosfera. Além disso, muitos processos biogeoquímicos intermediados ou não por microrganismos são acelerados pela translocação de oxigênio da atmosfera para o meio aquático.

Apesar de não ter sido quantificada a presença de compostos fenólicos na ARC, pode-se suspeitar que essas substâncias prejudicaram o desenvolvimento da taboa e dos microrganismos, também responsáveis pela degradação da matéria orgânica.

Diante dos resultados obtidos neste trabalho e dos resultados obtidos por MOREIRA *et al.* (2005) e CHAGAS *et al.* (2005), alguns fatores foram levantados com relação à senescência da taboa cultivada no sistema alagado e algumas sugestões propostas para manutenção das espécies vegetais em sistemas alagados construídos para tratamento da ARC (Quadro 1.1).

**Quadro 1.1.** Possíveis fatores que levaram a senescência da taboa e sugestões para manutenção do cultivo da espécie nos sistemas alagados para tratamento da ARC

<b>Hipóteses</b>	<b>Conseqüências</b>	<b>Sugestões</b>
Elevada concentração de K	Aumento do potencial osmótico no efluente em tratamento	Adição de elementos bivalentes que antagonizam o efeito do potássio
Elevada concentração de K em relação aos demais nutrientes	Desequilíbrio nutricional na espécie vegetal cultivada	Adição de nutrientes à base de nitrogênio e fósforo
Baixos valores de pH na ARC e conseqüentemente reduzida alcalinidade no meio	Interferência no desenvolvimento da taboa e na atividade microbiana ali presentes	Correção do pH
Presença de compostos fenólicos	Interferência no desenvolvimento da taboa e na atividade microbiana ali presente	Pré-tratamento da ARC para remoção desses compostos
Elevada carga orgânica aplicada ao sistema	Ambiente radicular estritamente anaeróbio	Redução da carga orgânica aplicada
Elevadas taxas evapotranspirométricas	Concentrações de sais no meio	Redução do TRH



## 1.4 CONCLUSÕES

Para as condições de operação do sistema e período de monitoramento do sistema alagado construído, conclui-se que:

- o sistema alagado construído cultivado com taboa mostrou-se eficaz na remoção de matéria orgânica presente na ARC;
- taxas de aplicação de ARC bruta iguais ou superiores a  $400 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$  de DBO são inadequadas para tratamento em sistemas alagados construídos cultivados com taboa;
- a remoção de nutrientes foi limitada pela não sobrevivência da taboa;
- a presença de substâncias inibitórias ao desenvolvimento das plantas da taboa na ARC indica a necessidade de remoção destas substâncias, por tratamento primário, antes de sua aplicação em sistemas alagados construídos.

## 1.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA [AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION]; AWWA [AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION]; WEF [WATER ENVIRONMENT FEDERATION]. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20<sup>th</sup>. ed. Washington. D.C.: APHA/AWWA/WEF, 1998, [s.n.].

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; SOARES, A.A.; FERREIRA, P. A. Qualidade de efluente de sistemas alagados construídos, utilizados no tratamento de esgoto doméstico. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.9, p.133-137, 2005.

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

BRASIL, M. S., MATOS, A.T., FIA, R., Eficiência e impactos ambientais do tratamento de águas residuárias da lavagem e despolpa de frutos do cafeeiro em áreas alagadas naturais. *Revista Engenharia na Agricultura*, v.11, n.1-4, p. 43–51, 2003.

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, p.11-17, 1997.

CHAGAS, R. C.; ERTHAL, V. J. T.; CUNHA, F. F.; FARAGE, J. A. P.; MATOS, A. T. Alteração da relação potássio/cálcio no cultivo da taboa (*Typha* sp.) para tratamento de águas residuárias do processamento dos frutos do cafeeiro em sistemas alagados construídos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE PESQUISAS CAFEEIRAS, 31, Guarapari, 2005. *Anais...* Guarapari, ES: Gráfica e Editora Bom Pastor, 2005. p.79-80.

CHERNICHARO, C. A. L. *Reatores anaeróbios: princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA/UFMG), 1997. 246 p.

FREITAS, W. S. *Desempenho de sistemas alagados construídos, cultivados com diferentes espécies vegetais, no tratamento de águas residuárias da suinocultura*. Viçosa: UFV, 2006, 159p. (Tese de doutorado).

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

KIEHL, E. J. *Fertilizantes orgânicos*. Piracicaba: Editora Agronômica Ceres Ltda., 1985. 492p.

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

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; PEREIRA, O. G. Desempenho agrônômico de capim tifton 85 (*cynodon* spp) cultivado em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de água residuária de laticínios. *Revista Ambiente e Água*, v.3, n.1, p.43-53, 2008.

MATOS, A. T.; PINTO, A. B.; BORGES, J. D. Caracterização de águas residuárias da lavagem e despulpa de frutos do cafeeiro e possibilidade de seu uso na fertirrigação. In: INTERNATIONAL SEMINAR ON BIOTECHNOLOGY IN THE COFFEE AGROINDUSTRY, 3, Londrina, 2000. *Proceedings...* Londrina, PR: UFPR, IAPAR, IRD, 2000. p.345-355.

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

MOREIRA, D. A.; LUIZ, F. A. R.; ROBERTO, C. D.; PAULI, D. G.; MATOS, A. T.; FIA, R. Influência de diferentes doses de nitrogênio e fósforo na água residuária do processamento dos frutos do cafeeiro para cultivo da taboa em sistemas alagados construídos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE PESQUISAS CAFEEIRAS, 31, Guarapari, 2005. *Anais...* Guarapari, ES: Gráfica e Editora Bom Pastor, 2005. p.75-76.

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

PEARSON, K. E. *Salinity, sodicity and flooding tolerance of selected plant species of the northern Cheyenne reservation*. College of Agriculture/Montana State University. Acesso: em 15 Abr. 2007. Disponível em: <[http://waterquality.montana.edu/docs/methane/cheyenne\\_highlight.shtml](http://waterquality.montana.edu/docs/methane/cheyenne_highlight.shtml)>

RAGGI, L. G. R.; MATOS, A. T.; LUIZ, F. A. R.. Tratamento das águas em recirculação no processamento dos frutos do cafeeiro. In: Workshop de Uso e Reuso de Águas - Residuárias e Salinas, 2007, Viçosa. *Anais...* 2007. CD-ROM.

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.

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

VALENTIM, M. A. A. *Desempenho de leitos cultivados ("constructed wetland") para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação*. Campinas: FEAGRI/UNICAMP, 2003. 210 p. (Tese de Doutorado).

WOOD, A. Constructed wetlands in water pollution control: fundamentals to their understanding. *Water Science and Technology*, v.32, n.3, p.21-29, 1995.

## CAPÍTULO 2

### DESEMPENHO DE FILTROS ANAERÓBIOS NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DA LAVAGEM E DESCASCAMENTO/DESPOLPA DOS FRUTOS DO CAFEIEIRO

#### 2.1 INTRODUÇÃO

O Brasil, maior produtor mundial de grãos de café, necessita melhorar a qualidade da bebida, sem elevar os custos de processamento, de forma a obter maiores lucros com a atividade. Para tanto, o processamento via úmida é uma alternativa, porém gera grandes volumes de águas residuárias (ARC), ricas em material orgânico em suspensão e constituintes orgânicos e inorgânicos em solução, de elevado poder poluente (MATOS *et al.*, 2001).

O processamento via úmida dos frutos do cafeeiro é bastante comum entre os produtores da Colômbia, América Central e África, alcançando boas cotações no mercado, pois proporciona, de modo geral, a produção de bebida de sabor suave. Embora o Brasil seja conhecido como produtor de grãos de café obtidos por via seca (90% de sua produção total), é notória a tendência dos produtores optarem pelo método via úmida, que agrega valor ao produto em função da qualidade obtida na bebida (MATIELLO *et al.*, 2002).

Apesar do processamento via úmida oferecer inúmeras vantagens, deve-se atentar às questões ambientais devido à lavagem e o descascamento/despolpa de frutos do cafeeiro gerarem grandes volumes de águas residuárias, entre 3 a 5 litros de águas residuárias para cada litro de fruto despulpado (MATOS & LO MONACO, 2003). Caso seja feita recirculação de água, esta proporção diminui. Entretanto, no processo com recirculação, ocorre expressivo aumento na concentração de material suspenso e em solução (MATOS *et al.*, 2006). Independentemente do processo de recirculação, essa água torna-se rica em materiais orgânicos altamente poluentes, necessitando de tratamento prévio para seu lançamento em cursos d'água.

Para tratamento de águas residuárias agroindustriais, é grande o número de opções tecnológicas disponíveis, notadamente as baseadas no princípio biológico de tratamento, ou seja, que utilizam microrganismos nelas desenvolvidos para transformar os principais poluentes em compostos inertes, do ponto de vista ambiental. Em virtude do clima dominante no país ser favorável ao crescimento dos microrganismos, existe a possibilidade da utilização de uma série de processos simples e naturais para o tratamento de águas residuárias ricas em material orgânico (VON SPERLING, 1999).

A digestão anaeróbia é um processo biológico que ocorre na ausência de oxigênio, onde um grupo diversificado de microrganismos desdobra os compostos orgânicos complexos em substâncias mais simples, como o gás metano e dióxido de carbono. Nos anos 70, a preocupação com o consumo de energia e a disponibilidade de área para a implantação dos sistemas de tratamento colocaram em destaque os tratamentos anaeróbios, o que resultou no desenvolvimento de novas tecnologias (METCALF & EDDY, 2003). Sistemas anaeróbios têm sido estudados para o tratamento de efluentes industriais e agroindustriais porque são eficientes na remoção de carga orgânica, com custos significativamente mais baixos, quando comparados com processos aeróbios (CHERNICHARO, 1997).

A digestão anaeróbia apresenta muitas vantagens quando comparada à aeróbia, como baixo consumo de energia, formação de biogás, pequena formação de lodo e o resíduo gerado, rico em nutrientes, apresenta grande qualidade para ser utilizado como biofertilizante na agricultura. A produção de biogás possibilita a geração de energia, podendo reduzir os custos operacionais comparados à alta energia consumida nos processos aeróbios (TORKIAN *et al.*, 2003; DEBOZ *et al.*, 2002; MARINARI *et al.*, 2000; TRITT & SCHUCHARDT, 1992; LETTINGA *et al.*, 1981). A digestão anaeróbia pode, nestes casos, constituir alternativa viável de tratamento, ainda que primário, de águas residuárias ricas em material orgânico (DI BERARDINO *et al.*, 2000; POZO *et al.*, 2000).

Nos sistemas anaeróbios, cerca de 90% da matéria orgânica biodegradável é convertida em biogás e apenas 5 a 7% da matéria orgânica é incorporada como biomassa microbiana. Nos sistemas aeróbios, 50 a 60% da matéria orgânica é degradada biologicamente, com a conseqüente conversão

em dióxido de carbono e 40 a 50% da matéria orgânica é incorporada como biomassa.

Apesar das vantagens, a digestão anaeróbia também apresenta algumas dificuldades como a implementação dos processos de partida que podem ser demorados e improdutivos, a manutenção da alcalinidade elevada, a baixa remoção de fósforo e nitrogênio, a possível produção de maus odores, a necessidade de pós-tratamento e a sensibilidade a variações de temperatura (METCALF & EDDY, 2003).

O filtro anaeróbio, um dos tipos de reatores anaeróbios existentes, constitui-se em uma unidade onde a biomassa cresce aderida ao meio suporte estabelecido no reator. Na superfície desse material suporte ocorre o crescimento de colônias de bactérias anaeróbias e facultativas. O contato entre o líquido e os filmes microbiológicos aderidos e intersticiais favorece a adsorção e o posterior metabolismo da matéria orgânica solúvel e particulada presente na água residuária, que é convertida a produtos intermediários (metano e gás carbônico).

As principais finalidades da camada (ou meio) suporte são: permitir o acúmulo de grande quantidade de biomassa, com o conseqüente aumento do tempo de retenção celular, melhorar o contato entre os constituintes do despejo afluyente e os sólidos biológicos contidos no reator, atuar como barreira física, evitando que os sólidos sejam carregados para fora do sistema de tratamento e ajudar a uniformização do escoamento no reator (CHERNICHARO, 2001).

A passagem da água residuária através do leito de material de suporte faz com que as unidades desse material apresentem filmes bacterianos especializados, aderidos as suas superfícies, além de biomassa bacteriana dispersa retida nos interstícios do meio. A retenção de biomassa por adesão dá-se pela extraordinária capacidade das bactérias de se aderirem às superfícies livres imersas em sistemas aquosos que apresentem condições para o crescimento de tais organismos, como presença de nutrientes e compostos carbonáceos e ausência de compostos inibidores e tóxicos. A retenção intersticial se dá com o crescimento disperso dos microrganismos, que se mantém no leito devido ao efeito de “filtragem” da massa formada, que evita que a mesma seja lavada pela água residuária que escoar no filtro (FLECK, 2003).

Com a realização deste trabalho, objetivou-se avaliar a estabilidade e o desempenho de filtros anaeróbios para remoção da matéria orgânica (DQO e DBO), sólidos, nitrogênio, fósforo, potássio e compostos fenólicos das águas residuárias da lavagem e do descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro, quando operados sob diferentes cargas orgânicas.

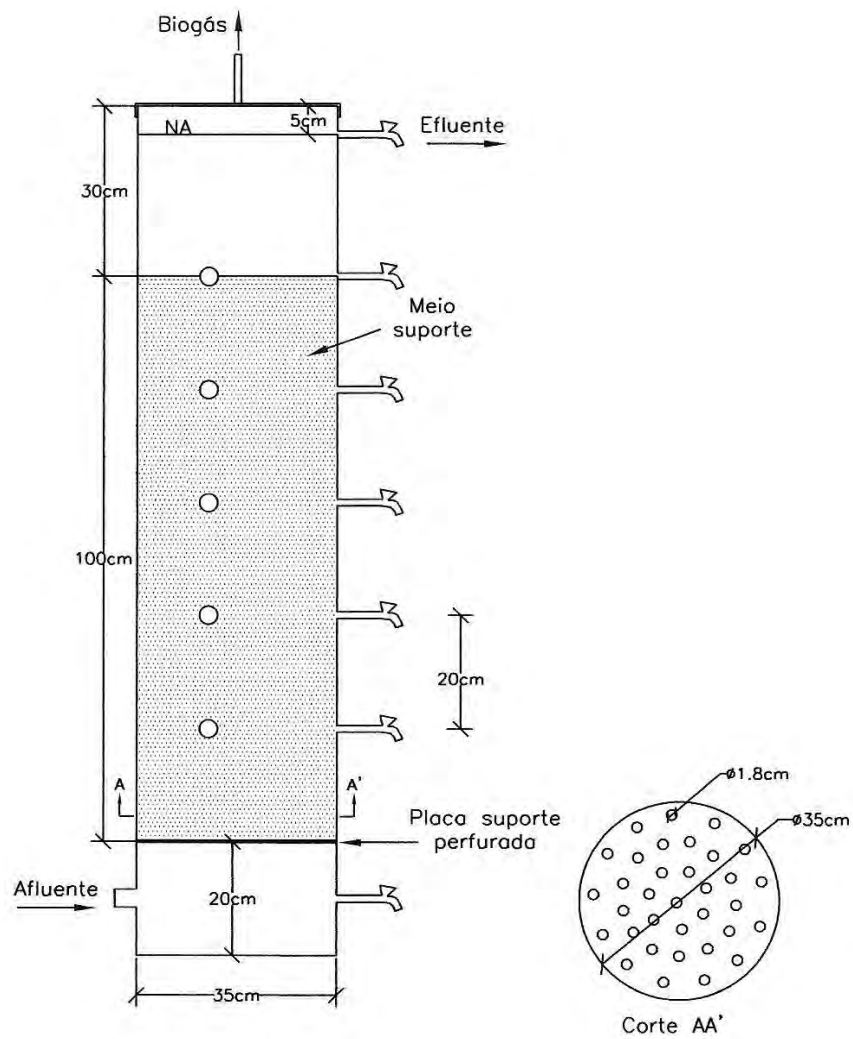


## **2.2 MATERIAL E MÉTODOS**

O experimento foi conduzido na Área de Pré-processamento e Armazenamento de Produtos Agrícolas, do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa (UFV), Viçosa-MG, com coordenadas geográficas de 20° 45' de latitude sul, 42° 45' de longitude oeste, e altitude de 650 m.

### **2.2.1 Filtros anaeróbios**

Os três filtros foram confeccionados empregando segmentos de tubo de PVC, de 0,35 m de diâmetro e comprimento de 1,5 m, com capacidade total de 139,5 L. Essas unidades foram preenchidas com meio suporte de 1,0 m de altura sobre o fundo falso, o qual se encontrava distante a 0,2 m do fundo. O fundo falso foi construído com placa de PVC que recebeu 35 furos de 18 mm de diâmetro distribuídos uniformemente nos 0,096 m<sup>2</sup> de base do reator. Na Figura 2.1 está o desenho esquemático (corte longitudinal) do reator proposto e do fundo falso, enquanto que a montagem experimental está apresentada na Figura 2.2.



**Figura 2.1.** Esquema do filtro anaeróbio de leito fixo.



**Figura 2.2.** Vista dos filtros anaeróbios.

Como material de enchimento, utilizou-se brita nº 2, cujas características estão apresentadas na Tabela 2.1.

**Tabela 2.1.** Caracterização da brita utilizada como material de enchimento nos filtros anaeróbios

<b>Características</b>	<b>Resultados</b>	<b>Procedimentos Analíticos</b>
Massa específica (kg m <sup>-3</sup> )	2820	NBR 9937/87
Massa unitária (kg m <sup>-3</sup> )	1456	NBR 7251/82
Porosidade (m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> )	0,484	-
Absorção (%)	0,5	NBR 9937/87
Material pulverulento (%)	0,3	NBR 7219/82

Como inóculo foram utilizados 50 L de lodo proveniente do tanque anaeróbio de tratamento dos efluentes da suinocultura da UFV. A brita juntamente com o lodo foram colocados em tambor de 200 L e revirados parcialmente durante uma semana, de modo a promover maior imobilização das biopartículas no material suporte. Como o volume de lodo não foi suficiente para cobrir todo material, acrescentou-se esgoto doméstico. Esse procedimento foi executado para imobilização da biomassa na brita utilizada para preenchimento dos filtros 1 (F<sub>1</sub>) e 2 (F<sub>2</sub>). O terceiro filtro (F<sub>3</sub>) utilizado possuía biomassa aderida, visto que havia sido utilizado em trabalho anterior para o tratamento da ARC (LUIZ, 2007). Ainda assim, em F<sub>3</sub>, foi promovida a recirculação de efluentes da suinocultura e esgoto doméstico, durante o período em que se fez a inoculação do material de enchimento dos filtros 1 e 2.

As características do inóculo da suinocultura utilizado nos filtros 1 e 2, e do lodo armazenado no filtro 3 estão descritas na Tabela 2.2.

**Tabela 2.2.** Características do inóculo utilizado nos filtros

<b>Variáveis</b>	<b>Concentração (mg L<sup>-1</sup>)</b>	
	<b>F<sub>1</sub> e F<sub>2</sub></b>	<b>F<sub>3</sub></b>
Sólidos totais (ST)	58.259	51.553
Sólidos voláteis totais (SVT)	36.598	38.490
Sólidos suspensos totais (SST)	41.516	46.405
Sólidos suspensos voláteis (SSV)	22.369	29.857

No final de uma semana, a brita foi acondicionada nos filtros 1 e 2, tomando-se o cuidado para que não houvesse compressão dos mesmos, já que a compressão do material poderia provocar o surgimento de “zonas mortas”, nas quais o escoamento fosse interrompido, comprometendo a boa homogeneização na distribuição do líquido no meio.

### **2.2.2 Água residuária**

Durante a primeira fase de condução do experimento utilizou-se ARC proveniente da Área de Pré-processamento e Armazenamento de Produtos Agrícolas da UFV, produzida numa proporção de 5,5 litros de água para cada litro de fruto processado, pois não havia recirculação da água no processo. Na segunda e terceira fase de condução do experimento, a ARC foi proveniente do Sítio Jatobá, propriedade agrícola situada a 12 km da cidade de Viçosa. O transporte da ARC foi realizado por meio de um carro-pipa, a cada quinze dias, sendo a água residuária armazenada em um reservatório, situado próximo ao experimento. O consumo médio de água no Sítio Jatobá era de 2,5 L L<sup>-1</sup> de grãos processados, pois havia recirculação da água no processo. Os grãos eram lavados e descascados/despolidos, tendo parte da polpa removida. As variações nas principais características da ARC ao longo de todo período experimental estão apresentadas na Tabela 2.3.

**Tabela 2.3.** Valores médios das principais características da ARC utilizada durante as três fases de monitoramento do sistema

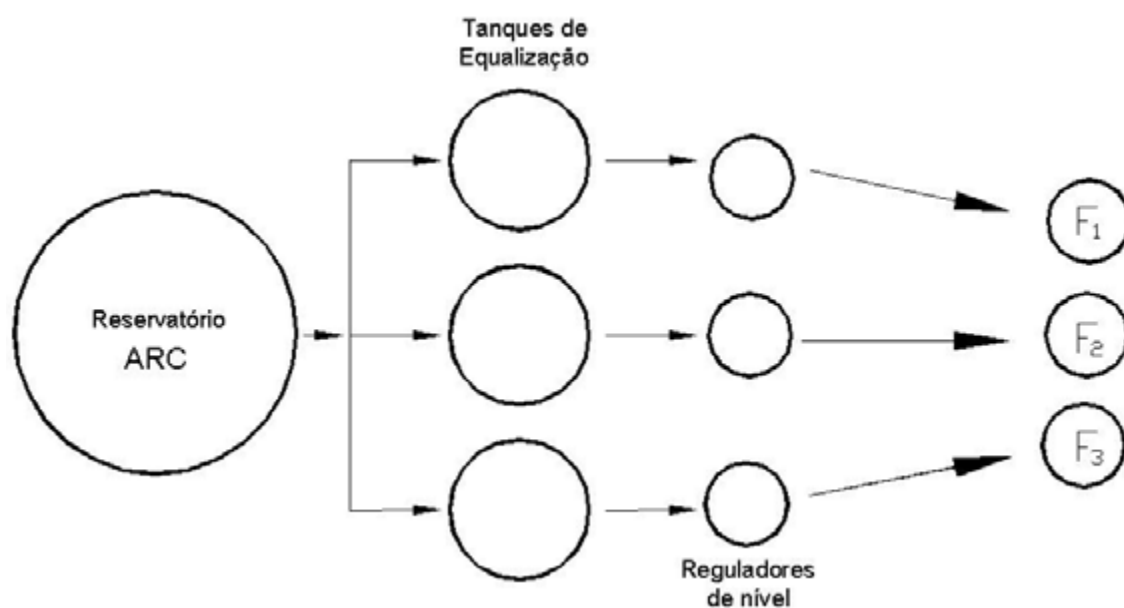
Variáveis	Fases		
	I (42 dias)	II (46 dias)	III (42 dias)
pH	4,0±0,4	3,7±0,2	4,2±0,4
CE (dS m <sup>-1</sup> )	1,04±0,46	1,77±0,29	1,23±0,27
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	12.241±8.100	20.770±3.034	10.151±2.191
DBO (mg L <sup>-1</sup> )	7.475±7.044	10.186±2.350	4.912±1.356
ST (mg L <sup>-1</sup> )	6.833±5.819	9.890±2.653	3.201±1.192
SVT (mg L <sup>-1</sup> )	6.080±5.521	8.307±2.488	2.174±1.112
SST (mg L <sup>-1</sup> )	603±417	1.410±1.084	303±86
SSV (mg L <sup>-1</sup> )	559±379	1.264±1.012	261±76
Compostos fenólicos (mg L <sup>-1</sup> )	75,8±29,4	123,6±34,1	79,5±9,4
N (mg L <sup>-1</sup> )	120±58	208±69	122±20
P (mg L <sup>-1</sup> )	14,6±5,1	21,3±4,1	9,2±2,9
K (mg L <sup>-1</sup> )	310±3,2	488±3,0	406±0,4
Na (mg L <sup>-1</sup> )	6,6±1,5	8,6±2,4	4,8±2,0
Ca (mg L <sup>-1</sup> )	56±38	91±23	56±21
Mg (mg L <sup>-1</sup> )	13,5	28,0	19,4
Cu (mg L <sup>-1</sup> )	0,05	0,02	0,03
Zn (mg L <sup>-1</sup> )	0,14	0,30	0,21
Fe (mg L <sup>-1</sup> )	8,14	7,29	7,50
Mn (mg L <sup>-1</sup> )	2,05	0,83	1,29

Em cada fase foram realizadas cinco amostragens para análise de pH, CE, DQO, DBO, ST, SVT, SST, SSV, compostos fenólicos, N, P, K, Na e Ca; e uma amostragem para análise de Mg, Cu, Zn, Fe e Mn.

### 2.2.3 Operação dos filtros anaeróbios

Os filtros anaeróbios foram operados e avaliados durante 130 dias (incluindo período de partida), compreendendo os meses de junho a outubro, sendo divididos em três fases de operação, com duração de 42, 46 e 42 dias, respectivamente. Essas unidades trabalharam sob temperatura ambiente, que variou de 3,4 a 36,1 °C no período. Os valores de temperatura ambiente foram obtidos na estação meteorológica automática de Viçosa, monitorada pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), e a temperatura do líquido foi obtida por meio de termômetro analógico de mercúrio.

Durante a alimentação do sistema, a ARC foi bombeada para tanques de equalização (reservatórios de 1.000 e 2.000 L) e, posteriormente, para o reservatório de alimentação (reservatório de 320 e 500 L, providos com bóia para manutenção do nível). Deste, a ARC era distribuída, por gravidade, para os três filtros (Figura 2.3). Os filtros foram continuamente alimentados com escoamento ascendente, no qual o líquido entrava pela base, distribuído pelo fundo falso, e escoava pelo material de enchimento até ser descarregado no topo, por meio de uma mangueira.



**Figura 2.3.** Distribuição do sistema de tratamento em filtros anaeróbios.

Durante o período de partida dos filtros, sabidamente o mais sensível, teve-se o cuidado em aplicar menores cargas orgânicas, a fim de promover a aclimação da biomassa ao novo ambiente, com mínimo estresse orgânico e hidráulico. Nessa fase, a carga orgânica biológica (COB) aplicada em F<sub>1</sub>, F<sub>2</sub> e F<sub>3</sub> foi de, aproximadamente, 0,007; 0,009 e 0,008 kg kg<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>, medida como [DQO][SVT]<sup>-1</sup>[dia]<sup>-1</sup>, ou 0,004; 0,005 e 0,004 kg kg<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>, medida como [DBO][SSV]<sup>-1</sup>[dia]<sup>-1</sup>, respectivamente.

No período de partida, também chamado de primeira fase, os filtros foram alimentados simultaneamente com o mesmo afluente, onde se utilizou ARC diluída com água da rede de abastecimento da UFV, tendo o seu pH corrigido com cal hidratada. A partir da segunda fase, houve aumento diferenciado na carga orgânica aplicada nos filtros, tomando-se como referência a DQO. A aplicação da ARC em F<sub>1</sub> e F<sub>2</sub> foi feita de forma diluída nas

proporções de 50 e 75% (v/v), respectivamente, enquanto, F<sub>3</sub> recebeu ARC sem diluição, sendo o tempo de residência hidráulica (TRH) aproximadamente constante. A partir da segunda fase, além da correção do pH, fez-se a correção nutricional da ARC com uréia e superfosfato simples, de modo a se obter uma relação DBO/N/P igual a 100/5/1 (JORDÃO & PESSOA, 1995). Na terceira fase, mantiveram-se as mesmas proporções de ARC na alimentação dos três filtros. Entretanto, aumentou-se o TRH em duas vezes. A diluição da ARC foi feita em diferentes tanques de equalização, tomando-se por base o valor da DQO (Tabela 2.3), estando os valores médios e desvio padrão apresentados na Tabela 2.4.

Para obtenção das variáveis operacionais utilizadas na condução do sistema (Tabela 2.4), considerou-se o volume útil dos filtros, ou seja, somente o volume do líquido, visto que esse representa melhor as condições nas quais os filtros foram submetidos e não as dimensões com as quais os filtros foram projetados. Além disso, o lodo usado como inóculo ocupa espaço no filtro reduzindo o volume do mesmo e, conseqüentemente, o TRH.

**Tabela 2.4.** Características operacionais dos três filtros anaeróbios

Fases	Variáveis	F <sub>1</sub>	F <sub>2</sub>	F <sub>3</sub>
I	Q (m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,052±0,018 <sup>(42)</sup>	0,053±0,020 <sup>(42)</sup>	0,049±0,023 <sup>(42)</sup>
	TRH (h)	33,5±10,9 <sup>(42)</sup>	32,3±9,1 <sup>(42)</sup>	37,1±12,2 <sup>(42)</sup>
	CHV (m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,79±0,27 <sup>(42)</sup>	0,81±0,31 <sup>(42)</sup>	0,75±0,35 <sup>(42)</sup>
	v (m h <sup>-1</sup> )	0,023±0,008 <sup>(42)</sup>	0,023±0,009 <sup>(42)</sup>	0,021±0,010 <sup>(42)</sup>
	DQO (mg L <sup>-1</sup> )	1.985±908 <sup>(9)</sup>	2.109±943 <sup>(9)</sup>	2.140±955 <sup>(9)</sup>
	COV (kg m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )	1,49±0,61 <sup>(9)</sup>	1,82±0,73 <sup>(9)</sup>	1,77±0,95 <sup>(9)</sup>
II	Q (m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,050±0,017 <sup>(46)</sup>	0,051±0,016 <sup>(42)</sup>	0,047±0,015 <sup>(46)</sup>
	TRH (h)	35,1±12,8 <sup>(34)</sup>	34,2±11,5 <sup>(34)</sup>	37,2±12,2 <sup>(34)</sup>
	CHV (m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,77±0,26 <sup>(42)</sup>	0,78±0,24 <sup>(42)</sup>	0,71±0,23 <sup>(42)</sup>
	v (m h <sup>-1</sup> )	0,022±0,007 <sup>(42)</sup>	0,022±0,007 <sup>(42)</sup>	0,020±0,007 <sup>(42)</sup>
	DQO (mg L <sup>-1</sup> )	6.740±1.215 <sup>(9)</sup>	11.854±2.641 <sup>(9)</sup>	19.656±8.282 <sup>(9)</sup>
	COV (kg m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )	5,60±2,26 <sup>(9)</sup>	8,30±2,55 <sup>(9)</sup>	12,99±6,84 <sup>(9)</sup>
III	Q (m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,031±0,011 <sup>(42)</sup>	0,029±0,007 <sup>(42)</sup>	0,032±0,011 <sup>(42)</sup>
	TRH (h)	56,4±18,4 <sup>(42)</sup>	56,9±13,7 <sup>(42)</sup>	54,1±16,1 <sup>(42)</sup>
	CHV (m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,47±0,17 <sup>(42)</sup>	0,45±0,11 <sup>(42)</sup>	0,49±0,17 <sup>(42)</sup>
	v (m h <sup>-1</sup> )	0,014±0,005 <sup>(42)</sup>	0,013±0,003 <sup>(42)</sup>	0,014±0,005 <sup>(42)</sup>
	DQO (mg L <sup>-1</sup> )	4.253±730 <sup>(9)</sup>	6.946±523 <sup>(9)</sup>	9.230±1.255 <sup>(9)</sup>
	COV (kg m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )	1,69±0,57 <sup>(9)</sup>	3,24±0,88 <sup>(9)</sup>	3,86±1,27 <sup>(9)</sup>

<sup>(a)</sup> Entre parênteses o número de amostragens consideradas no cálculo da média.

Q - vazão, TRH - tempo de residência hidráulica, CHV - carga hidráulica volumétrica, v - velocidade ascensional do líquido, DQO - demanda química de oxigênio, e COV - carga orgânica volumétrica.

Em virtude dos baixos valores de pH e da elevada concentração de ácidos voláteis (1.830 mg L<sup>-1</sup>) encontrados na água residuária, fez-se necessária a complementação da alcalinidade aflrente aos filtros, utilizando-se para isto cal hidratada (Ca(OH)<sub>2</sub>), adquirida no comércio como “supercal”, com a relação entre a massa (em g) de Ca(OH)<sub>2</sub> adicionado por massa (em g) de DQO de 0,5:1.

Esta relação foi obtida em ensaios preliminares realizados em laboratório com *Jar test*, utilizando-se as relações Ca(OH)<sub>2</sub>/DQO de 0,15:1; 0,20:1; 0,25:1; 0,30:1; 0,35:1; 0,40:1; 0,45:1; 0,50:1; 0,55:1 e 0,60:1, as quais resultaram em valores de pH na ARC, logo após a mistura, iguais a 4,1; 4,8; 5,3; 6,8; 7,1; 7,5; 8,2; 8,8; 10,3 e 12,5, respectivamente. Entretanto, 15 horas após a mistura (passado o período da noite), os valores de pH foram os seguintes 3,9; 4,4; 4,6; 5,1; 5,3; 5,8; 5,8; 6,6; 7,3; 8,4, respectivamente. Esta



redução nos valores de pH depois de passadas 15 horas, foi devido à reação com os ácidos presentes na ARC, os quais consumiram a alcalinidade proporcionada, momentaneamente, pela adição da cal. Diante disso, durante todo período de monitoramento dos filtros, adotou-se a relação 0,50:1.

Entretanto, em campo verificou-se que a adição da cal na proporção 0,5 g para cada 1 g de DQO elevava o pH momentaneamente para valores superiores a 9,0. No entanto, este valor era reduzido, após algumas horas, por meio do consumo da alcalinidade pelos ácidos presentes na ARC. Assim, procedeu-se da seguinte forma: semanalmente, no período da tarde, fechavam-se as válvulas de saída de água dos tanques de equalização e, então, estes eram enchidos com a ARC diluída ( $F_1$  e  $F_2$ ) e ARC bruta ( $F_3$ ), onde adicionava-se a cal e fazia-se a mistura da mesma. No dia seguinte, verificava-se os valores de pH e adicionava-se os nutrientes, misturando-os a ARC, e então as válvulas eram abertas para alimentarem o sistema. Não havia interrupção na alimentação dos filtros, pois os reguladores de nível (reservatórios de 320 e 500 L) ainda continham água residuária suficiente para manter o funcionamento do sistema durante esse procedimento.

#### **2.2.4 Monitoramento dos filtros anaeróbios**

O monitoramento dos filtros foi feito por análise das amostras do afluente e do efluente, quantificando-se as variáveis alcalinidade total (AT), alcalinidade a bicarbonato (AB) e ácidos voláteis totais (AVT), tal como descrito por RIPLEY *et al.* (1986) e DQO pelo método do refluxo aberto (APHA, AWWA & WEF, 1998) com frequência de duas vezes por semana. Semanalmente, foram quantificadas as variáveis condutividade elétrica (CE); DBO, pelo método iodométrico; potássio, por fotometria de chama; fósforo, por espectrofotometria; e sólidos totais (ST), sólidos voláteis totais (SVT), sólidos suspensos totais (SST) e sólidos suspensos voláteis (SSV) pelo método gravimétrico (APHA, AWWA & WEF, 1998). Determinou-se o nitrogênio total (N) pelo método semimicro Kjeldahl com adição de ácido salicílico, adaptado de KIEHL (1995). Quantificou-se também, semanalmente, a concentração de cálcio (Ca) (GRASSHOFF *et al.*, 1983), amônio (KEMPERS & ZWEERS, 1986) e compostos fenólicos totais (FOLIN & CIOCALTEU, 1927). Os valores de pH

foram obtidos quase que diariamente, para verificar a capacidade da cal em mantê-los entre 6,5 e 8,2 (Speece, 1996 *apud* FORESTI *et al.*, 1999).

Para verificar a homogeneidade e a normalidade dos dados afluentes e efluentes dos filtros, aplicou-se o teste de Cochran e Bartlett, tomando-se as amostragens em cada fase como repetições. Para a fase I, o experimento foi montado no Delineamento em Blocos Casualizados (D.B.C), com 1 tratamento (mesma carga orgânica para os três filtros) e 3 repetições. Os dados foram analisados por meio da análise de variância e as médias comparadas utilizando-se o teste de Tukey, adotando-se o nível de 10% de probabilidade. Em relação às fases II e III, o experimento foi montado no Delineamento em Blocos Casualizados (D.B.C), com 3 tratamentos (três cargas orgânicas:  $F_1$ ,  $F_2$  e  $F_3$ ) e 5 repetições, para cada fase experimental. Foi feita a análise conjunta das fases e, independentemente da interação entre Tratamento x Experimento - TR x EX (Filtro x Fase) ser ou não significativa, optou-se pelo desdobramento da mesma devido ao interesse em estudo. As análises estatísticas foram feitas com o Programa Estatístico SAEG (RIBEIRO Jr., 2001).

## 2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 2.3.1 Caracterização da ARC

As águas residuárias da lavagem e descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro (ARC) são caracterizadas, entre outros fatores, pela elevada carga orgânica, reduzido pH, presença de compostos inibidores da atividade microbiana, e elevados teores de potássio (Tabela 2.3).

A grande variabilidade das características apresentadas pela ARC é função do tipo de processamento realizado (lavagem, descascamento/desmucilagem ou despolpa), do grau de maturação dos frutos (verde, “cereja” ou “passa”) e do número de recirculações da água no processamento.

Pode ser observada na Tabela 2.3 uma redução na concentração do material orgânico presente na ARC a partir do final da segunda fase do experimento, pois houve aumento na quantidade de frutos do tipo “passa” e redução dos frutos do tipo “cereja”. Quando o fruto do tipo “passa” é processado, a concentração de matéria orgânica presente na água residuária é menor. Entretanto, se o fruto for do tipo “cereja”, a concentração de matéria orgânica, em termos de DBO e DQO, é aumentada (GONÇALVES *et al.*, 2000).

A redução na concentração de matéria orgânica durante a terceira fase do experimento também pode ser explicada pela necessidade de armazenamento da ARC nesta fase, visto que a produção dos frutos do cafeeiro é sazonal, tendo findado no mês de agosto.

A relação DQO/DBO média do afluente para cada uma das três fases foi igual a 2,2. BRAILE & CAVALCANTI (1993) consideram um resíduo facilmente biodegradável aquele cuja relação DQO/DBO seja menor que 2. MATOS (2004), em uma revisão sobre o tratamento de resíduos agroindustriais, cita que os tratamentos biológicos são normalmente recomendados quando a razão DQO/DBO é menor que 3. VON SPERLING (2005) relata que para uma água residuária com relação DQO/DBO menor que 2,5 é indicado o tratamento biológico, entretanto se esta relação for superior a 4,0 há possibilidade de se indicar tratamento físico-químico.

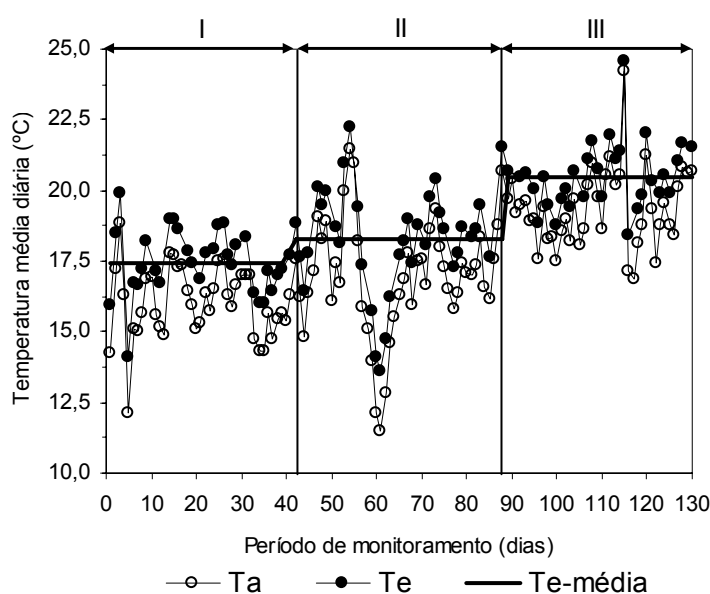
Em média, nas fases I, II e III, a relação DBO/N/P foi, respectivamente, 459/8/1; 495/10/1 e 573/14/1. Este desequilíbrio nutricional pode ser um fator restritivo na degradação do material orgânico presente na ARC. FIA *et al.* (2007), a fim de avaliar a deficiência de nutrientes presentes na ARC, determinaram o coeficiente de degradação aeróbio da ARC fertilizada com uréia e superfosfato simples, de modo a se obter uma relação DBO/N/P igual 100/5/1, que, segundo JORDÃO & PESSOA (1995) é a relação ideal em águas residuárias a serem submetidas ao tratamento biológico. O valor do coeficiente de desoxigenação ( $K_1$ ) obtido, após a aplicação do modelo cinético de primeira ordem, foi igual a  $0,1899 \text{ d}^{-1}$ . Valor este superior àquele apresentado por MATOS & GOMES FILHO (2000) em ARC sem adição de nutrientes, que foi de  $0,129 \text{ d}^{-1}$ , comprovando assim o desequilíbrio nutricional da ARC, pois, segundo VON SPERLING (2005), quanto maior o valor de  $K_1$ , maior é a biodegradabilidade do efluente.

A degradação anaeróbia da ARC também foi verificada por FIA *et al.* (2007). Os autores obtiveram valores de  $K_1$  para ARC bruta e para ARC fertilizada com uréia e superfosfato simples, de modo a se obter uma relação DBO/N/P de 100/5/1, igual a  $0,0175 \text{ dia}^{-1}$  e  $0,0590 \text{ dia}^{-1}$ , respectivamente. Os autores acreditam que esses resultados estejam associados ao fato da ARC bruta estar muito desbalanceada em termos nutricionais (baixas concentrações de N e P, quando comparada às de potássio).

DINSDALE *et al.* (1996) trataram águas residuárias do processamento de café instantâneo, com DQO total de  $35.900 \text{ mg L}^{-1}$ , operando na faixa mesofílica com COV de  $1,3 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  de DQO e TRH de 504 h, por sistema em batelada. Os autores verificaram que somente a adição de bicarbonato de sódio ( $\text{NaHCO}_3$ ) não foi suficiente para manter a estabilidade do processo, a qual só ocorreu com a adição de nitrogênio, fósforo e alguns micronutrientes, obtendo, desta maneira, obtiveram eficiência de remoção de DQO de 60%. A digestão anaeróbia na faixa termofílica permaneceu estável com COV de  $1,6 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  de DQO e TRH de 480 h, porém a necessidade de complementos nutricionais como nitrogênio, fósforo e micronutrientes também foi observada após 50 dias de operação do sistema de tratamento.

### 2.3.2 Desempenho dos filtros anaeróbios

Estão apresentadas, na Figura 2.4, as variações da temperatura do líquido e da temperatura do ambiente ocorridas durante a fase experimental. Os filtros operaram, nas fases I e II, numa amplitude de temperatura que pode ser considerada psicrófila (0 a 20°C). Durante a terceira fase, na maior parte do tempo, a temperatura média do líquido ficou próxima a 20°C (18-24°C), sendo a média do período de 20,4°C, podendo ser caracterizada também como psicrófila.



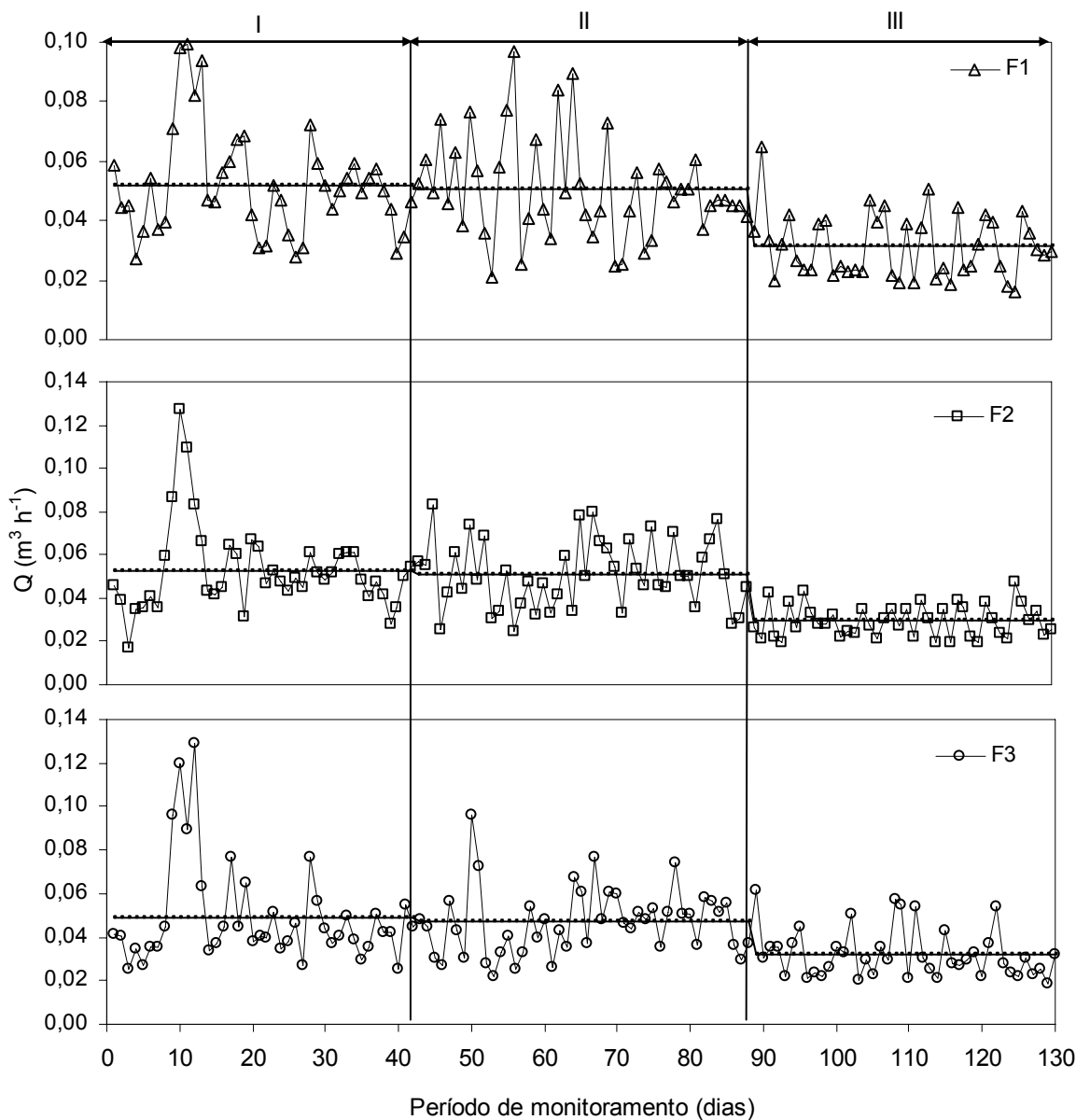
**Figura 2.4.** Variação da temperatura ambiente ( $T_a$ ) e da temperatura do efluente ( $T_e$ ) ocorrida durante a fase experimental.

A maioria dos digestores anaeróbios tem sido projetada para atuar na faixa mesofílica de temperatura (20 a 45°C), embora o tratamento anaeróbio também possa ser aplicado em temperaturas mais baixas, entre 10 e 20°C, necessitando de maior tempo de retenção da biomassa, reatores com maior volume e menores concentrações de matéria orgânica. Nestas temperaturas, a degradação dos ácidos graxos de cadeia longa, formados durante a digestão anaeróbia, é dificultada, sendo considerada um fator limitante do processo (METCALF & EDDY, 2003).

No entanto, a digestão anaeróbia na faixa psicrófila (0° a 20°C) é opção atrativa para o tratamento de despejos que possuam como característica intrínseca reduzida temperatura ou efluentes líquidos produzidos em períodos

de baixas temperaturas ambiente, oferecendo vantagens técnicas e econômicas em relação aos tratamentos convencionais. A elevação da temperatura do efluente produzido em condições psicrófilicas para condições mesofílicas ou termofílicas e sua manutenção nestas condições, implicam no gasto de energia e, conseqüentemente, elevação nos custos de tratamento (LETTINGA *et al.*, 2001; COLLINS *et al.*, 2003). Segundo ZOUTBERG & BEEN (1997), algumas desvantagens associadas com baixas temperaturas de operação de reatores anaeróbios são a queda na produção de biogás e a baixa estabilidade do resíduo tratado.

Variações nas vazões (Q), que podem ser observadas na Figura 2.5, resultaram em oscilações na COV e CHV, o que dificultou a obtenção de estabilidade no desempenho dos filtros.



**Figura 2.5.** Vazão nos filtros anaeróbios ao longo do período experimental.

Na Tabela 2.5 está apresentada a caracterização do afluente e efluente dos filtros, com relação as variáveis pH, CE, AT, AB e AVT, durante as três fases de operação dos filtros. Os afluentes de F<sub>1</sub>, F<sub>2</sub> e F<sub>3</sub> foram denominados, respectivamente, C<sub>1</sub><sup>\*</sup>, C<sub>2</sub><sup>\*</sup> e C<sub>3</sub><sup>\*</sup>.

**Tabela 2.5.** Valores médios e desvio padrão de pH, condutividade elétrica (CE), alcalinidade total (AT), alcalinidade a bicarbonato (AB), ácidos voláteis totais (AVT) e relação entre alcalinidade intermediária e alcalinidade parcial (AI/AP), afluente e efluente dos filtros anaeróbios, em cada fase operacional

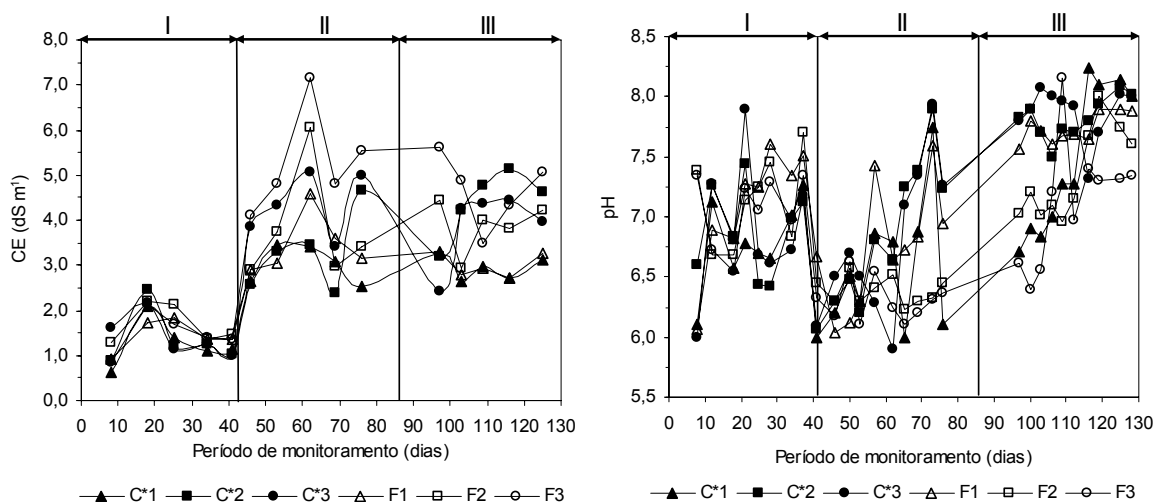
Variáveis		Fase I		Fase II		Fase III	
		Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
CE	F <sub>1</sub>	1,28±0,54 <sup>(5)</sup>	1,44±0,37 <sup>(5)</sup>	3,02±0,43 <sup>(5)</sup>	3,46±0,68 <sup>(5)</sup>	2,94±0,27 <sup>(5)</sup>	3,00±0,27 <sup>(5)</sup>
	F <sub>2</sub>	1,36±0,62 <sup>(5)</sup>	1,69±0,44 <sup>(5)</sup>	3,27±0,90 <sup>(5)</sup>	3,83±1,30 <sup>(5)</sup>	4,39±0,75 <sup>(5)</sup>	3,89±0,57 <sup>(5)</sup>
	F <sub>3</sub>	1,43±0,48 <sup>(5)</sup>	1,48±0,46 <sup>(5)</sup>	4,34±0,72 <sup>(5)</sup>	5,27±1,16 <sup>(5)</sup>	3,88±0,83 <sup>(5)</sup>	4,67±0,80 <sup>(5)</sup>
pH	F <sub>1</sub>	6,69±0,43 <sup>(29)</sup>	7,05±0,49 <sup>(29)</sup>	6,60±0,55 <sup>(33)</sup>	6,73±0,54 <sup>(33)</sup>	7,45±0,61 <sup>(29)</sup>	7,74±0,12 <sup>(29)</sup>
	F <sub>2</sub>	6,80±0,45 <sup>(29)</sup>	7,07±0,42 <sup>(29)</sup>	6,91±0,56 <sup>(33)</sup>	6,38±0,12 <sup>(33)</sup>	7,82±0,17 <sup>(29)</sup>	7,35±0,37 <sup>(29)</sup>
	F <sub>3</sub>	6,81±0,59 <sup>(29)</sup>	6,98±0,37 <sup>(29)</sup>	6,84±0,62 <sup>(33)</sup>	6,30±0,19 <sup>(33)</sup>	7,87±0,22 <sup>(29)</sup>	7,13±0,51 <sup>(29)</sup>
AB	F <sub>1</sub>	135±73 <sup>(9)</sup>	198±149 <sup>(9)</sup>	368±882 <sup>(9)</sup>	265±972 <sup>(9)</sup>	415±159 <sup>(9)</sup>	1.058±206 <sup>(9)</sup>
	F <sub>2</sub>	144±90 <sup>(9)</sup>	202±143 <sup>(9)</sup>	520±858 <sup>(9)</sup>	23±1.155 <sup>(9)</sup>	792±236 <sup>(9)</sup>	281±363 <sup>(9)</sup>
	F <sub>3</sub>	159±135 <sup>(9)</sup>	304±159 <sup>(9)</sup>	244±1.247 <sup>(9)</sup>	121±1.581 <sup>(9)</sup>	572±325 <sup>(9)</sup>	179±266 <sup>(9)</sup>
AVT	F <sub>1</sub>	1.103±415 <sup>(9)</sup>	1.107±253 <sup>(9)</sup>	2.052±1.043 <sup>(9)</sup>	3.123±1.373 <sup>(9)</sup>	2.630±325 <sup>(9)</sup>	1.310±531 <sup>(9)</sup>
	F <sub>2</sub>	948±295 <sup>(9)</sup>	1.076±200 <sup>(9)</sup>	1.767±814 <sup>(9)</sup>	3.842±1.935 <sup>(9)</sup>	2.584±751 <sup>(9)</sup>	4.090±681 <sup>(9)</sup>
	F <sub>3</sub>	1.001±420 <sup>(9)</sup>	1.003±413 <sup>(9)</sup>	3.232±1.452 <sup>(9)</sup>	5.618±2.725 <sup>(9)</sup>	2.678±766 <sup>(9)</sup>	5.162±1.066 <sup>(9)</sup>
AT	F <sub>1</sub>	657±205 <sup>(9)</sup>	722±187 <sup>(9)</sup>	1.337±678 <sup>(9)</sup>	1.743±725 <sup>(9)</sup>	1.660±139 <sup>(9)</sup>	1.678±141 <sup>(9)</sup>
	F <sub>2</sub>	593±164 <sup>(9)</sup>	711±128 <sup>(9)</sup>	1.357±866 <sup>(9)</sup>	1.842±804 <sup>(9)</sup>	2.015±249 <sup>(9)</sup>	2.217±298 <sup>(9)</sup>
	F <sub>3</sub>	632±272 <sup>(9)</sup>	779±193 <sup>(9)</sup>	1.774±967 <sup>(9)</sup>	2.780±1.174 <sup>(9)</sup>	1.840±248 <sup>(9)</sup>	2.623±482 <sup>(9)</sup>
AI/AP	F <sub>1</sub>	2,0±1,1 <sup>(9)</sup>	2,2±2,4 <sup>(9)</sup>	4,3±3,4 <sup>(9)</sup>	3,7±2,4 <sup>(9)</sup>	2,7±1,6 <sup>(9)</sup>	0,4±0,2 <sup>(9)</sup>
	F <sub>2</sub>	1,6±0,9 <sup>(9)</sup>	2,0±1,0 <sup>(9)</sup>	15,4±27,4 <sup>(9)</sup>	3,9±1,5 <sup>(9)</sup>	1,2±1,0 <sup>(9)</sup>	2,2±0,7 <sup>(9)</sup>
	F <sub>3</sub>	1,8±0,9 <sup>(9)</sup>	1,3±0,7 <sup>(9)</sup>	11,5±16,9 <sup>(9)</sup>	4,4±1,3 <sup>(9)</sup>	1,1±0,6 <sup>(9)</sup>	3,8±2,9 <sup>(9)</sup>

<sup>(a)</sup> Em parênteses o número de amostragens consideradas no cálculo da média.  
 CE em dS m<sup>-1</sup>; AT e AB em mg L<sup>-1</sup> de CaCO<sub>3</sub>; AVT em mg L<sup>-1</sup> de Ácido acético.



Observa-se, na Tabela 2.5 e na Figura 2.6, que a condutividade elétrica aumentou a partir da fase II, isto foi devido ao aumento da carga orgânica aplicada e também devido à correção do pH com cal hidratada. Com o aumento na carga orgânica da ARC utilizada no experimento, houve necessidade de aumentar a quantidade de cal adicionada para um mesmo volume de água residuária, e a liberação de íons com a adição da cal proporcionou elevação nos valores de CE no meio.

Houve tendência de aumento da CE nos efluentes dos filtros, quando comparados aos valores obtidos nos afluentes, devido, provavelmente, à degradação do material orgânico presente na ARC, que, também, proporciona a liberação dos íons para a solução. Altos valores de condutividade elétrica indicam elevadas quantidades de substâncias iônicas dissolvidas, sendo que os íons mais frequentemente encontrados são cálcio, magnésio, potássio, sódio, carbonato, bicarbonato, entre outros (MATOS, 2004). Apesar dos elevados valores de CE, acredita-se que esta variável não tenha interferido no desempenho dos filtros. DHOUIB *et al.* (2006) trabalharam com digestão anaeróbia de águas residuárias do processamento de oliva, cuja CE variou de 8,7 a 11,3 dS m<sup>-1</sup>, e obtiveram bons resultados no que se refere à remoção de matéria orgânica.



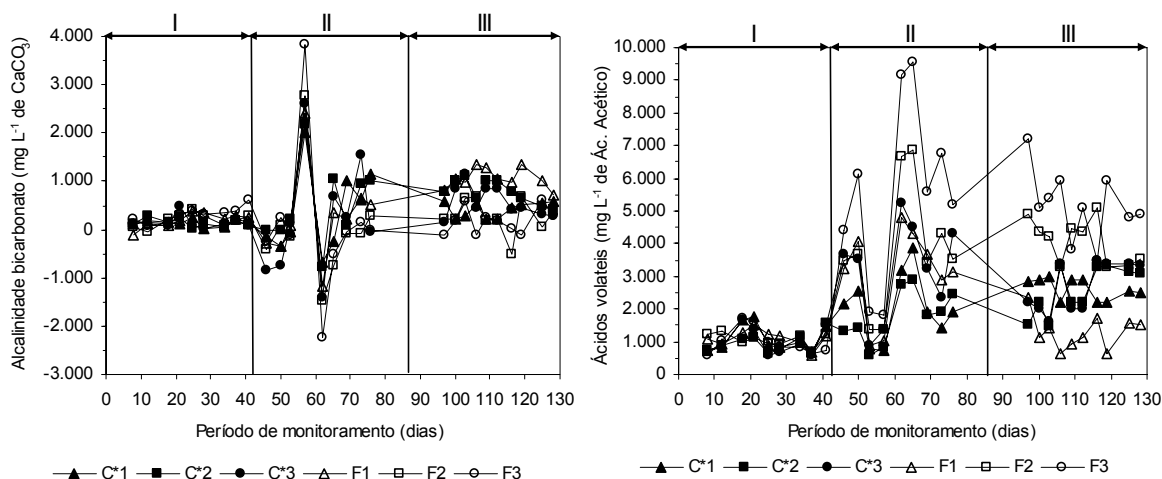
**Figura 2.6.** Variação temporal da CE e do pH ocorrida durante todas as fases.

Houve intensa oscilação nos valores de pH nos três filtros anaeróbios durante a condução do experimento. Na Tabela 2.5, nota-se que os valores de pH dos efluentes dos filtros 2 e 3, nas fases II e III, foram menores que aqueles apresentados pelos respectivos afluentes.

Como pode ser observado na Figura 2.6, apesar da oscilação do pH para uma mesma carga orgânica aplicada (fase I) as médias não diferiram entre si ( $P < 0,1$ ) (Tabela 2.2A, Apêndice A), até o quadragésimo primeiro dia, quando ocorreu o choque de carga orgânica, devido ao aumento na concentração da ARC aplicada aos filtros quando se iniciou a segunda fase experimental. A partir deste ponto, houve acentuada redução no valor do pH do efluente dos três filtros, o que representa desequilíbrio do sistema, voltando a apresentar alguma recuperação a partir do sexagésimo quinto dia.

Nos processos de decomposição anaeróbia, em decorrência das reações de hidrólise, há grande produção de substâncias de caráter ácido como produtos intermediários do processo de degradação. Desta forma, pode ocorrer redução acentuada no pH do meio, se não existir alcalinidade suficiente no sistema (CHERNICHARO, 1997).

Observa-se na Tabela 2.5 e na Figura 2.7 que os valores médios de alcalinidade a bicarbonato (AB), durante a primeira fase, foram maiores nos efluentes dos três filtros, quando comparados aos afluentes, sendo estatisticamente diferente ( $P < 0,1$ ) para  $F_3$  (Tabela 2.2A, Apêndice A). O mesmo comportamento é observado para os ácidos voláteis totais (AVT), porém sem diferença estatística (Figura 2.7). No entanto, os valores afluentes foram muito próximos aos valores apresentados pelo efluente. No início da segunda fase, com o aumento da carga orgânica aplicada, nota-se redução acentuada nos valores de AB e elevação acentuada nos valores de AVT, caracterizando desequilíbrio do sistema. Ainda durante a segunda fase, houve tendência de retorno do equilíbrio do sistema, porém, os valores de AB efluente permaneceram abaixo dos valores de AB afluente. Com a redução do TRH (fase III), houve recuperação significativa apenas de  $F_1$  ( $P < 0,1$ ), caracterizada pela redução da concentração de AVT no sistema, e aumento da AB efluente.



**Figura 2.7.** Concentrações de alcalinidade a bicarbonato e ácidos voláteis totais no afluente e efluente dos filtros anaeróbios.

Como consequência do aumento nas concentrações de AVT, houve aumento nos valores de alcalinidade total (AT) dos efluentes, os quais sempre foram maiores que os valores afluentes (Tabela 2.5). Como resultado da reação da alcalinidade com os ácidos voláteis produzidos no sistema, a alcalinidade a bicarbonato é convertida em alcalinidade de ácidos voláteis, pois estes ácidos são mais fortes que os bicarbonatos. Todavia, a capacidade de tamponamento da alcalinidade dos ácidos voláteis ocorre numa faixa de pH entre 3,75 e 5,75, sendo, portanto, de pouca importância na digestão anaeróbia (CHERNICHARO, 1997).

Apesar da manutenção do pH afluente entre 6,5 e 8,2, não houve produção adequada de AB pelo sistema, mesmo durante a fase I, onde as cargas orgânicas foram menores, e onde trabalhou-se com COB inferior a 0,1 kg kg<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>, medida como [DQO][SVT]<sup>-1</sup>[dia]<sup>-1</sup>.

DINSDALE *et al.* (1996), operando reatores anaeróbios de 5 L, com COV de 1,3 kg kg m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> de DQO, nas faixas de temperatura mesofílica e termofílica, tratando águas residuárias da produção de café instantâneo e fazendo a correção de pH com Ca(OH)<sub>2</sub>, observaram decréscimos na produção de metano a partir do trigésimo dia de operação, a qual foi acompanhada do aumento da concentração de AVT, de 500 para 2.000 mg L<sup>-1</sup>. Mesmo com o pH em torno de 6,8, por um longo período, o sistema não se recuperou. Em um segundo estudo, utilizando-se as mesmas variáveis (COV e TRH), mas com suplementação de nitrogênio e fósforo na proporção de 400:7:1 e solução de nutrientes de 2 mL L<sup>-1</sup>, o sistema de tratamento se manteve estável durante

todo o período do experimento, com concentrações de AVT na faixa de 100 mg L<sup>-1</sup>. Resultados semelhantes foram observados por LANE (1983). De acordo com Piveli (1990) *apud* LA IGLESIA (2004), o acúmulo de ácidos graxos voláteis pode inibir, além das arqueias metanogênicas, as próprias bactérias acidogênicas. Porém, estas últimas podem suportar concentrações de até 40.000 mg L<sup>-1</sup> de ácidos orgânicos voláteis.

A relação alcalinidade intermediária/alcalinidade parcial (AI/AP) (Tabela 2.5), apresentou-se adequada somente para F<sub>1</sub> na fase III, cujos valores ficaram próximos a 0,3. Verificou-se que um aumento na carga orgânica afluyente aos filtros determinou um acréscimo na relação AI/AP, mostrando que a produção de ácidos voláteis totais aumentou com o aumento das cargas orgânicas afluentes, o que contribuiu para reduzir a eficiência do processo em certas amostragens ao longo do período experimental.

De acordo com RIPLEY *et al.* (1986), valores de AI/AP superiores a 0,3 indicam distúrbios no processo de digestão anaeróbia. No entanto, é possível que a estabilidade do processo ocorra para valores diferentes de 0,3, sendo prudente a verificação para cada caso em particular (Foresti, 1994 *apud* CHERNICHARO, 1997). Ainda segundo RIPLEY *et al.* (1986), a inibição da fase metanogênica só ocorre em valores de AI/AP superiores a 0,8.

Na Tabela 2.6, estão apresentados os valores médios e desvio padrão de DQO, DBO, ST, SVT, SST e SSV afluentes e efluentes dos filtros anaeróbios durante a condução do experimento, enquanto as eficiências médias de remoção e o desvio padrão das respectivas variáveis estão apresentados na Tabela 2.7.

Nas Figuras 2.8 e 2.9 apresentam-se as concentrações de DQO e DBO afluentes e efluentes de cada filtro e as respectivas eficiências de remoção de matéria orgânica, nos três filtros durante a condução do experimento.

As variações na vazão dos filtros (Figura 2.5) provocaram oscilações na estabilidade do sistema. Desta forma, não se obteve eficiências de remoção constantes, durante as três fases do experimento. Durante a primeira fase, as remoções médias de DQO não foram semelhantes para F<sub>1</sub> e F<sub>3</sub> (P<0,1), porém ambas foram estatisticamente semelhantes a F<sub>2</sub> (Tabela 2.5A, Apêndice A). Com relação à remoção de DBO, estas foram semelhantes para F<sub>1</sub> e F<sub>2</sub> (P<0,1). BELLO-MENDOZA & CASTILLO-RIVERA (1998), tratando ARC em um reator misto (UASB/filtro anaeróbio), obtiveram eficiência média de

remoção de DQO de 63% para uma COV de  $1,78 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  de DQO e TRH de 24 h. LUIZ (2007), com TRH de 30,2 h e COV de  $0,81 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  de DQO obteve eficiências de remoção de DQO e DBO iguais a 42 e 33%, respectivamente, durante a fase de partida de um filtro anaeróbio tratando ARC.

Com o aumento da carga orgânica aplicada na fase II, houve redução nas eficiências médias de remoção de DQO nos três filtros. Provavelmente, devido à grande carga orgânica aplicada. Entretanto, esta redução foi observada também para a remoção de DBO em  $F_1$  e  $F_2$ , enquanto a remoção de DBO em  $F_3$  permaneceu relativamente elevada. BELLO-MENDOZA & CASTILLO-RIVERA (1998), obtiveram redução drástica na eficiência de seu reator (22%) quando aumentou a COV de 1,89 para  $2,59 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  de DQO.

A relação DQO/DBO efluente apresentou valores próximos aos valores da relação DQO/DBO afluente, exceto para  $F_3$  durante as fases II e III. Este fato, associado à maior eficiência de remoção de DBO por  $F_3$ , vem reafirmar a necessidade de aclimação da biomassa em sistemas anaeróbios. Quando a matéria orgânica é facilmente biodegradável, a relação DQO/DBO tende a 1. Baixa relação DQO/DBO pode indicar alta biodegradabilidade, enquanto uma alta relação pode indicar que o resíduo possui apenas pequena parte biodegradável (VON SPERLING, 2005). Desta forma, os maiores valores da relação DQO/DBO encontrados no efluente de  $F_3$  indicam a maior degradação do material biologicamente degradável comparado aos efluentes de  $F_1$  e  $F_2$ . Isto se deve, provavelmente, à manutenção da biomassa aclimatada neste filtro, o qual foi utilizado para tratamento da ARC, no ano anterior, por LUIZ (2007).

**Tabela 2.6.** Valores médios e desvio padrão de DQO, DBO, relação DQO/DBO, ST, SVT, SST e SSV afluente e efluente dos filtros anaeróbios

Variáveis		Fase I		Fase II		Fase III	
		Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
DQO	F <sub>1</sub>	1.985±908 <sup>(9)</sup>	1.430±657 <sup>(9)</sup>	6.740±1.215 <sup>(9)</sup>	5.669±1.176 <sup>(9)</sup>	4.253±730 <sup>(10)</sup>	1.669±1.081 <sup>(10)</sup>
	F <sub>2</sub>	2.109±943 <sup>(9)</sup>	1.248±388 <sup>(9)</sup>	11.854±2.641 <sup>(9)</sup>	9.666±2.098 <sup>(9)</sup>	6.946±523 <sup>(10)</sup>	5.549±1.312 <sup>(10)</sup>
	F <sub>3</sub>	2.140±955 <sup>(9)</sup>	1.267±628 <sup>(9)</sup>	19.656±8.282 <sup>(9)</sup>	17.246±7.864 <sup>(9)</sup>	9.230±1.255 <sup>(10)</sup>	7.828±1.303 <sup>(10)</sup>
DBO	F <sub>1</sub>	1.292±474 <sup>(5)</sup>	1.019±505 <sup>(5)</sup>	3.242±771 <sup>(5)</sup>	2.938±818 <sup>(5)</sup>	2.500±1.241 <sup>(5)</sup>	1.336±1.105 <sup>(5)</sup>
	F <sub>2</sub>	1.401±509 <sup>(5)</sup>	965±300 <sup>(5)</sup>	4.178±781 <sup>(5)</sup>	3.790±630 <sup>(5)</sup>	3.250±972 <sup>(5)</sup>	2.772±874 <sup>(5)</sup>
	F <sub>3</sub>	1.183±408 <sup>(5)</sup>	722±366 <sup>(5)</sup>	5.874±1.019 <sup>(5)</sup>	3.318±1.111 <sup>(5)</sup>	4.399±1.012 <sup>(5)</sup>	1.617±1.337 <sup>(5)</sup>
Relação DQO/DBO	F <sub>1</sub>	1,59±0,30 <sup>(5)</sup>	1,75±0,31 <sup>(5)</sup>	2,05±0,29 <sup>(5)</sup>	1,89±0,81 <sup>(5)</sup>	1,88±0,56 <sup>(5)</sup>	1,83±0,29 <sup>(5)</sup>
	F <sub>2</sub>	1,61±0,18 <sup>(5)</sup>	1,58±0,24 <sup>(5)</sup>	2,87±0,93 <sup>(5)</sup>	2,31±0,55 <sup>(5)</sup>	2,25±0,61 <sup>(5)</sup>	2,11±0,69 <sup>(5)</sup>
	F <sub>3</sub>	1,82±0,40 <sup>(5)</sup>	1,83±0,16 <sup>(5)</sup>	3,15±1,21 <sup>(5)</sup>	5,39±3,17 <sup>(5)</sup>	2,14±0,50 <sup>(5)</sup>	9,57±10,68 <sup>(5)</sup>
ST	F <sub>1</sub>	2.487±1.642 <sup>(5)</sup>	1.763±617 <sup>(5)</sup>	7.079±2.128 <sup>(5)</sup>	4.221±574 <sup>(5)</sup>	2.660±501 <sup>(5)</sup>	1.841±754 <sup>(5)</sup>
	F <sub>2</sub>	2.610±1.125 <sup>(5)</sup>	1.873±598 <sup>(5)</sup>	9.473±1.826 <sup>(5)</sup>	7.709±1.160 <sup>(5)</sup>	5.530±697 <sup>(5)</sup>	3.659±597 <sup>(5)</sup>
	F <sub>3</sub>	3.036±2.711 <sup>(5)</sup>	1.867±500 <sup>(5)</sup>	13.403±3.353 <sup>(5)</sup>	9.123±2898 <sup>(5)</sup>	6.870±1.780 <sup>(5)</sup>	4.316±1.404 <sup>(5)</sup>
SVT	F <sub>1</sub>	1.597±1.600 <sup>(5)</sup>	919±532 <sup>(5)</sup>	4.688±1.583 <sup>(5)</sup>	2.397±844 <sup>(5)</sup>	1.396±184 <sup>(5)</sup>	736±408 <sup>(5)</sup>
	F <sub>2</sub>	1.704±991 <sup>(5)</sup>	886±279 <sup>(5)</sup>	6.325±1.806 <sup>(5)</sup>	4.678±1.242 <sup>(5)</sup>	3.022±562 <sup>(5)</sup>	2.471±878 <sup>(5)</sup>
	F <sub>3</sub>	2.202±2.819 <sup>(5)</sup>	887±390 <sup>(5)</sup>	8.864±2.892 <sup>(5)</sup>	5.273±2.125 <sup>(5)</sup>	3.622±713 <sup>(5)</sup>	2.597±411 <sup>(5)</sup>
SST	F <sub>1</sub>	166±139 <sup>(5)</sup>	56±43 <sup>(5)</sup>	295±188 <sup>(5)</sup>	165±15 <sup>(5)</sup>	170±19 <sup>(5)</sup>	87±33 <sup>(5)</sup>
	F <sub>2</sub>	135±82 <sup>(5)</sup>	61±41 <sup>(5)</sup>	407±257 <sup>(5)</sup>	180±27 <sup>(5)</sup>	81±40 <sup>(5)</sup>	102±22 <sup>(5)</sup>
	F <sub>3</sub>	126±83 <sup>(5)</sup>	97±53 <sup>(5)</sup>	675±455 <sup>(5)</sup>	269±36 <sup>(5)</sup>	92±27 <sup>(5)</sup>	134±43 <sup>(5)</sup>
SSV	F <sub>1</sub>	152±137 <sup>(5)</sup>	39±49 <sup>(5)</sup>	227±137 <sup>(5)</sup>	143±18 <sup>(5)</sup>	124±20 <sup>(5)</sup>	63±32 <sup>(5)</sup>
	F <sub>2</sub>	122±70 <sup>(5)</sup>	44±30 <sup>(5)</sup>	214±105 <sup>(5)</sup>	154±59 <sup>(5)</sup>	41±11 <sup>(5)</sup>	67±15 <sup>(5)</sup>
	F <sub>3</sub>	114±78 <sup>(5)</sup>	76±42 <sup>(5)</sup>	474±390 <sup>(5)</sup>	216±36 <sup>(5)</sup>	44±12 <sup>(5)</sup>	63±32 <sup>(5)</sup>

<sup>(a)</sup> Em parênteses o número de amostragens consideradas no cálculo da média.  
DQO, DBO, ST, SVT e SST em mg L<sup>-1</sup>.

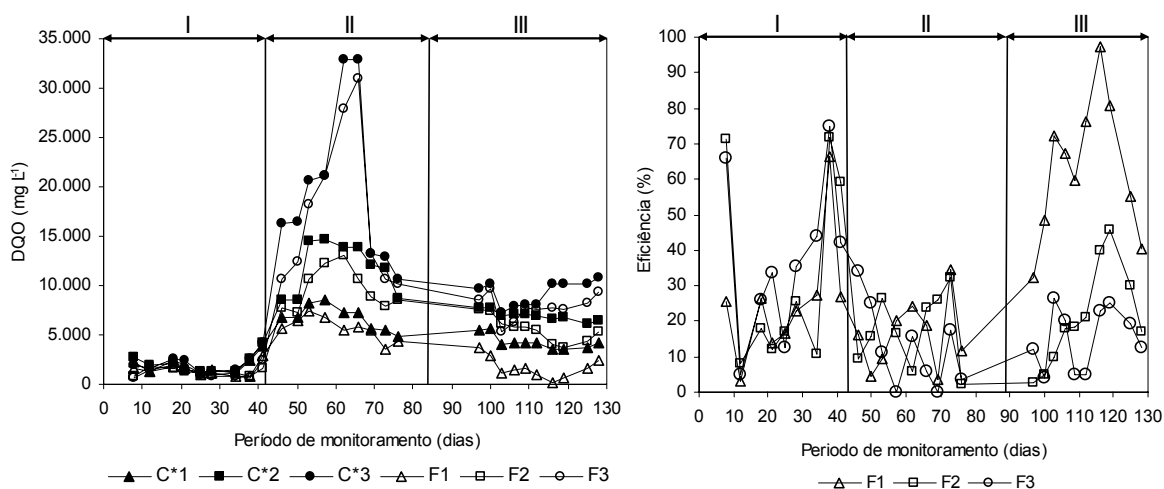
**Tabela 2.7.** Eficiência (%) média de remoção e desvio padrão de DQO, DBO, ST, SVT, SST, SSV pelos filtros anaeróbios em cada fase operacional

Variáveis		Fase I	Fase II	Fase III
DQO	F <sub>1</sub>	25±17	16±10	63±20
	F <sub>2</sub>	33±27	18±10	21±14
	F <sub>3</sub>	38±23	13±12	15±9
DBO	F <sub>1</sub>	23±18	9±16	52±23
	F <sub>2</sub>	28±17	9±8	15±9
	F <sub>3</sub>	41±11	44±13	65±24
ST	F <sub>1</sub>	12±51	36±21	32±18
	F <sub>2</sub>	18±37	16±21	34±10
	F <sub>3</sub>	10±46	28±28	38±13
SVT	F <sub>1</sub>	16±62	45±23	47±29
	F <sub>2</sub>	30±47	20±36	20±16
	F <sub>3</sub>	21±59	36±28	27±13
SST	F <sub>1</sub>	57±19	25±42	47±25
	F <sub>2</sub>	55±19	40±77	-46±52
	F <sub>3</sub>	15±31	32±60	-51±54
SSV	F <sub>1</sub>	84±39	19±45	47±35
	F <sub>2</sub>	66±20	6±93	-75±56
	F <sub>3</sub>	21±40	-1±117	-65±115

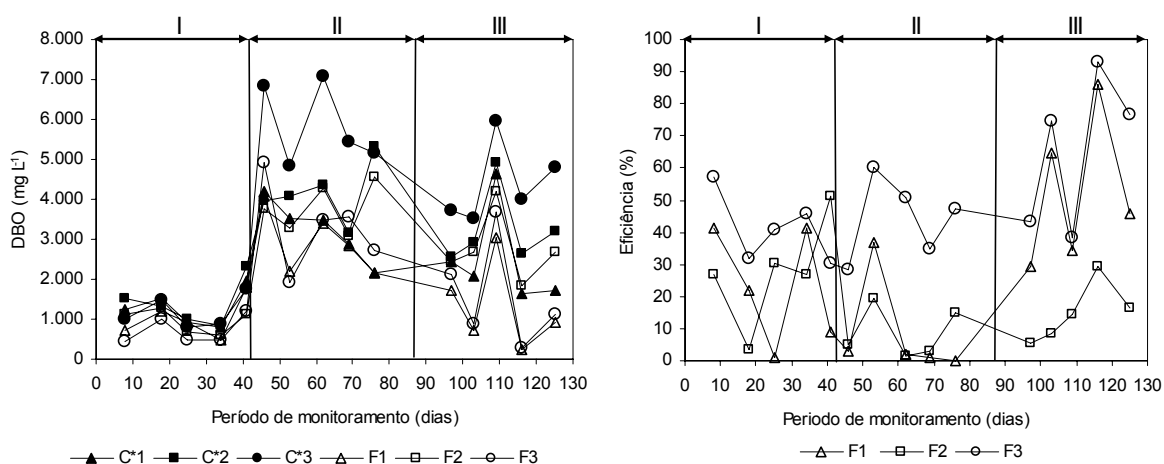
Houve tendência de recuperação dos sistemas na fase III. Isto foi devido ao aumento do TRH e, conseqüente, redução da COV aplicada. Além disso, houve redução da DQO da ARC utilizada para alimentar os filtros, devido ao período de armazenamento. Durante a terceira fase, F<sub>1</sub> apresentou eficiências médias de remoção de DQO consideradas razoáveis para sistemas anaeróbios e estatisticamente diferentes dos demais ( $P < 0,1$ ).

A remoção de DBO no F<sub>3</sub> tendeu a aumentar com o aumento da COV aplicada (Figura 2.9), provavelmente pelo fato deste possuir biomassa adaptada à ARC. Nos F<sub>1</sub> e F<sub>2</sub>, possivelmente não houve adaptação imediata do lodo utilizado como inóculo, o qual foi submetido a TRHs iniciais de 33,4 e 32,4 h, os quais são relativamente baixos. O lodo utilizado para inocular F<sub>1</sub> e F<sub>2</sub> foi retirado de um tanque anaeróbio utilizado no tratamento de águas residuárias de suinocultura. Apesar do mesmo conter microrganismos adaptados à degradação de elevadas cargas orgânicas, ainda estão presentes na ARC

compostos fenólicos, os quais podem acentuar o risco de acidificação do reator e inibir ou até mesmo eliminar os microrganismos que compõem a microbiota do lodo utilizado como inóculo (BRUNO, 2007).



**Figura 2.8.** Concentrações de DQO afluente e efluente e eficiências de remoção de DBO, nos três filtros, durante as três fases de monitoramento.



**Figura 2.9.** Concentrações de DBO afluente e efluente e eficiências de remoção de DBO, nos três filtros, durante as três fases de monitoramento.

LUIZ *et al.* (2004), tratando águas residuárias do descascamento/despulpamento de frutos do cafeeiro, com concentrações de DQO total média de 2.500 mg L<sup>-1</sup>, em um sistema, em escala de bancada, composto por reator UASB de 11,7 L, TRH de 69 h e COV de 1,12 kg m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> de DQO, seguido por lagoa aerada facultativa, obtiveram 80% de remoção de DQO. SILVA & CAMPOS (2005), tratando águas residuárias de descascamento/despulpamento de frutos do cafeeiro em um sistema de tratamento com reator UASB em escala de bancada (11,7 L), com TRH de 69 h



e COV de  $1,06 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  de DQO, seguido por lagoa aerada facultativa, com DQO afluyente em torno de  $3.250 \text{ mg L}^{-1}$ , obtiveram eficiências de remoção de DQO total de 78%. LUIZ (2007), durante a terceira fase de seu experimento aplicou um COV de  $3,35 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  de DQO, e obteve 64% de eficiência de remoção de DQO e 60% para DBO, com TRH médio de 36,2 h, em filtro anaeróbio utilizado no tratamento de água residuária do descascamento/despolpa de frutos do cafeeiro. BRUNO (2007), utilizando um reator UASB, em escala de bancada, de dois estágios para o tratamento de ARC, obteve eficiências de remoção de DQO variando de 66 a 95%, sendo a primeira para um COV de  $5,76 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  de DQO e a segunda para uma COV de  $2,16 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  de DQO, tendo um TRH de 96 h.

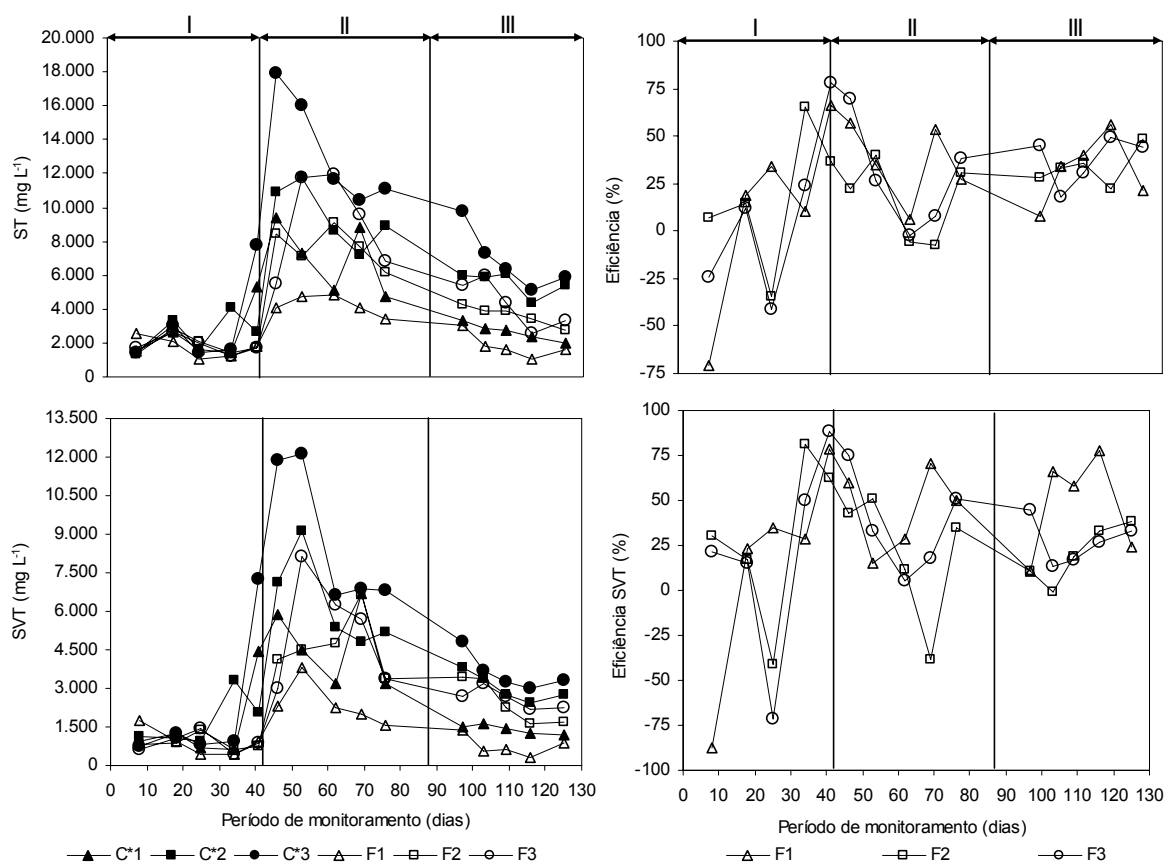
Comparando-se os resultados deste trabalho com os obtidos por BRUNO (2007), SILVA & CAMPOS (2005) e LUIZ *et al.* (2004) verifica-se desempenho inferior dos filtros operados durante a condução deste trabalho, provavelmente por estes serem submetidos a maiores COVs. Além disso, por serem operados a temperatura ambiente, os filtros foram expostos às bruscas variações de temperatura, assim como o trabalho conduzido por LUIZ (2007), situação esta muito menos controlável do que a proporcionada pelos outros autores, quando conduziram seus trabalhos em escala de bancada, em ambiente controlado de um laboratório.

Nas Figuras 2.10 e 2.11, estão apresentados os valores das variações das concentrações de ST, SVT, SST e SSV do afluyente e dos efluentes dos filtros, bem como os valores das eficiências de remoção destas variáveis.

Durante a fase I, por se tratar de um período de adaptação do sistema, há arraste de lodo tanto pela instabilidade da vazão, quanto pela maior quantidade de células microbianas ainda não aderidas ao material suporte. A maior turbulência provoca maior deslocamento e remoção do biofilme, implicando em maior teor de sólidos em suspensão na fase líquida e, provavelmente, maior teor de substâncias poliméricas extracelulares.

Na fase II, a ARC apresentou maior concentração de sólidos, além disso esta fase compreendeu o período de máxima aplicação de carga orgânica e, conseqüentemente, de sólidos ao sistema, refletindo na eficiência do mesmo. Acredita-se que a tendência de aumento na eficiência de remoção de ST na fase III seja pelo decréscimo na concentração dos sólidos na ARC.

As concentrações de ST presentes nos afluentes dos filtros (Tabela 2.6) foram menores que aqueles presentes na ARC (Tabela 2.3), na fase I, devido à diluição da ARC. Para as fases II e III, houve acúmulo de material sedimentado nos tanques de correção de pH e nos tanques reguladores de nível, o que aumentou a concentração de sólidos nos afluentes dos filtros.



**Figura 2.10.** Concentrações e eficiências de remoção de ST e SVT obtidas para os três filtros durante as fases I, II e III.

A perda de sólidos, observada nas três fases, pode ser também justificada, pela lavagem de biomassa, em razão de variações repentinas de carga hidráulica e pela menor decantabilidade dos sólidos sob baixa temperatura, dado que a viscosidade do fluido mantém-se alta, o que acarreta menor velocidade de sedimentação da biomassa produzida, especialmente de microrganismos com crescimento suspenso (NDON & DAGUE, 1997; LETTINGA *et al.*, 2001).

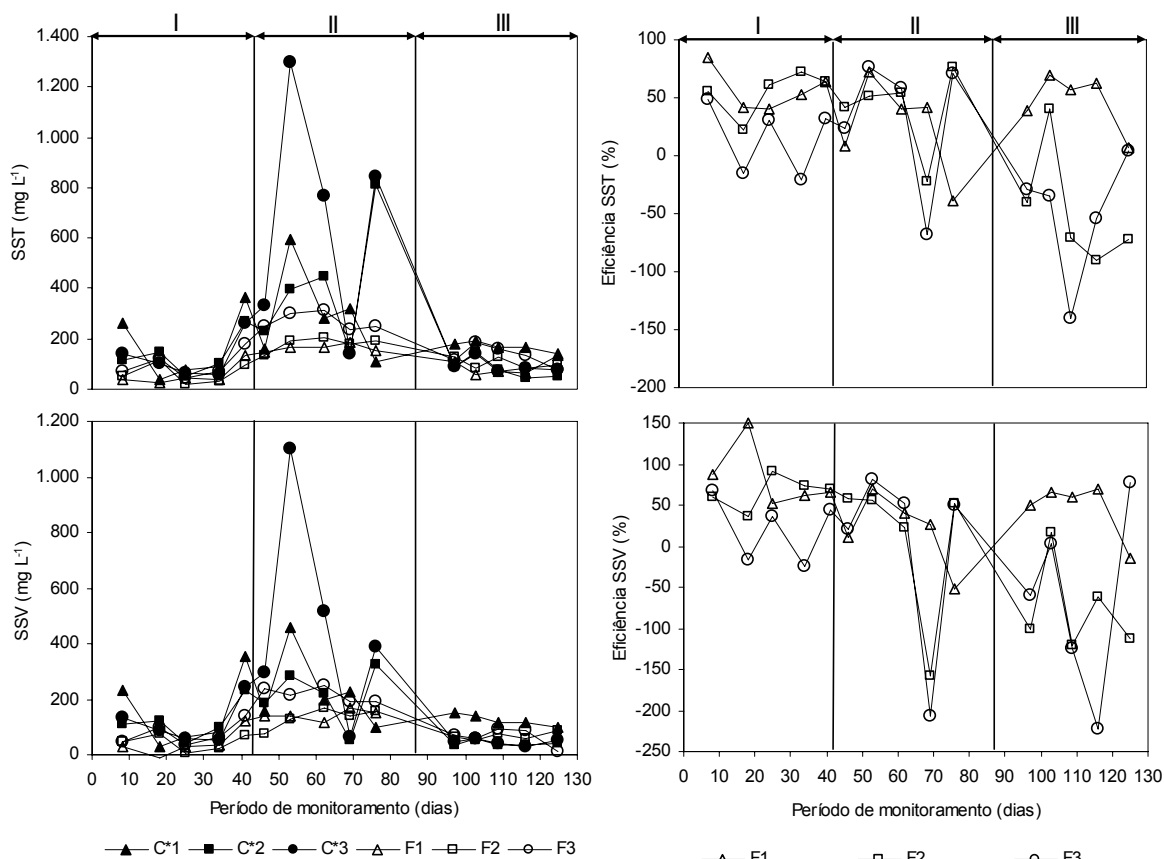
SILVA & CAMPOS (2005), operando reator UASB, em escala de bancada, com TRH de 2,88 dias, tratando águas residuárias do descascamento/despolpamento de frutos do cafeeiro, obteve eficiência de remoção de ST de 22%. LUIZ (2007), operando filtros anaeróbios para

tratamento de ARC e TRH médio de 36,2 h, obteve menores eficiências médias de remoção de ST (17 a 31%), e satisfatória remoção de SVT (26 a 55%). Para SST e SSV a variação na remoção média foi de 44 a 54% e 43 a 47%, nas duas últimas fases do seu trabalho. REIS (2007) observou relativamente baixa concentração da biomassa em suspensão no efluente do reator (SSV), cujos valores variaram de 200 a 400 mg L<sup>-1</sup> na maioria dos regimes investigados, e concluiu que essa é uma característica dos reatores de biomassa aderida, já que a maioria da biomassa presente no reator encontra-se aderida ao suporte.

DINSDALE *et al.* (1996), tratando águas residuárias do processamento de café instantâneo, com concentração afluente média de SSV igual a 23.100 mg L<sup>-1</sup>, obtiveram 58% de eficiência na remoção de sólidos suspensos voláteis em ambos os ensaios realizados nas faixas termofílica e mesofílica. LUIZ *et al.* (2004), operando reator UASB, em escala de bancada, para tratamento de ARC com TRH de 69 h e concentração de sólidos totais afluente de 1.599 mg L<sup>-1</sup>, obtiveram eficiências de remoção de 58% para ST e 66% para SVT.

BRUNO (2007), trabalhando também em escala de bancada, obteve eficiências médias de remoção de SST e SSV de 79, 84, 93 e 95% e de 70, 79, 91 e 87%, respectivamente, para TRH de 96; 148; 124 e 96 dias. O autor concluiu que, no último ensaio, com o mesmo TRH inicial de 96 h, o sistema de reatores UASB em dois estágios apresentou eficiências superiores às obtidas no primeiro ensaio. Este fato se deve ao maior tempo de adaptação do lodo, após os ensaios intermediários, aclimatando assim o mesmo, e também à aplicação de COV menores. Segundo LETTINGA *et al* (1984), os filtros anaeróbios possuem desempenho razoável quanto à eficiência de remoção de sólidos suspensos, quando são aplicadas pequenas cargas de sólidos.

Não houve diferença estatística entre as eficiências de remoção em F<sub>1</sub>, F<sub>2</sub> e F<sub>3</sub> para ST e SVT entre as fases II e III. No entanto, F<sub>1</sub> apresentou diferença significativa (P<0,1) (Tabela 2.7A, Apêndice A) de remoção de SST e SSV em relação a F<sub>2</sub> e F<sub>3</sub>, provavelmente em função do menor aporte de sólidos em F<sub>1</sub>, devido à menor carga orgânica aplicada.



**Figura 2.11.** Concentrações e eficiências de remoção de SST e SSV, obtidas nos três filtros, durante as fases I, II e III de operação do sistema.

Torna-se importante ressaltar que, para se tirar conclusões sobre os resultados de sólidos suspensos, principalmente no que diz respeito aos SSV, é preciso um estudo mais aprofundado, pois, a remoção encontrada pode ter ocorrido sobre a parcela afluente ao sistema ou sobre a parcela que foi gerada no filtro anaeróbio.

### 2.3.3 Remoção de nutrientes e compostos fenólicos

Na Tabela 2.8 estão apresentados os valores médios e desvio padrão dos compostos fenólicos, N, P, K, Ca e NH<sub>4</sub><sup>+</sup> obtidos durante todo o período de operação do sistema de tratamento com os filtros anaeróbios, nas três fases do experimento. Na Tabela 2.9 estão mostradas as eficiências médias de remoção dos compostos fenólicos, N, P e K contidos na ARC.

**Tabela 2.8.** Valores médios e desvio padrão dos compostos fenólicos, N, P, K, Ca e  $\text{NH}_4^+$ , afluente e efluente dos filtros anaeróbios, em cada fase operacional

Variável		Fase I		Fase II		Fase III	
		Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
Compostos fenólicos	F <sub>1</sub>	14,7±2,2 <sup>(5)</sup>	8,6±5,2 <sup>(5)</sup>	30,1±26,6 <sup>(5)</sup>	27,1±23,2 <sup>(5)</sup>	6,1±4,7 <sup>(5)</sup>	1,3±0,9 <sup>(5)</sup>
	F <sub>2</sub>	13,2±4,5 <sup>(5)</sup>	7,0±6,2 <sup>(5)</sup>	49,4±41,5 <sup>(5)</sup>	44,8±34,4 <sup>(5)</sup>	13,1±6,8 <sup>(5)</sup>	8,8±3,5 <sup>(5)</sup>
	F <sub>3</sub>	12,2±3,8 <sup>(5)</sup>	5,0±4,3 <sup>(5)</sup>	65,0±42,1 <sup>(5)</sup>	65,2±49,9 <sup>(5)</sup>	18,8±9,1 <sup>(5)</sup>	17,3±10,1 <sup>(5)</sup>
N	F <sub>1</sub>	24±11 <sup>(5)</sup>	24±15 <sup>(5)</sup>	296±29 <sup>(5)</sup>	272±26 <sup>(5)</sup>	333±19 <sup>(5)</sup>	319±18 <sup>(5)</sup>
	F <sub>2</sub>	24±12 <sup>(5)</sup>	31±21 <sup>(5)</sup>	365±90 <sup>(5)</sup>	351±59 <sup>(5)</sup>	428±81 <sup>(5)</sup>	438±54 <sup>(5)</sup>
	F <sub>3</sub>	23±7 <sup>(5)</sup>	29±15 <sup>(5)</sup>	539±137 <sup>(5)</sup>	469±55 <sup>(5)</sup>	536±98 <sup>(5)</sup>	469±54 <sup>(5)</sup>
P	F <sub>1</sub>	3,7±0,6 <sup>(5)</sup>	4,9±2,6 <sup>(5)</sup>	9,0±6,4 <sup>(5)</sup>	5,9±1,9 <sup>(5)</sup>	2,6±1,1 <sup>(5)</sup>	1,6±1,3 <sup>(5)</sup>
	F <sub>2</sub>	3,6±0,7 <sup>(5)</sup>	5,3±1,3 <sup>(5)</sup>	12,3±7,1 <sup>(5)</sup>	6,6±1,4 <sup>(5)</sup>	2,2±1,5 <sup>(5)</sup>	1,3±1,5 <sup>(5)</sup>
	F <sub>3</sub>	2,8±1,4 <sup>(5)</sup>	4,6±2,8 <sup>(5)</sup>	13,0±5,5 <sup>(5)</sup>	11,1±4,4 <sup>(5)</sup>	2,7±1,7 <sup>(5)</sup>	2,7±2,5 <sup>(5)</sup>
K	F <sub>1</sub>	107±34 <sup>(5)</sup>	112±27 <sup>(5)</sup>	199±28 <sup>(5)</sup>	192±24 <sup>(5)</sup>	172±37 <sup>(5)</sup>	163±45 <sup>(5)</sup>
	F <sub>2</sub>	127±35 <sup>(5)</sup>	138±40 <sup>(5)</sup>	285±39 <sup>(5)</sup>	279±30 <sup>(5)</sup>	286±82 <sup>(5)</sup>	265±43 <sup>(5)</sup>
	F <sub>3</sub>	110±31 <sup>(5)</sup>	119±28 <sup>(5)</sup>	424±55 <sup>(5)</sup>	394±81 <sup>(5)</sup>	316±60 <sup>(5)</sup>	310±38 <sup>(5)</sup>
Ca	F <sub>1</sub>	565±294 <sup>(5)</sup>	523±186 <sup>(5)</sup>	1.322±236 <sup>(5)</sup>	973±319 <sup>(5)</sup>	746±187 <sup>(5)</sup>	374±161 <sup>(5)</sup>
	F <sub>2</sub>	577±457 <sup>(5)</sup>	638±310 <sup>(5)</sup>	1.516±379 <sup>(5)</sup>	1.296±258 <sup>(5)</sup>	1.748±396 <sup>(5)</sup>	1.059±201 <sup>(5)</sup>
	F <sub>3</sub>	512±368 <sup>(5)</sup>	521±317 <sup>(5)</sup>	2.296±613 <sup>(5)</sup>	1.902±783 <sup>(5)</sup>	1.890±428 <sup>(5)</sup>	1.358±142 <sup>(5)</sup>
$\text{NH}_4^+$	F <sub>1</sub>	0,3±0,5 <sup>(5)</sup>	2,5±1,8 <sup>(5)</sup>	0,3±0,4 <sup>(5)</sup>	140±65 <sup>(5)</sup>	0,4±0,3 <sup>(5)</sup>	281±32 <sup>(5)</sup>
	F <sub>2</sub>	0,0±0,0 <sup>(5)</sup>	5,5±4,0 <sup>(5)</sup>	0,0±0,1 <sup>(5)</sup>	145±91 <sup>(5)</sup>	0,6±0,4 <sup>(5)</sup>	383±30 <sup>(5)</sup>
	F <sub>3</sub>	0,0±0,0 <sup>(5)</sup>	6,8±4,0 <sup>(5)</sup>	0,0±0,1 <sup>(5)</sup>	153±107 <sup>(5)</sup>	0,4±0,4 <sup>(5)</sup>	417±49 <sup>(5)</sup>

<sup>(a)</sup> Em parênteses o número de amostragens consideradas no cálculo da média. Compostos fenólicos em  $\text{mg L}^{-1}$  de Ácido Tânico; N, P, K, Ca e  $\text{NH}_4^+$  em  $\text{mg L}^{-1}$ .

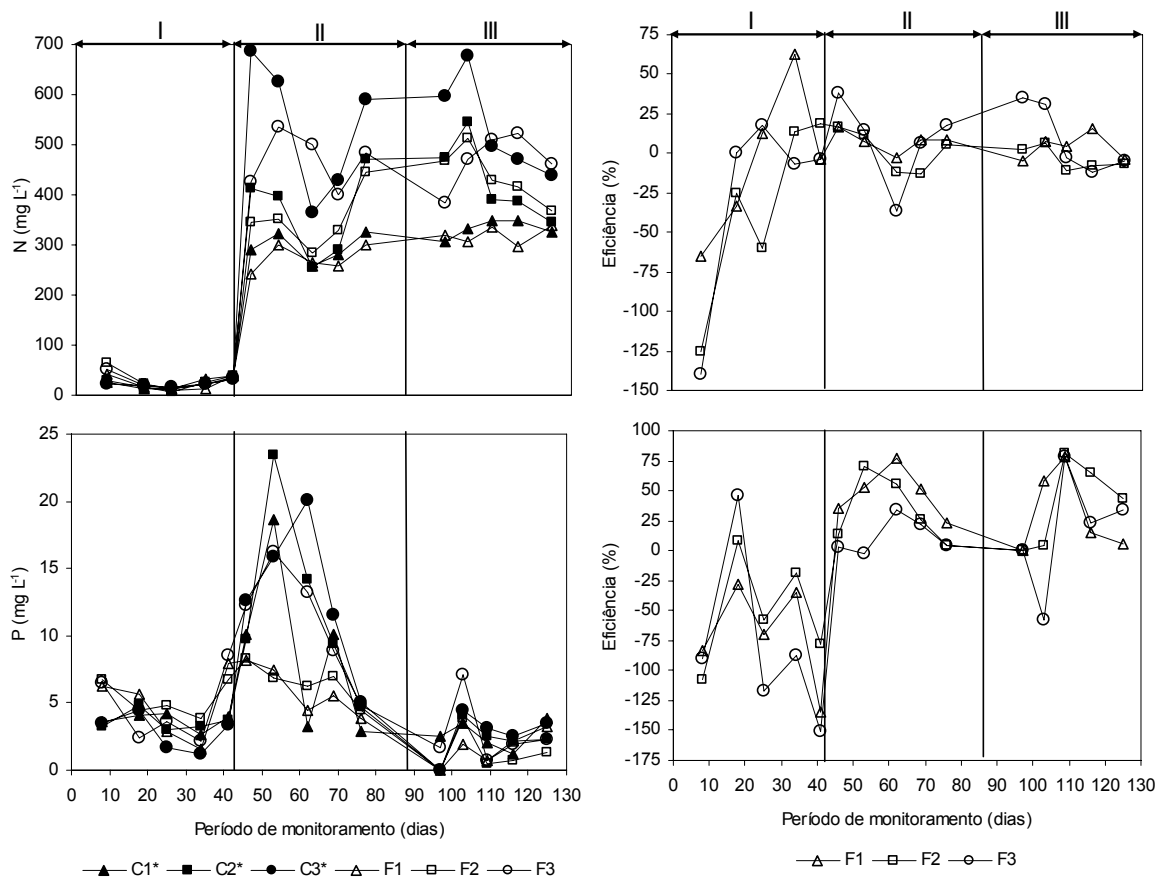
**Tabela 2.9.** Eficiência (%) média de remoção e desvio padrão de compostos fenólicos, N, P e K pelos filtros anaeróbios, em cada fase operacional

Variáveis		Fase I	Fase II	Fase III
Compostos fenólicos	F <sub>1</sub>	43±30	7±31	75±14
	F <sub>2</sub>	55±35	0±34	27±25
	F <sub>3</sub>	61±26	2±27	8±30
N	F <sub>1</sub>	-5±48	8±7	4±8
	F <sub>2</sub>	-36±59	2±14	-4±7
	F <sub>3</sub>	-26±64	8±28	10±22
P	F <sub>1</sub>	-70±43	48±20	32±35
	F <sub>2</sub>	-51±46	34±28	39±36
	F <sub>3</sub>	-80±75	12±15	16±50
K	F <sub>1</sub>	-7±20	3±11	6±10
	F <sub>2</sub>	-12±21	1±11	4±17
	F <sub>3</sub>	-13±34	7±17	1±9

As variações das concentrações de N, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, P, K, Ca e compostos fenólicos, durante todas as fases do experimento, estão apresentadas nas Figuras 2.12, 2.13, 2.14 e 2.15.

Observa-se, na Figura 2.12, elevação nas concentrações de N, nas fases II e III, e de P, na fase II, devido à correção nutricional da ARC com adubos comerciais à base de uréia e superfosfato simples. Na fase III, mesmo com adição de superfosfato simples, houve decréscimo na concentração de P, provavelmente devido à reação entre este nutriente e o cálcio (formação de fosfato de cálcio que é um sal de baixa solubilidade) adicionado com a cal hidratada, usada para correção do pH do afluente dos filtros anaeróbios. A formação de um banco de lodo nos tanques de equalização e nos reguladores de nível, muito mais perceptível na fase III quando comparado à fase II, é indicativo da maior ocorrência dessa reação na última fase de tratamento da ARC.

As maiores concentrações médias de N, P, K e Ca nos efluentes, em relação aos afluentes, durante a fase I, podem ser justificadas pela elevada concentração destes elementos no lodo (suinocultura e esgoto doméstico) utilizado como inóculo para partida dos filtros. Com a evolução do período experimental, observaram-se reduções satisfatórias na concentração de P. Entretanto, as remoções de N e K permaneceram baixas.



**Figura 2.12.** Concentrações e eficiências de remoção de N e P, obtidas nos três filtros, durante as fases I, II e III de operação do sistema.

SILVA & CAMPOS (2005), tratando águas residuárias do descascamento/despulpamento de frutos do cafeeiro em reator UASB, em escala de bancada, com TRH de 2,88 dias e COV de  $0,59 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  de DQO, não observaram remoção de N e P da ARC. BRUNO (2007) verificou que as maiores eficiências na remoção de N e P (61 e 47%) do conjunto de reatores UASB em dois estágios, operando em escala de bancada no tratamento de ARC, foi obtida com TRH de 148 h, e concentrações de N e P do afluente variando de 350 a 439  $\text{mg L}^{-1}$  e 9,56 a 19,2  $\text{mg L}^{-1}$ , respectivamente. LUIZ (2007) observou valores médios de remoção de N e P iguais a 34 e 16% no tratamento da ARC em filtros anaeróbios, sendo utilizado um aporte afluente destes elementos de 71 e 8  $\text{mg L}^{-1}$ , respectivamente. O autor justifica a remoção ao fato da incorporação desses nutrientes à biomassa microbiana em crescimento.

BRUNO (2007) observou, em experimento conduzido em escala de bancada, que, conforme o TRH foi reduzido, as eficiências de remoção foram diminuindo gradativamente. Esta tendência de decréscimo da eficiência de

remoção com o TRH, também foi observada por Oliveira (1997) e Carmo JR. (1998), *apud* BRUNO (2007). Ambos trabalharam com reatores UASB tratando águas residuárias de suinocultura com TRH de 30, 29 e 27 e 72 e 36 h, respectivamente. O que não foi observado neste trabalho. As eficiências médias de remoção de N, P e K foram semelhantes ( $P < 0,1$ ), para cada nutriente, nas fases II e III (Tabela 2.9A, Apêndice A).

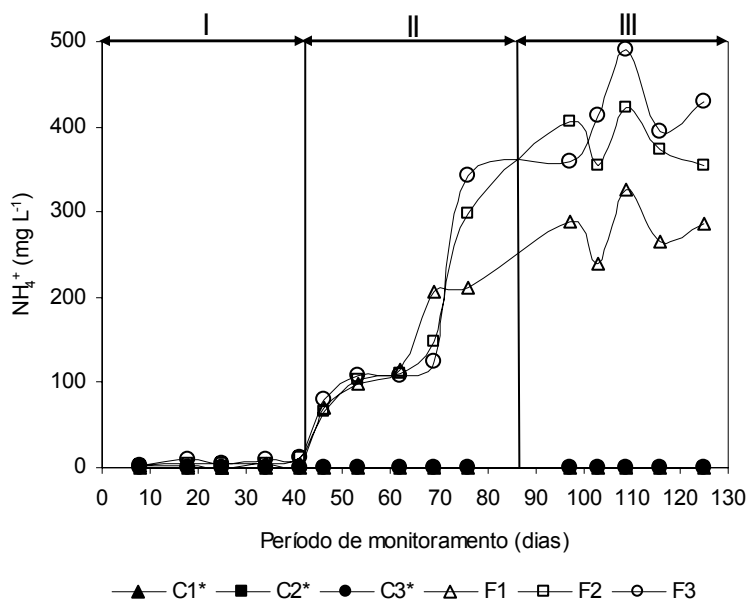
Segundo PARAWIRA *et al.* (2005), no processo de digestão anaeróbia em reatores UASB, têm-se referenciado baixa eficiência na remoção de nitrogênio e fósforo, uma vez que esse sistema não produz grandes quantidades de lodo. Ainda assim, os autores obtiveram eficiências de remoção de N e P na faixa de 45 a 60%, tratando águas residuárias de suinocultura. TANAKA *et al.* (2007), avaliaram a remoção química de fosfato de águas residuárias de suinocultura, por filtração. Como material filtrante, foram utilizados  $\text{CaCO}_3$  e  $\text{Mg(OH)}_2$  e os resultados indicaram que a reação de formação de minerais cristalinos com  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  e  $\text{NH}_4^+$ , sob condições alcalinas (pH superior a 7,9), contribuíram para remoção de fosfato do meio. A eficiência observada na remoção de P foi de 31%. Os autores também verificaram decréscimo de 12% na concentração de  $\text{NH}_4^+$ , devido ao efeito do tratamento. Como observado por TANAKA *et al.* (2007), acredita-se que as maiores eficiências de remoção de P nas fases II e III foram devidas à reação da cal, adicionada para correção do pH afluente ao filtro, com o P presente no afluente. Entretanto, parte da remoção pode ser atribuída também a processos de absorção pelos microrganismos, sedimentação, adsorção ao material suporte e precipitação que ocorrem no sistema (REDDY & D'ANGELO, 1997).

Na Tabela 2.9 não foram apresentadas as eficiências médias de remoção de  $\text{NH}_4^+$ , pois, em todas as fases do experimento e nos três filtros avaliados, não houve remoção e sim acréscimo na concentração deste cátion (Tabela 2.8 e Figura 2.13). Como esperado, por se tratar de um sistema anaeróbio, houve aumento na degradação do nitrogênio orgânico, levando ao aumento nas concentrações de  $\text{NH}_4^+$  efluentes. As maiores concentrações foram observadas nas fases II e III, devido à correção nutricional da ARC com uréia.

ABDUL NOUR (1996), tratando esgoto doméstico em reatores anaeróbios, verificou que parte do nitrogênio contido em moléculas orgânicas



(complexas ou não) foi amonificado, fato comprovado pelo aumento de sua concentração ao longo do sistema.



**Figura 2.13.** Concentrações de  $\text{NH}_4^+$  obtidas nos três filtros, durante as fases I, II e III.

A presença do bicarbonato de amônio, resultante da degradação de efluente ricos em compostos protéicos ou uréia, é benéfica ao sistema de digestão, como fonte de nitrogênio e como tampão para alterações de pH. No entanto, tanto o íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) quanto a amônia livre ( $\text{NH}_3$ ), quando em concentrações elevadas, podem ser tóxicas aos microrganismos (CHERNICHARO, 1997). A inibição por amônia é considerada um dos fatores limitantes no estabelecimento de altas cargas para o processo de biodigestão anaeróbia, quando os biodigestores são operados com dejetos de suínos (LUCAS JR., 1994).

STERLING *et al.* (2001), estudaram o efeito da amônia na produção de hidrogênio e metano, empregando diferentes concentrações de uréia como fonte de nitrogênio amoniacal. Os autores verificaram que a concentração de gás hidrogênio ( $\text{H}_2$ ) aumentou nos biodigestores que continham de 600 a 1.500  $\text{mg L}^{-1}$  de nitrogênio. No biodigestor com 3.000  $\text{mg L}^{-1}$ , a produção de  $\text{H}_2$  foi inibida. As produções de metano e de biogás decaíram com o aumento da adição de uréia. CHERNICHARO (1997) considera que concentrações de  $\text{NH}_3$  acima de 150  $\text{mg L}^{-1}$  são tóxicas às arqueas metanogênicas e que o limite máximo de segurança para o  $\text{NH}_4^+$  é da ordem de 3.000  $\text{mg L}^{-1}$ . Segundo

Speece (1996) *apud* BRUNO (2007), quando  $10.000 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{NH}_4^+$  foram adicionados a uma biomassa metanogênica em pH neutro, a taxa de produção de biogás gradativamente caiu a zero, indicando forte inibição celular. Entretanto, após 10 dias de produção insignificante de biogás, a atividade da biomassa rapidamente retornou para 70% da atividade inicial, obtida nos primeiros 5 dias, mostrando que o amônio não tem um efeito bactericida.

Apesar da elevação nas concentrações de amônio nos efluentes dos três filtros, a partir da segunda fase experimental (Tabela 2.8), estas foram inferiores às indicadas como valores limítrofes citados na literatura, as quais poderiam causar toxicidade aos microrganismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica.

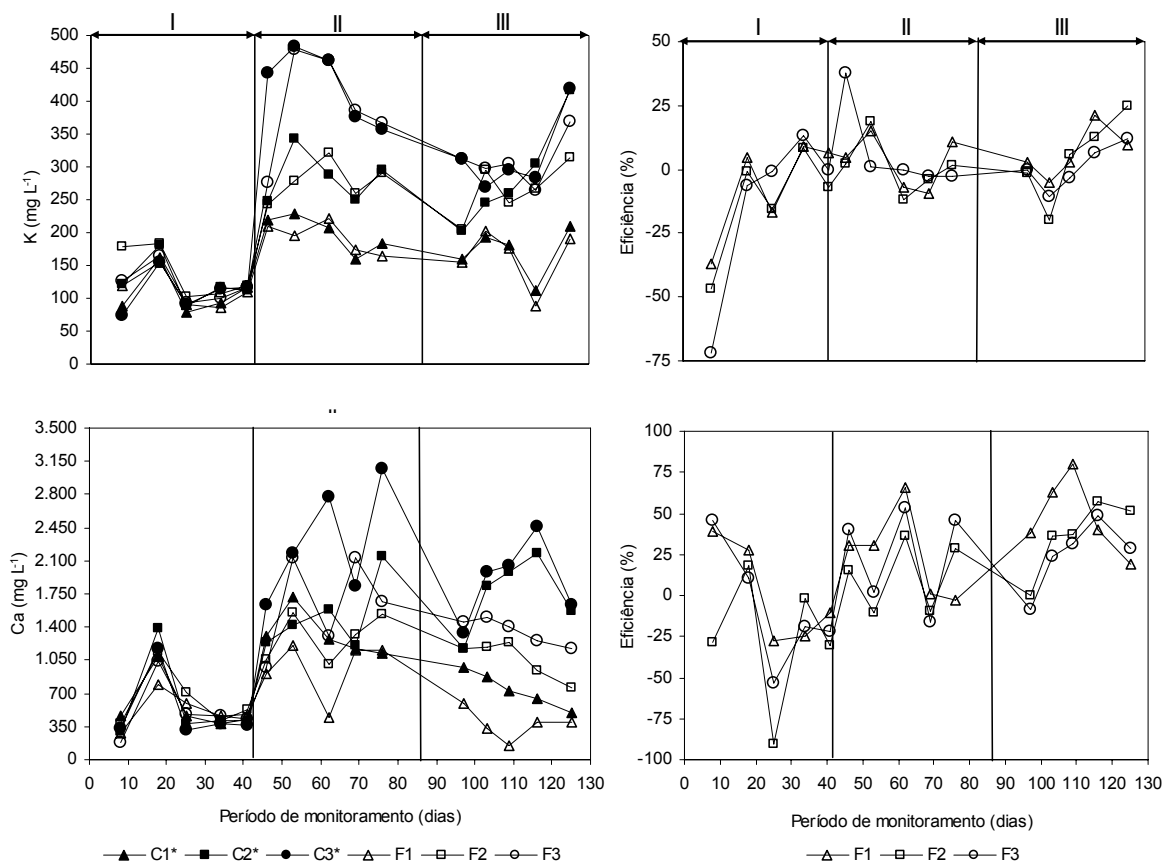
Além da cal, as elevadas concentrações de amônio presentes durante as fases II e III podem ter influenciado na elevação do pH de  $F_1$ , principalmente por que neste filtro foram verificadas as menores concentrações de AVT. GANNOUN *et al.* (2003), trabalhando com efluente de abatedouro de aves, conseguiram que o processo de partida fosse feito em três semanas sem nenhum problema de acidificação do reator. Isto foi atribuído principalmente à liberação de amônia pela degradação das proteínas presentes no efluente.

Na Tabela 2.9, observa-se que não ocorreu remoção de K e, na fase de partida dos filtros, houve aumento na concentração efluente deste cátion, liberado pelo inóculo adicionado ao filtro. Além da relativamente alta concentração presente na água residuária, os fatores que mais contribuíram para o insucesso do sistema na remoção de K foram a grande solubilidade desse elemento químico, a baixa absorção pelos microrganismos e a baixa associação com o material orgânico sólido, que ficou retido, em parte, no filtro.

Entretanto, LUIZ (2007) e BRUNO (2007), ambos trabalhando com reatores anaeróbios obtiveram eficiências médias de remoção de K, que variaram de 5 a 18% e 9,6 a 38,4%. As maiores eficiências obtidas por BRUNO (2007) foram provavelmente devido às pequenas concentrações afluentes desse elemento, que variaram de  $6,6$  a  $15,6 \text{ mg L}^{-1}$ , bem inferiores àquelas obtidas neste trabalho (Tabela 2.8 e Figura 2.14).

Houve tendência de aumento nas eficiências médias de remoção de Ca, na terceira fase (Figura 2.14). Provavelmente pelo mesmo motivo apresentado para remoção de fósforo, isto é, a remoção foi ocasionada pela reação entre o

cálcio e o fosfato, com conseqüente precipitação do composto formado (VANOTTI *et al.*, 2007).

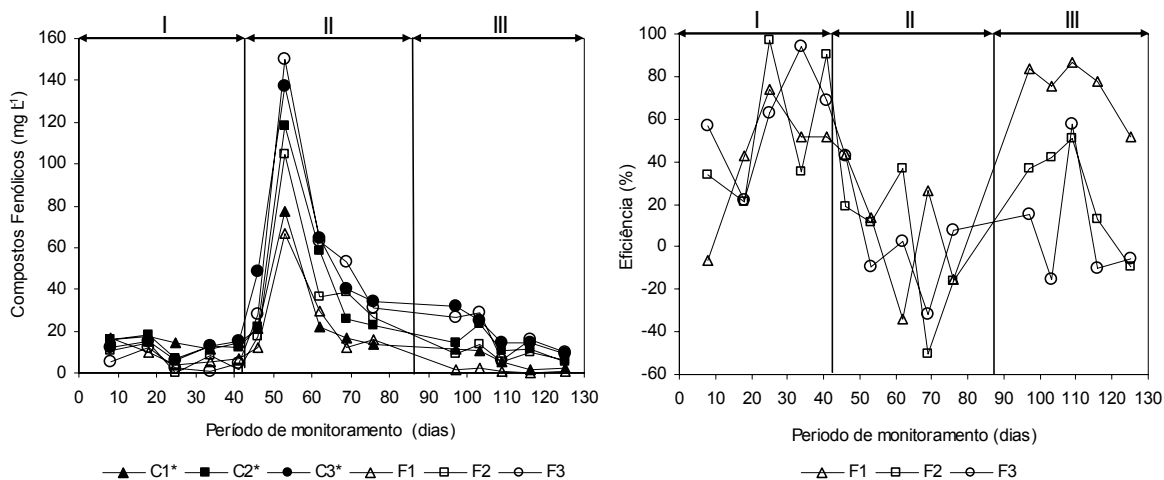


**Figura 2.14.** Concentrações e eficiências de remoção de K e Ca obtidas nos três filtros, durante as fases I, II e III.

Grotenhuis (1992) e Hulshoff Pol (1989), *apud* EL-MAMOUNI *et al.* (1995), relataram a importância de cálcio para formação dos grânulos de lodo na utilização de reatores de manta de lodo no tratamento de efluentes. EL-MAMOUNI *et al.* (1995) concluíram que grânulos ricos em microrganismos do gênero *Methanosaeta* possuíam grandes quantidades de  $\text{Ca}^{2+}$ , em média 35 vezes àquelas encontradas em flocos acidogênicos e grânulos compostos por maiores quantidades de microrganismos do gênero *Methanosarcina*.

O cálcio, presente na cal utilizada na correção do pH, tem papel importante por antagonizar os efeitos do potássio (KUGELMAM & McCARTY, 1965), presente em altas concentrações na ARC. DAOMING & FORSTER (1993) utilizaram reatores UASB no tratamento de água residuária sintética do processamento de grãos de café, em temperaturas termofílicas, e alcançaram 50% de remoção de DQO, duas semanas após o início do processo. Os autores atribuíram esta baixa eficiência à inibição ao desenvolvimento dos

microrganismos provocada pelo excesso de K no meio. A eficiência na remoção de DQO aumentou para 70%, após a adição de íons  $\text{Ca}^{2+}$  no reator.



**Figura 2.15.** Concentrações e eficiências de remoção de compostos fenólicos obtidas nos três filtros, durante as fases I, II e III.

Durante a fase II, houve aumento nas concentrações de compostos fenólicos tanto afluente quanto efluente aos filtros, devido à maior concentração na ARC utilizada no experimento e à maior carga orgânica aplicada. Conseqüentemente, houve redução nas eficiências de remoção deste composto. Durante a fase III, houve redução nas concentrações dos compostos fenólicos, devido à redução destes na ARC. O aumento na eficiência de remoção na terceira fase, principalmente no que se refere ao F<sub>1</sub> e F<sub>2</sub> ( $P < 0,1$ ) (Tabela 2.9A, Apêndice A) em relação ao que foi obtido na fase II, se deu em função da redução da carga afluente e dos maiores valores de pH observados nos filtros, os quais favoreceram a precipitação destes compostos.

Segundo BOLAÑOS *et al.* (2001), o fenol pode ser degradado tanto por via aeróbia quanto anaeróbia. Entretanto, é tóxico aos microrganismos, principalmente aos não aclimatados, mesmo em concentrações relativamente baixas, como as de  $10 \text{ mg L}^{-1}$ .

A degradação de fenol a metano e gás carbônico, em um ambiente anaeróbio, ocorre por meio de um esforço entre os microrganismos metabolizadores de fenol, utilizadores de hidrogênio e metanogênicos acetotróficos (SANCINETTI *et al.*, 2003). De acordo com HENZE & HARREMÖES (1983), dentre os reatores anaeróbios, os de leito fixo são geralmente mais resistentes aos efeitos tóxicos dos fenóis, por apresentarem a

camada de material suporte fixa, o que lhes confere menor suscetibilidade à perda de biomassa.

KOBAYASHI *et al.* (1989) também constataram que o fenol foi biodegradado sob condições anaeróbias, mas necessitou de doses de peptona como co-substrato para as bactérias anaeróbias. O primeiro passo proposto para a degradação anaeróbia do fenol é sua conversão à benzoato. O benzoato é, então, dearomatizado para formar ácido carboxílico ciclohexano e, em seguida, a estrutura do anel é rompida formando heptanoato. O heptanoato é, então, fragmentado para formar acetato. A conversão do fenol à benzoato é o fator limitante no processo de degradação do fenol (FANG *et al.*, 2004).

FANG *et al.* (1996), tratando águas residuárias com concentrações de fenóis totais de  $1.260 \text{ mg L}^{-1}$ , obtiveram 97% de eficiência na sua remoção, em um sistema composto por reator UASB de 2,8 L, em escala de bancada, operando com TRH de 12 h. RINCÓN *et al.* (2002), operando reator UASB tratando águas residuárias da produção de petróleo leve ( $14,6$  a  $28,4 \text{ mg L}^{-1}$  de fenol), obtiveram eficiência de 60% na remoção de fenóis totais. Os autores observaram que, com a diminuição do TRH de 15 para valores menores que 10 h, houve decréscimo de 10 a 25% na eficiência de remoção de compostos fenólicos. LUIZ *et al.* (2004), tratando águas residuárias do descascamento/despulpamento de frutos do cafeeiro em um sistema composto por reator UASB de 11,7 L com TRH de 69 h, obtiveram 82% de eficiência de remoção de fenóis totais. BRUNO (2007) obtêve eficiências médias na remoção de fenóis totais, em sistema de tratamento de ARC constituído por reatores UASB de dois estágios, construídos em escala de bancada, variaram de 72 a 90%, para concentrações afluentes entre  $79,7$  e  $97,4 \text{ mg L}^{-1}$ , sendo as maiores eficiências encontradas para TRH de 148 horas. LUIZ (2007), tratando ARC em reatores anaeróbios de leito fixo com concentração média afluente de  $42,7 \text{ mg L}^{-1}$  de compostos fenólicos, obteve eficiência de 44% na remoção desses compostos químicos.

Apesar das boas eficiências obtidas na remoção de compostos fenólicos na primeira fase experimental e no  $F_1$  e  $F_2$ , durante a terceira fase, as concentrações de compostos fenólicos nos efluentes dos filtros ainda permaneceram acima dos padrões para lançamento de efluentes em corpo hídrico receptor, que é de  $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ , segundo a Resolução nº 357 do CONAMA (BRASIL, 2005).

Comparando-se os três filtros, nota-se que  $F_1$  apresentou melhor desempenho geral, quando comparado aos demais filtros, nas três fases de operação do sistema, destacando-se a fase III, na qual a carga orgânica aplicada foi menor e a biomassa já havia se adaptado às condições químicas da ARC. Entretanto, como não é permitida a diluição de águas residuárias para favorecer o seu tratamento, para se manter a carga orgânica aplicada em  $F_1$ , torna-se necessário aumentar o TRH. É importante ressaltar, ainda, que entre as características intrínsecas do processo de digestão anaeróbia está a remoção insatisfatória de nutrientes, o que leva à necessidade de um pós-tratamento, caso se queira fazer o lançamento do efluente em corpo hídrico receptor.

## 2.4. CONCLUSÕES

Em relação às variáveis avaliadas, pode-se concluir que:

- a forte oscilação na vazão e na carga orgânica fez com que os filtros anaeróbios utilizados neste trabalho operassem de forma instável, apresentando desequilíbrio entre os produtores e consumidores de ácidos voláteis, com produção não satisfatória de alcalinidade a bicarbonato;
- os valores de pH afluente e efluente mantiveram-se dentro da faixa de valores adequados para que ocorresse a degradação anaeróbia do material orgânico;
- os filtros não suportaram o choque de carga (fase I/fase II), o que reduziu drasticamente a eficiência de remoção de matéria orgânica e demais compostos avaliados;
- como tratamento anaeróbio, apenas  $F_1$ , durante a fase III, foi eficaz na remoção de matéria orgânica;
- os filtros não se mostraram eficazes no que se refere à remoção de sólidos. A concentração média de SST encontrada no efluente dos filtros está acima das citadas na literatura para sistemas semelhantes e em condições semelhantes de operação;
- a remoção de N não foi satisfatória no sistema de tratamento anaeróbio avaliado; a de K foi insignificante nas três fases do experimento; e a de P foi satisfatória na segunda e terceira fases, e ocorreu principalmente devido à adição de cal na ARC.
- os compostos fenólicos foram degradados, principalmente, nas fases I e III, nas quais ocorreram boas eficiências de sua remoção;
- com base na análise de desempenho e nas condições operacionais empregadas, a carga orgânica máxima a ser aplicada em filtros anaeróbios para tratamento de ARC, não deve exceder  $2 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  de DQO, considerando-se o volume útil do reator.

## 2.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDUL NOUR, E. A. *Tratamento de esgoto sanitário empregando-se reator anaeróbio compartimentado*. São Carlos: USP, 1996. 147p. Tese de Doutorado - Universidade de São Paulo, 1996.

APHA [AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION]; AWWA [AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION]; WEF [WATER ENVIRONMENT FEDERATION]. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20<sup>th</sup>. ed. Washington. D.C.: APHA/AWWA/WEF, 1998, [s.n.].

BELLO-MENDOZA, R.; CASTILLO-RIVERA, M. F. Start-up of an anaerobic hybrid UASB/filter reactor treating wastewater from a coffee processing plant. *Anaerobe*, v. 4, p.219-225, 1998.

BOLAÑOS, M. L. R.; VARESCHE, M. B. A.; ZAIAT, M.; FORESTI, E. Phenol degradation in horizontal-flow anaerobic immobilized biomass (HAIB) reactor under mesophilic conditions. *Water Science and Technology*, v.44, n.4, p.167-174, 2001.

BRAILE, P. M.; CAVALCANTI, J. E. W. A. *Manual de tratamento de águas residuárias industriais*. São Paulo: CETESB, 1993, 764p.

BRASIL. *Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA)*, Resolução n° 357, 17/03/05. Dispõe sobre a classificação dos corpos de águas e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providencias. 23p. 2005.

BRUNO, M. *Desempenho de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) em dois estágios tratando águas residuárias do beneficiamento de café por via úmida*. Jaboticabal: UNESP, 2007, 125p. (Dissertação de mestrado).

CHERNICHARO, C. A. L. Coord.. *Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios* – Coletânea de Trabalhos Técnicos. PROSAB 2. Belo Horizonte, 2001.

CHERNICHARO, C. A. L. *Reatores anaeróbios: princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA/UFMG), 1997. 246 p.

COLLINS, G.; WOOD, A.; MCHUGH, S.; CARTON, M. W.; O'FLAHERTY, V. Microbial community structure and methanogenic activity during start-up of psychrophilic anaerobic digesters treating synthetic industrial wastewater. *FEMS Microbiology Ecology*, v.46, p.159-170, 2003.



DAOMING, S.; FORSTER, C. F. An examination of the start-up of a thermophilic upflow sludge blanket reactor treating a synthetic coffee waste. *Environ Technol*, v.14, p.965-972, 1993.

DEBOZ, K.; PETERSEN, S. O.; KURE, L. K.; AMBUS, P. Evaluating effects of sewage sludge and household compost on soil physical and microbial properties. *Applied Soil Ecology*, v.19, p.237-248, 2002.

DHOUIB, A.; ALOUI, F.; HAMAD, N.; SAYADI, S. Pilot-plant treatment of olive mill wastewaters by *Phanerochaete chrysosporium* coupled to anaerobic digestion and ultrafiltration. *Process Biochemistry*, v.41, p.159-167, 2006.

DI BERARDINO, S.; COSTA, S.; CONVERTI, A. Semi-continuous anaerobic digestion of a food industry wastewater in an anaerobic filter. *Bioresource Technology*. v.71, n.3, p.261-266, 2000.

DINSDALE, R. M.; HAWKES, F. R.; HAWKES, D. L. The mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of coffee waste containing coffee grounds. *Water Research*, v.30, n.2, p.371-377, 1996.

EL-MAMOUNI, R.; GUIOT, S. R.; LEDUC, R.; COSTERTON, J. W. Characterization of different microbial nuclei as potential precursors of anaerobic granulation. *Journal of Biotechnology*, v.39, p.239-249, 1995.

FANG, H. H. P.; CHUI, H.; LI, Y.; CHEN, T. Degradation of Fenol in an upflow anaerobic sludge blanket reactor. *Water Research*. v.30, n.6, p.1356-1360, 1996.

FANG, H. H. P.; LIU, Y.; KE, S. Z.; ZHANG, T. Anaerobic degradation of phenol in wastewater at ambient temperature. *Water Science Technology*, v.49, p. 95-102, 2004.

FIA, R.; MATOS, A. T.; LUIZ, F. A. R.; PEREIRA, P. A. Coeficientes de degradação da matéria orgânica de água residuária da lavagem e descascamento dos frutos do cafeeiro em condições anóxica e aeróbia. *Engenharia na Agricultura*, v.15, n.1, p.45-54, 2007.

FLECK, E. *Sistema integrado por filtro anaeróbio, filtro biológico de baixa taxa e banhado construído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário*. Porto Alegre: UFRGS, 2003. Dissertação de Mestrado - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2003.

FOLIN, O.; CIOCALTEU, V. On tyrosine and tryptophane determinations in proteins. *The Journal of Biological Chemistry*, v.73, n.2, p.627-650, 1927.

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

GANNOUN, H.; MABROUK, N.; BOUALLAGUI, H.; TOUHAMI, Y.; HAMDY, M.

Anaerobic digestion of poultry slaughterhouses wastewater. In: INTERNATIONAL SEMINAR ON ANAEROBIC DIGESTION OF SLAUGHTERHOUSE WASTE, Narbone: France, 2003. *Proceedings...* Narbone: INRA, 2003.

GONÇALVES, R. A. B.; MATOS, A. T.; FIA, R.; FUKUNAGA, D. Eficiência de remoção de poluentes em diversas etapas do tratamento das águas residuárias da lavagem e despolpa dos frutos do cafeeiro. In: SIMPÓSIO DE PESQUISAS DOS CAFÉS DO BRASIL, 1, 2000, Poços de Caldas-MG. *Anais...* Brasília: Embrapa Café, 2000. p.1020-1023.

HENZE, M.; HARREMÖES, P. Anaerobic treatment of wastewater in fixed film reactors - a literature review. *Water. Science and Technology*, v.15, p.1-101, 1983.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. *Tratamento de esgotos domésticos*. Rio de Janeiro: ABES, 1995. 681 p.

KEMPERS, A. J.; ZWEERS, A. Ammonium determination in soil extracts by the salicylate methods. *Commun. In Soil Sci. Plant Anal.*, v.17, p.715-723, 1986.

KIEHL, E. J. *Fertilizantes orgânicos*. Piracicaba: Editora Agronômica Ceres Ltda., 1985. 492p.

KOBAYASHI, T.; HASHINAGA, T.; MIKAMI, E.; SUZUKI, T. Methanogenic degradation of phenol and bezoate in acclimated sludges. *Water Science and Technology*, v.21, p.173-176, 1989.

KUGELMAM, I. J.; McCARTY, P. L. Cationic toxicity and stimulation in anaerobic waste treatment. *J Wat Pollut Control Fed*, v.37, p.97-116, 1965.

LA IGLESIA, M. R. *Avaliação de um sistema piloto composto de reator UASB seguido de uma lagoa aerada de decantação no tratamento de esgoto sanitário com elevada contribuição de despejos industriais*. São Paulo: EPUSP, 2004. 396p. (Dissertação de mestrado).

LANE, A. G. Anaerobic digestion of spent coffee grounds. *Biomass*, v.3, p.247-268, 1983.

LETTINGA, G.; REBAC, S.; ZEEMAN, G. Challenge of psychrophilic anaerobic wastewater treatment. *TRENDS in Biotechnology*, vol.19, n.9, p.363-370, 2001.

LETTINGA, G. High rate anaerobic wastewater treatment using the UASB reactor under a wide range of temperature conditions. *Biotechnology and Genetic Engineering*, v.2, p. 252-84, 1984.

LETTINGA, G.; ZEEUW, W.; OUBORG, E. Anaerobic treatment of wastes containing methanol and higher alcohols. *Water Research*, v.15, p.171-182, 1981.

LUCAS JR., J. *Algumas considerações sobre o uso do estrume de suínos como substrato para três sistemas de biodigestores anaeróbios*. Jaboticabal: UNESP, 1994. 137p. (Tese de Livre Docência).

LUIZ, F. A. R. *Desempenho de reatores anaeróbios de leito fixo no tratamento de águas residuárias da lavagem e descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro*. Viçosa: UFV, 2007. (Dissertação de mestrado).

LUIZ, F. A. R.; CAMPOS, C. M. M.; CARMO, A. C. Partida de um reator UASB em escala laboratorial tratando efluente líquido proveniente do despulpamento do café. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 33, CONBEA. São Pedro – SP, 2004. *Anais...* São Pedro – SP, 2004. (CD-ROM).

MARINARI, S.; MASCIANDARO, G.; CECCANTI, G.; GREGO, S. Influence of organic and mineral fertilisers on soil biological and physical properties. *Bioresource Technology*, v.72, p.9-17, 2000.

MATOS, A. T.; CABANELLAS, C. F. G.; BRASIL, M. S. Ensaio de sedimentação em água utilizada no descascamento/despolpa de frutos do cafeeiro. *Engenharia na Agricultura*, v.14, n.3, p.148-155, 2006.

MATOS, A. T. *Manejo e tratamento de resíduos agroindustriais*. Viçosa: Associação dos Engenheiros Agrícolas de Minas Gerais, 2004, 69p. (apostila didática).

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: AEA-MG/DEA. 2003. 68p. (Boletim técnico).

MATOS, A. T.; LO MONACO, P. A.; SILVA, J. S. Tratamento de águas residuárias. In: *Secagem e armazenagem de café – Tecnologias e custos*. Viçosa: Jard Editora Ltda., 2001. p.149-162.

MATOS, A. T.; GOMES FILHO, R. R. Cinética de degradação do material orgânico de águas residuárias da lavagem e despolpa de frutos do cafeeiro. In: SIMPÓSIO DE PESQUISA DOS CAFÉS DO BRASIL, 1, 2000, Poços de Caldas, MG. *Anais...* Poços de Caldas, MG, 2000. v.2, p. 992-995.

MATIELLO, J. B.; SANTINATO, R.; GARCIA, A. W. R.; ALMEIDA, S. R.; FERNADES, D. R. *Cultura de café no Brasil: novo manual de recomendações*. Rio de Janeiro: MAPA/PROCAFÉ, 2002. 387 p.

METCALF & EDDY, Inc. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. 4<sup>th</sup> ed. New York: McGraw-Hill, Inc. 2003, 1819p.

NDON, U. J.; DAGUE, R. R. Effects of temperature and hydraulic retention time on anaerobic sequencing batch reactor treatment of low-strength wastewater. *Water Research*, v.31, n.10, p.2455-2466, 1997.

PARAWIRA, W.; KUDITA, I.; NYANDOROH, M. G.; ZVAUYA, R. A study of industrial anaerobic treatment of opaque beer brewery wastewater in a tropical

climate using a full-scale UASB reactor seeded with activated sludge. *Process Biochemistry*, v.40, n.2, p.593-599, 2005.

POZO, R. del.; DIEZ, V.; BELTRÀN, S. Pre-treatment of Anaerobic of slaughterhouse wastewater that uses fixed-film reactors. *Bioresource Technology*, v.71, n.2, p.143-149, 2000.

REDDY, K. R.; D'ANGELO, E. M. Biogeochemical indicators to evaluate pollutant removal efficiency in constructed wetlands. *Water Science Technology*, v.35, n.5, p.1-10, 1997.

REIS, G. G. *Influência da carga orgânica no desempenho de reatores de leito móvel com biofilme (MBBR)*. Rio de Janeiro: UFRJ, 2007. 134p. (Dissertação de mestrado).

RIBEIRO Jr., J. I. *Análises estatísticas no SAEG*. Viçosa: UFV, 2001. 301p.

RINCÓN, N. *et. al.* Optimum time of hydraulic retention for the anaerobic treatment of light oil production wastewater. *Revista técnica de la ingeniería*, v.25. n.2, 2002.

RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C. Improved alkalimetric monitoring anaerobic digestion of high-strength wastes. *Journal of Water Pollution Control Federation*, v.58, p.406-411, 1986.

SANCINETTI, G. P.; SILVA, E. L.; MARTINELLI, F. R.; VARESCHE, M. B. A. Degradação de Fenol em Reator Anaeróbio Operado em Batelada. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE FERMENTAÇÕES, 14, Florianópolis, 2003. *Anais...* Florianópolis: FEESC/UFSC, 2003. CD-ROM.

SILVA, B. A.; CAMPOS, C. M. M. Tratamento anaeróbio de efluentes líquidos gerados no beneficiamento úmido do café. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 34, CONBEA. Canoas – RS, 2005. *Anais...* Canoas – RS, 2005. (CD-ROM).

STERLING, M. C.; LACEY, R. E.; ENGLER, C. R.; RICKE, S. C. Effects of ammonia nitrogen on H<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> production during anaerobic digestion of dairy cattle manure. *Bioresource Technology*, v.77, p 9-18, 2001.

TANAKA, Y.; YATAGAI, A.; MASUJIMA, H.; WAKI, M.; YOKOYAMA, H. Autotrophic denitrification and chemical phosphate removal of agro-industrial wastewater by filtration with granular medium. *Bioresource Technology*, v.98, p.787-791, 2007.

TORKIAN, A.; EQBALI, A.; HASHEMIAN, S. J. The effect of organic loading rate on the performance of UASB reactor treating slaughterhouse effluent. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 40, p. 1-11, 2003.

TRITT, W. P.; SCHUCHARDT, F. Materials flow and possibilities of treating liquid and solid waste from slaughterhouse in Germany. A review. *Bioresource Technology*, v.41, p.235-245, 1992.

VANOTTI, M.B.; SZOGI, A. A.; HUNT, P. G.; MILLNER, P. D.; HUMENIK, F. J. Development of environmentally superior treatment system to replace anaerobic swine lagoons in the USA. *Bioresource Technology*, v.98, n.17, p.3184-3194, 2007.

VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 3.ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2005. 452p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; v.1).

VON SPERLING, M. Alternativas tecnológicas para o tratamento de águas residuárias. *Revista Ação Ambiental*, v.2, n.6. p.11 – 14, 1999.

ZOUTBERG, G. R.; de BEEN, P. The biobed® EGSB (Expanded Granular Sludge Bed) system covers shortcomings of the upflow anaerobic sludge blanket reactor in the chemical industry. *Water Science and Technology*, v.35, n.10, p.183-188, 1997.

## 2.6 Apêndice A

**Tabela 2.1A.** Características operacionais dos três filtros anaeróbios

Fases	Variáveis	F <sub>1</sub>	F <sub>2</sub>	F <sub>3</sub>
I	Q (m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,052 Aa	0,053 Aa	0,049 Aa
	TRH (h)	33,5 Aa	32,3 Aa	37,1 Aa
	DQO (mg L <sup>-1</sup> )	1.985 Aa	2.109 Aa	2.140 Aa
	COV (kg m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )	1,49 Aa	1,82 Aa	1,77 Aa
II	Q (m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,050 Ab	0,051 Ab	0,047 Ab
	TRH (h)	35,1 Ab	34,2 Ab	37,2 Ab
	DQO (mg L <sup>-1</sup> )	6.740 Ba	11.854 Bb	19.656 Bc
	COV (kg m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )	5,60 Ab	8,30±2,55 <sup>(9)</sup> Bb	12,99 Cb
III	Q (m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,031 Bc	0,029 Bc	0,032 Bc
	TRH (h)	56,4 Bc	56,9 Bc	54,1 Bc
	DQO (mg L <sup>-1</sup> )	4.253 Ba	6.946 Cb	9.230 Cb
	COV (kg m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )	1,69 Ac	3,24 Aa	3,86 Ab

Dentro de uma mesma coluna, de um mesmo filtro, médias com mesma letra maiúscula não diferem entre si, a 10% de probabilidade, pelo teste Tukey. Dentro de uma linha, de uma mesma fase, médias com mesma letra minúscula não diferem entre si, a 10% de probabilidade, pelo teste Tukey.

**Tabela 2.2A.** Valores médios de pH, AB e AVT afluente e efluente dos filtros anaeróbios durante a fase I

Variáveis		Fase I	
		Afluente	Efluente
pH	F <sub>1</sub>	6,69 A	7,05 A
	F <sub>2</sub>	6,80 A	7,07 A
	F <sub>3</sub>	6,80 A	6,98 A
AB	F <sub>1</sub>	135 A	198 A
	F <sub>2</sub>	144 A	202 A
	F <sub>3</sub>	159 A	304 B
AVT	F <sub>1</sub>	1.103 A	1.107 A
	F <sub>2</sub>	948 A	1.076 A
	F <sub>3</sub>	1.001 A	1.003 A

CE em dS m<sup>-1</sup>; AT, AB em mg L<sup>-1</sup> de CaCO<sub>3</sub>; AVT em mg L<sup>-1</sup> de Ácido acético.

Para os mesmos parâmetros, dentro de uma mesma coluna, médias com mesma letra maiúscula não diferem entre si, a 10% de probabilidade, pelo teste Tukey.

**Tabela 2.3A.** Valores médios de pH, AB e AVT afluente e efluente dos filtros anaeróbios durante as fases II e III

Variáveis		Fase II		Fase III	
		Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
pH	F <sub>1</sub>	6,60 Aa	6,73 A	7,45 Ab	7,74 Ab
	F <sub>2</sub>	6,91 Ba	6,38 B	7,82 Bb	7,35 Bb
	F <sub>3</sub>	6,84 Ba	6,30 B	7,87 Bb	7,13 Bb
AB	F <sub>1</sub>	368 Aa	265 Aa	415 Aa	1.058 Ab
	F <sub>2</sub>	520 Ab	23 Aa	792 Ab	281 Ba
	F <sub>3</sub>	244 Ac	121 Aa	572 Ac	179 Ba
AVT	F <sub>1</sub>	2.052 Aa	3.123 Aa	2.630 Ab	1.310 Ab
	F <sub>2</sub>	1.767 Aa	3.842 Aa	2.584 Ab	4.090 Ba
	F <sub>3</sub>	3.232 Ba	5.618 Ba	2.678 Ab	5.162 Ca

CE em  $\text{dS m}^{-1}$ ; AT, AB em  $\text{mg L}^{-1}$  de  $\text{CaCO}_3$ ; AVT em  $\text{mg L}^{-1}$  de Ácido acético.

Dentro de uma mesma coluna, de um mesmo filtro, médias com mesma letra maiúscula não diferem entre si, a 10% de probabilidade, pelo teste Tukey. Dentro de uma linha, de uma mesma fase, médias com mesma letra minúscula não diferem entre si, a 10% de probabilidade, pelo teste Tukey.

**Tabela 2.4A.** Valores médios de DQO, DBO, ST, SVT, SST e SSV afluente e efluente dos filtros anaeróbios

Variáveis	Fase I		
	Afluente	Efluente	
DQO	F <sub>1</sub>	1.985 A	1.430 A
	F <sub>2</sub>	2.109 A	1.248 A
	F <sub>3</sub>	2.140 A	1.267 A
DBO	F <sub>1</sub>	1.292 A	1.019 A
	F <sub>2</sub>	1.401 A	965 A
	F <sub>3</sub>	1.183 A	722 A
ST	F <sub>1</sub>	2.487 A	1.763 A
	F <sub>2</sub>	2.610 A	1.873 A
	F <sub>3</sub>	3.036 A	1.867 A
SVT	F <sub>1</sub>	1.597 A	919 A
	F <sub>2</sub>	1.704 A	886 A
	F <sub>3</sub>	2.202 A	887 A
SST	F <sub>1</sub>	166 A	56 A
	F <sub>2</sub>	135 A	61 A
	F <sub>3</sub>	126 A	97 A
SSV	F <sub>1</sub>	152 A	39 A
	F <sub>2</sub>	122 A	44 A
	F <sub>3</sub>	114 A	76 A

DQO, DBO, ST, SVT, SST e SSV em mg L<sup>-1</sup>.

Para o mesmo parâmetro, dentro de uma mesma coluna, médias com mesma letra maiúscula não diferem entre si, a 10% de probabilidade, pelo teste Tukey.



**Tabela 2.5A.** Valores médios de DQO, DBO, ST, SVT, SST e SSV afluente e efluente dos filtros anaeróbios

Variáveis		Fase II		Fase III	
		Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
DQO	F <sub>1</sub>	6.740 Aa	5.669 Aa	4.253 Ab	1.669 Ab
	F <sub>2</sub>	11.854 Ba	9.666 Ba	6.946 Bb	5.549 Bb
	F <sub>3</sub>	19.656 Ca	17.246 Ca	9.230 Cb	7.828 Bb
DBO	F <sub>1</sub>	3.242 Aa	2.938 Aa	2.500 Ab	1.336 Ab
	F <sub>2</sub>	4.178 Ba	3.790 ABa	3.250 Bb	2.772 Bb
	F <sub>3</sub>	5.874 Ca	3.318 Ba	4.399 Cb	1.617 Ab
ST	F <sub>1</sub>	7.079 Aa	4.221 Aa	2.660 Ab	1.841 Ab
	F <sub>2</sub>	9.473 ABa	7.709 Ba	5.530 Bb	3.659 Bb
	F <sub>3</sub>	13.403 Ba	9.123 Ba	6.870 Bb	4.316 Bb
SVT	F <sub>1</sub>	4.688 Aa	2.397 Aa	1.396 Ab	736 Ab
	F <sub>2</sub>	6.325 ABa	4.678 Ba	3.022 Bb	2.471 Bb
	F <sub>3</sub>	8.864 Ba	5.273 Ba	3.622 Bb	2.597 Bb
SST	F <sub>1</sub>	295 Aa	165 Aa	170 Aa	87 Ab
	F <sub>2</sub>	407 Ab	180 Aa	81 Ab	102 ABb
	F <sub>3</sub>	675 Bc	269 Ba	92 Ac	134 Bb
SSV	F <sub>1</sub>	227 Aa	143 Aa	124 Aa	63 Ab
	F <sub>2</sub>	214 Aa	154 Aa	41 Ab	67 Ab
	F <sub>3</sub>	474 Ba	216 Ba	44 Ab	63 Ab

DQO, DBO, ST, SVT, SST e SSV em mg L<sup>-1</sup>.

Para a mesma variável, dentro de uma mesma coluna, médias com mesma letra maiúscula não diferem entre si, a 10% de probabilidade, pelo teste Tukey. Dentro de uma linha, de uma mesma fase, médias com mesma letra minúscula não diferem entre si, a 10% de probabilidade, pelo teste Tukey.

**Tabela 2.6A.** Eficiência (%) média de remoção de DQO, DBO, ST, SVT, SST, SSV pelos filtros anaeróbios, durante a fase I

<b>Variáveis</b>		<b>Fase I</b>
DQO	F <sub>1</sub>	25 A
	F <sub>2</sub>	33 AB
	F <sub>3</sub>	38 B
DBO	F <sub>1</sub>	23 A
	F <sub>2</sub>	28 A
	F <sub>3</sub>	41 B
ST	F <sub>1</sub>	12 A
	F <sub>2</sub>	18 A
	F <sub>3</sub>	10 B
SVT	F <sub>1</sub>	16 A
	F <sub>2</sub>	30 B
	F <sub>3</sub>	21 AB
SST	F <sub>1</sub>	57 A
	F <sub>2</sub>	55 A
	F <sub>3</sub>	15 A
SSV	F <sub>1</sub>	84 A
	F <sub>2</sub>	66 A
	F <sub>3</sub>	21 A

Para as mesmas variáveis, dentro de uma mesma coluna, médias com mesma letra maiúscula não diferem entre si, a 10% de probabilidade, pelo teste Tukey.

**Tabela 2.7A.** Eficiência (%) média de remoção de DQO, DBO, ST, SVT, SST, SSV pelos filtros anaeróbios, durante as fases II e III

<b>Variáveis</b>		<b>Fase II</b>	<b>Fase III</b>
DQO	F <sub>1</sub>	16 Aa	63 Ab
	F <sub>2</sub>	18 Aa	21 Ba
	F <sub>3</sub>	13 Aa	15 Ba
DBO	F <sub>1</sub>	9 Aa	52 Ab
	F <sub>2</sub>	9 Aa	15 Ba
	F <sub>3</sub>	44 Ba	65 Ab
ST	F <sub>1</sub>	36 Aa	32 Aa
	F <sub>2</sub>	16 Aa	34 Aa
	F <sub>3</sub>	28 Aa	38 Aa
SVT	F <sub>1</sub>	45 Aa	47 Aa
	F <sub>2</sub>	20 Aa	20 Aa
	F <sub>3</sub>	36 Aa	27 Aa
SST	F <sub>1</sub>	25 Aa	47 Aa
	F <sub>2</sub>	40 Aa	-46 Bb
	F <sub>3</sub>	32 Aa	-51 Bb
SSV	F <sub>1</sub>	19 Aa	47 Aa
	F <sub>2</sub>	6 Aa	-75 Bb
	F <sub>3</sub>	-1 Aa	-65 Bb

Para a mesma variável, dentro de uma mesma coluna, médias com mesma letra maiúscula não diferem entre si, a 10% de probabilidade, pelo teste Tukey. Dentro de uma linha, de uma mesma fase, médias com mesma letra minúscula não diferem entre si, a 10% de probabilidade, pelo teste Tukey.

**Tabela 2.8A.** Valores médios dos compostos fenólicos, N, P e K afluente e efluente dos filtros anaeróbios, em cada fase operacional

Variáveis		Fase I	
		Afluente	Efluente
Compostos fenólicos	F <sub>1</sub>	14,7 A	8,6 A
	F <sub>2</sub>	13,2 A	7,0 A
	F <sub>3</sub>	12,2 A	5,0 A
N	F <sub>1</sub>	24 A	24 A
	F <sub>2</sub>	24 A	31 A
	F <sub>3</sub>	23 A	29 A
P	F <sub>1</sub>	3,7 A	4,9 A
	F <sub>2</sub>	3,6 A	5,3 A
	F <sub>3</sub>	2,8 A	4,6 A
K	F <sub>1</sub>	107 A	112 A
	F <sub>2</sub>	127 A	138 B
	F <sub>3</sub>	110 A	119 A

Compostos fenólicos em mg L<sup>-1</sup> de Ácido Tânico; N, P, K em mg L<sup>-1</sup>.

Para as mesmas variáveis, dentro de uma mesma coluna, médias com mesma letra maiúscula não diferem entre si, a 10% de probabilidade, pelo teste Tukey.

**Tabela 2.9A.** Valores médios dos compostos fenólicos, N, P e K afluente e efluente dos filtros anaeróbios, em cada fase operacional

Variáveis		Fase II		Fase III	
		Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
Compostos fenólicos	F <sub>1</sub>	30,1 Aa	27,1 Aa	6,1 Ab	1,3 Ab
	F <sub>2</sub>	49,4 Ba	44,8 Ba	13,1 Ab	8,8 ABb
	F <sub>3</sub>	65,0 Ca	65,2 Cc	18,8 Bb	17,3 Bc
N	F <sub>1</sub>	296 Aa	272 Aa	333 Ab	319 Ab
	F <sub>2</sub>	365 Ba	351 Aa	428 Bb	438 Bb
	F <sub>3</sub>	539 Ca	469 Aa	536 Ca	469 Ba
P	F <sub>1</sub>	9,0 Aa	5,9 Aa	2,6 Ab	1,6 Ab
	F <sub>2</sub>	12,3 Aa	6,6 Aa	2,2 Ab	1,3 Ab
	F <sub>3</sub>	13,0 Aa	11,1 Ba	2,7 Ab	2,7 Ab
K	F <sub>1</sub>	199 Aa	192 Aa	172 Aa	163 Aa
	F <sub>2</sub>	285 Bb	279 Bb	286 Bb	265 Bb
	F <sub>3</sub>	424 Cb	394 Cc	316 Bd	310 Bc

Compostos fenólicos em mg L<sup>-1</sup> de Ácido Tânico; N, P, K em mg L<sup>-1</sup>.

Para a mesma variável, dentro de uma mesma coluna, médias com mesma letra maiúscula não diferem entre si, a 10% de probabilidade, pelo teste Tukey. Dentro de uma linha, de uma mesma fase, médias com mesma letra minúscula não diferem entre si, a 10% de probabilidade, pelo teste Tukey.

**Tabela 2.10A.** Eficiência (%) média de remoção de compostos fenólicos, N, P e K pelos filtros anaeróbios, durante a Fase I

Variáveis		Fase I
Compostos fenólicos	F <sub>1</sub>	43 A
	F <sub>2</sub>	55 B
	F <sub>3</sub>	61 B
N	F <sub>1</sub>	-5 A
	F <sub>2</sub>	-36 B
	F <sub>3</sub>	-26 B
P	F <sub>1</sub>	-70 A
	F <sub>2</sub>	-51 A
	F <sub>3</sub>	-80 A
K	F <sub>1</sub>	-7 A
	F <sub>2</sub>	-12 AB
	F <sub>3</sub>	-13 B

Para as mesmas variáveis, dentro de uma mesma coluna, médias com mesma letra maiúscula não diferem entre si, a 10% de probabilidade, pelo teste Tukey.

**Tabela 2.11A.** Eficiência (%) média de remoção de compostos fenólicos, N, P e K pelos filtros anaeróbios, durante as fases II e III

Variáveis		Fase II	Fase III
Compostos fenólicos	F <sub>1</sub>	7 Aa	75 Ab
	F <sub>2</sub>	0 Aa	27 Bb
	F <sub>3</sub>	2 Aa	8 Ba
N	F <sub>1</sub>	8 Aa	4 Aa
	F <sub>2</sub>	2 Aa	-4 Aa
	F <sub>3</sub>	8 Aa	10 Aa
P	F <sub>1</sub>	48 Aa	32 Aa
	F <sub>2</sub>	34 ABa	39 Aa
	F <sub>3</sub>	12 Ba	16 Aa
K	F <sub>1</sub>	3 Aa	6 Aa
	F <sub>2</sub>	1 Aa	4 Aa
	F <sub>3</sub>	7 Aa	1 Aa

Para a mesma variável, dentro de uma mesma coluna, médias com mesma letra maiúscula não diferem entre si, a 10% de probabilidade, pelo teste Tukey. Dentro de uma linha, de uma mesma fase, médias com mesma letra minúscula não diferem entre si, a 10% de probabilidade, pelo teste Tukey.

**Tabela 2.12A.** Resumo da análise de variância composta das variáveis pH e CE obtidas no monitoramento dos filtros anaeróbios, durante as fases II e III

F.V.	G.L.	Quadrados médios			
		pH <sup>(a)</sup>	pH <sup>(e)</sup>	CE <sup>(a)</sup>	CE <sup>(e)</sup>
EX	1	10,8990 **	11,1612 **	0,2819 <sup>NS</sup>	0,8227 ***
TR	2	0,7648 *	1,3268 **	3,4639 **	7,8170 **
EX * TR	2	0,0611 <sup>NS</sup>	0,04032 <sup>NS</sup>	1,6830 *	0,3014 <sup>NS</sup>
BL / EX	16	0,4252	0,1674 <sup>NS</sup>	0,7251 ***	1,8299 **
Resíduo	32	4.8709	0,1142	0,3437	0,2239
CV (%)		5,40	4,88	16,09	11,77

<sup>(a)</sup> Afluente; <sup>(e)</sup> Efluente.

\*\* F significativo a 1% de probabilidade; \* F significativo a 5% de probabilidade; \*\*\* F significativo a 10% de probabilidade; <sup>NS</sup> F não significativo a 10%.

**Tabela 2.13A.** Resumo da análise de variância composta das variáveis AB e AVT obtidas no monitoramento dos filtros anaeróbios, durante as fases II e III

F.V.	G.L.	Quadrados médios			
		AB <sup>(a)</sup>	AB <sup>(e)</sup>	AVT <sup>(a)</sup>	AVT <sup>(e)</sup>
EX	1	739.374 *	1897035 **	794.976 <sup>NS</sup>	5709601 **
TR	2	457.043 ***	1720627 **	2.886.589 **	46260880 **
EX * TR	2	145.757 <sup>NS</sup>	747406 **	2.573.750 **	5352644 **
BL / EX	16	1.340.952 **	2261314 **	1.907.277 **	6199569 **
Resíduo	32	140.173	127609	341.442	677968
CV (%)		75,71	110,33	23,64	21,28

<sup>(a)</sup> Afluente; <sup>(e)</sup> Efluente.

\*\* F significativo a 1% de probabilidade; \* F significativo a 5% de probabilidade; \*\*\* F significativo a 10% de probabilidade; <sup>NS</sup> F não significativo a 10%.

**Tabela 2.14A.** Resumo da análise de variância composta das variáveis DQO e DBO obtidas no monitoramento dos filtros anaeróbios, durante as fases II e III

F.V.	G.L.	Quadrados médios			
		DQO <sup>(a)</sup>	DQO <sup>(e)</sup>	DBO <sup>(a)</sup>	DBO <sup>(e)</sup>
EX	1	481.439.900 **	473.604.900 **	8.243.883 **	15.565.730 **
TR	2	354.140.400 **	351.377.800 **	13.111.830 **	3.466.649 **
EX * TR	2	78.596.550 **	45.480.610 *	362.397 <sup>NS</sup>	341.240 <sup>NS</sup>
BL / EX	16	20.809.980 *	18.825.310 *	1.982.763 **	249.190 **
Resíduo	32	9.427.812	8.673.073	446.765	303.461
CV (%)		31,45	37,28	17,11	20,96

<sup>(a)</sup> Afluente; <sup>(e)</sup> Efluente.

\*\* F significativo a 1% de probabilidade; \* F significativo a 5% de probabilidade; \*\*\* F significativo a 10% de probabilidade; <sup>NS</sup> F não significativo a 10%.

**Tabela 2.15A.** Resumo da análise de variância composta das variáveis ST e SVT obtidas no monitoramento dos filtros anaeróbios, durante as fases II e III

F.V.	G.L.	Quadrados médios			
		ST <sup>(a)</sup>	ST <sup>(e)</sup>	SVT <sup>(a)</sup>	SVT <sup>(e)</sup>
EX	1	184.889.200 **	105.225.100 **	116.774.000 **	35.693.160 **
TR	2	69.358.500 **	36.187.030 **	25.612.760 **	16.285.450 **
EX * TR	2	4.749.487 <sup>NS</sup>	3.857.622 <sup>NS</sup>	3.150.976 <sup>NS</sup>	643.916 <sup>NS</sup>
BL / EX	16	7.730.950 **	3.562.962 ***	4.790.403 *	2.275.231 *
Resíduo	32	1.886.276	1.460.272	1.352.115	831.705
CV (%)		10,31	23,49	24,99	30,14

<sup>(a)</sup> Afluente; <sup>(e)</sup> Efluente.

\*\* F significativo a 1% de probabilidade; \* F significativo a 5% de probabilidade; \*\*\* F significativo a 10% de probabilidade; <sup>NS</sup> F não significativo a 10%.

**Tabela 2.16A.** Resumo da análise de variância composta das variáveis SST e SSV obtidas no monitoramento dos filtros anaeróbios, durante as fases II e III

F.V.	G.L.	Quadrados médios			
		SST <sup>(a)</sup>	SST <sup>(e)</sup>	SSV <sup>(a)</sup>	SSV <sup>(e)</sup>
EX	1	892.687,5 **	70.664,5 **	415.363,3 **	75.100,0 **
TR	2	70.624,9 <sup>NS</sup>	16.066,6 **	44.280,8 <sup>NS</sup>	4.881,0 *
EX * TR	2	131.609,1 ***	2.727,4 ***	73.859,2 ***	5.442,2 *
BL / EX	16	85.023,8 ***	811,02 <sup>NS</sup>	53.605,1 *	269,75 <sup>NS</sup>
Resíduo	32	35.273,9	997,74	18.758,4	980,68
CV (%)		65,55	20,20	73,19	27,41

<sup>(a)</sup> Afluente; <sup>(e)</sup> Efluente.

\*\* F significativo a 1% de probabilidade; \* F significativo a 5% de probabilidade; \*\*\* F significativo a 10% de probabilidade; <sup>NS</sup> F não significativo a 10%.

**Tabela 2.17A.** Resumo da análise de variância composta das variáveis N e P obtidas no monitoramento dos filtros anaeróbios, durante as fases II e III

F.V.	G.L.	Quadrados médios			
		N <sup>(a)</sup>	N <sup>(e)</sup>	P <sup>(a)</sup>	P <sup>(e)</sup>
EX	1	7.742,8 <sup>NS</sup>	15206,4 *	595,541 **	268,209 **
TR	2	127.464,9 **	75742,8 **	11,173 <sup>NS</sup>	31,869 **
EX * TR	2	2.700,8 <sup>NS</sup>	4720,9 <sup>NS</sup>	12,078 <sup>NS</sup>	11,289 *
BL / EX	16	14.874,5 **	2520,1 <sup>NS</sup>	45,981 **	11,327 *
Resíduo	32	3.625,2	2076,7	9,097	2,993
CV (%)		14,48	11,79	43,24	35,54

<sup>(a)</sup> Afluente; <sup>(e)</sup> Efluente.

\*\* F significativo a 1% de probabilidade; \* F significativo a 5% de probabilidade; \*\*\* F significativo a 10% de probabilidade; <sup>NS</sup> F não significativo a 10%.



**Tabela 2.18A.** Resumo da análise de variância composta das variáveis K e compostos fenólicos obtidas no monitoramento dos filtros anaeróbios, durante as fases II e III

F.V.	G.L.	Quadrados médios			
		K <sup>(a)</sup>	K <sup>(e)</sup>	Comp. fenólicos <sup>(a)</sup>	Comp. fenólicos <sup>(e)</sup>
EX	1	15.254,7 **	13603,7 **	9.455,1 **	10037,9 **
TR	2	85.428,4 **	75992,9 **	1.420,1 **	1830,6 **
EX * TR	2	8.035,7 *	3360,7 <sup>NS</sup>	311,21 *	302,92 <sup>NS</sup>
BL / EX	16	5.780,2 **	3742,8 ***	2.050,7 **	1933,3 **
Resíduo	32	1.363,4	1471,1	62,928	114,99
CV (%)		13,18	14,36	26,08	39,10

<sup>(a)</sup> Afluente; <sup>(e)</sup> Efluente.

\*\* F significativo a 1% de probabilidade; \* F significativo a 5% de probabilidade; \*\*\* F significativo a 10% de probabilidade; <sup>NS</sup> F não significativo a 10%.

## CAPÍTULO 3

### DESEMPENHO DE SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DA LAVAGEM E DESCASCAMENTO/DESPOLPA DOS FRUTOS DO CAFEIEIRO

#### 3.1 INTRODUÇÃO

O café é um produto agrícola cujo cultivo é de grande importância socioeconômica para o estado de Minas Gerais e para o Brasil, tanto em relação ao mercado de trabalho como na disponibilização de empregos diretos e indiretos, na fixação de mão-de-obra no meio rural e na geração de impostos (SILVA, 1999). Quanto melhor a qualidade dos grãos de café melhor será a bebida produzida e isso determinará seu preço no mercado e a aceitação do produto no comércio internacional. A qualidade dos grãos é, por sua vez, determinada por cuidados da pré-colheita dos frutos até a torrefação dos grãos. No entanto, o Brasil pouco participa do mercado mundial de cafés especiais, atualmente em grande crescimento. (RIGUEIRA *et al.*, 2007).

A qualidade do café é alcançada, em parte, com a operação de lavagem e separação dos frutos. As operações unitárias realizadas durante o preparo dos frutos do cafeeiro podem ser feitas por via seca ou por via úmida. Por via seca, forma mais comumente utilizada no Brasil, os frutos, após a lavagem e a separação, são secados na forma natural. Por via úmida, obtêm-se cafés descascados, gerando-se, em média, de acordo com Rolz *et al.* (1982), *apud* ARANDA-DELGADO & BAROIS (1999), 4 toneladas de água residuária para produção de 1 tonelada de frutos processados. Os grãos descascados podem ser submetidos, ainda, ao processo de desmucilagem antes de serem secados e armazenados.

A polpa é o primeiro resíduo gerado no processamento do fruto do cafeeiro sendo constituída, predominantemente por carboidratos, proteínas, cafeína e taninos, além de potássio, nitrogênio e sódio, o que pode, de acordo com VASCO (2000), ser responsável pelos elevados valores de condutividade

elétrica, sólidos, matéria orgânica (DBO e DQO) além de nutrientes apresentados pela água residuária do processamento dos frutos do cafeeiro (ARC). Estudos indicam que apenas 6% do conteúdo de um fruto “cereja” transforma-se em bebida (PULGARIN *et al.*, 1991), sendo o restante (polpa, casca e mucilagem) descartado ao longo do seu processamento, proporcionando a produção de grande quantidade de resíduos e subprodutos.

A água residuária, constituída pelas águas provenientes de todas as operações de pré-processamento e do processamento é, dentre todos os resíduos, o que provoca maior impacto ao ambiente. Ela possui grande quantidade de sólidos e açúcares e outros materiais orgânicos solúveis (MATOS *et al.*, 2006).

Assim sendo, o processamento via úmida pode provocar grande impacto no meio ambiente, não apenas pela carga orgânica contaminante contida na ARC, mas também pelo grande volume de águas limpas utilizadas na operação, as quais são devolvidas ao meio ambiente com qualidade muito inferior. Logo, lançar estas águas residuária diretamente no meio ambiente, torna-se prática inadequada, além de caracterizar uma agressão à harmonia do meio ambiente (Campos, 1993 *apud* MATOS *et al.*, 2003a; MATOS & LO MONACO, 2003).

Existe pouca informação sobre métodos e variáveis de projeto de sistemas de tratamento das águas residuárias provenientes do processamento dos frutos do cafeeiro. Dentre os sistemas frequentemente empregados no tratamento de águas residuárias agroindustriais podem ser citados os sistemas alagados construídos (MATOS *et al.*, 2008; FREITAS, 2006). Estes sistemas tentam reproduzir, de forma controlada e mais eficiente, os processos físicos, químicos e bioquímicos que ocorrem em sistemas alagados naturais (Wolverton, 1989 *apud* SALATTI, 2003). Tentam reproduzir, em ambientes construídos, os processos de autodepuração ocorrentes em áreas, constante ou sazonalmente, alagados, onde se desenvolve uma vegetação adaptada ao meio, constituindo um meio de valor ecológico considerável, pois se trata de um ecossistema equilibrado, no qual a reciclagem de nutrientes é intensiva. Essa reciclagem é obtida por meio de processos químicos, físicos e biológicos (COSTA *et al.*, 2003).

Do ponto de vista prático, sistemas alagados construídos oferecem melhores oportunidades para o tratamento de águas poluídas do que áreas

alagadas naturais, pois podem ser idealizadas para maximizar sua eficiência no que se refere à diminuição da concentração de DBO, DQO e processos de remoção de nutrientes, além de máximo controle sobre o sistema hidráulico e a vegetação da área alagada (VERHOEVEN & MEULEMAN, 1999). Sistemas alagados são tipos de sistemas artificiais manejáveis, que têm despertado acentuado interesse mundial nestas últimas décadas (Harbel, 1997 *apud* SALATTI, 2003).

O uso de sistemas alagados construídos tem sido proposto como um método de tratamento para efluentes líquidos, devido a sua grande capacidade de reduzir a carga orgânica e substâncias tóxicas (GOPAL, 1999). Os baixos custos de implantação e operação, aliados à tecnologia relativamente simples, também são fatores que têm contribuído para a utilização crescente dos sistemas alagados em diversas partes do mundo (Mulamoottil *et al.*, 1998, *apud* MANNARINO *et al.*, 2006).

Quanto ao tipo de vegetação, Mulamoottil *et al.* (1998) *apud* MANNARINO *et al.* (2006) destacam a taboa (*Typha* sp.) como espécie vegetal adequada para utilização em sistemas alagados construídos, em vista de sua estrutura interna ser formada por tecidos que contém espaços abertos (aerênquimas), através dos quais acontece transporte de oxigênio da atmosfera para as folhas e daí para as raízes e rizomas. Parte do oxigênio pode ainda sair do sistema radicular para a área da rizosfera criando condições para decomposição aeróbia da matéria orgânica, bem como para crescimento de bactérias nitrificantes.

Há muitos registros na literatura de estudos e experiências de utilização de sistemas alagados naturais ou construídos na remoção de nutrientes e contaminantes de esgotos urbanos e industriais. Os resultados desses trabalhos são bastante variáveis em função, basicamente, dos tipos de espécies químicas presentes nesses efluentes, da carga dos mesmos ao sistema alagável e do tipo de sistema alagado utilizado (SALATTI, 2003).

Apesar de terem sido obtidos alguns resultados positivos com a utilização de sistemas alagados cultivados com *Typha* para tratamento de ARC (FIA & MATOS, 2002; BRASIL *et al.*, 2003), esses autores obtiveram os resultados em sistemas naturais, anteriormente passíveis de utilização para tratamento. Entretanto, de acordo com o que está estabelecido na legislação, o lançamento de águas residuárias em áreas alagadas naturais não constitui

tratamento e sim disposição inadequada do resíduo. O tratamento em ambientes alagados só é permitido no caso da construção e uso de sistemas projetados com impermeabilização dos leitos de tratamento, objetivando-se a preservação do ambiente.

Embora sejam encontrados na literatura estudos com sistemas alagados construídos para tratamento de diversos tipos de águas residuárias, ainda são escassos dados com relação à aplicabilidade desse sistema no tratamento da ARC, tornando-se desejável o aprimoramento de tecnologias com vistas à otimização desses sistemas de tratamento.

No presente trabalho, teve-se como objetivos estudar o desempenho de sistemas alagados construídos, cultivados com *Typha* sp. e *Alternanthera philoxeroides*, no tratamento da ARC, quando submetidos a diferentes condições experimentais e à aplicação de diferentes cargas orgânicas. Além disso, objetivou-se avaliar o desempenho agrônômico e a extração de nutrientes pelas plantas nas diferentes condições de operação do sistema.

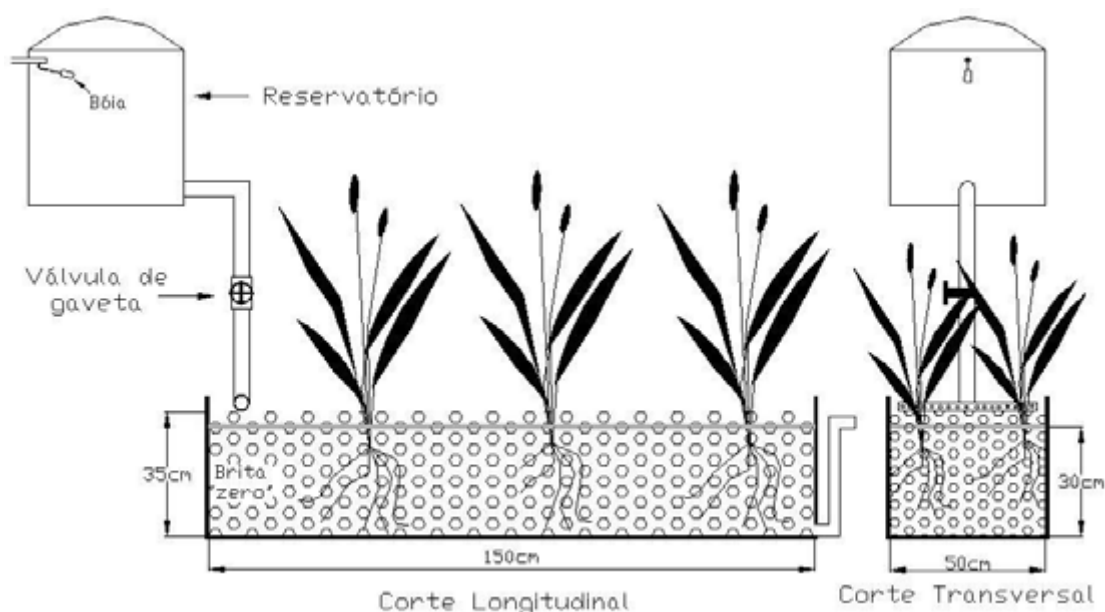
## **3.2 MATERIAL E MÉTODOS**

O experimento foi conduzido na Área de Pré-processamento e Armazenamento de Produtos Agrícolas, do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa (UFV), Viçosa-MG, com coordenadas geográficas de 20° 45' de latitude sul, 42° 45' de longitude oeste, e altitude de 650 m.

### **3.2.1 Montagem experimental**

O experimento foi constituído por nove sistemas alagados construídos, doravante denominados Sistemas Alagados de Escoamento Subsuperficial Horizontal (SACESF), para tratamento das águas residuárias do processamento dos frutos do cafeeiro. Os leitos, construídos em escala piloto, foram constituídos por caixas de madeira de pinus, impermeabilizadas internamente com geomembrana de PEAD, com 0,5 mm de espessura, nas dimensões de 0,4 m de altura x 0,5 m de largura x 1,5 m de comprimento, assentadas sobre o solo, em declividade de 0,01 m m<sup>-1</sup>. Como meio suporte, utilizou-se brita “zero” (diâmetro D-60 = 7,0 mm, coeficiente de uniformidade - CU D60/D10 = 1,6 e volume de vazios inicial de 0,491 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup>). O volume de vazios inicial da brita foi determinado em laboratório, empregando-se recipiente graduado de 20 L e água do sistema de abastecimento municipal.

Os SACESFs foram preenchidos com a brita até a altura de 0,35 m, deixando-se uma borda livre de 0,05 m. O nível d'água foi mantido a 0,05 m abaixo da superfície do material suporte (Figura 3.1).



**Figura 3.1.** Diagrama esquemático do sistema de alimentação e do SACESF.

Após a instalação, os SACESFs foram preenchidos com o material suporte, sendo, então, feita uma lavagem do material, objetivando-se retirar parte dos finos (pó de pedra) presentes. Para o plantio da vegetação, os SACESFs foram saturados com esgoto doméstico e água residuária da suinocultura diluída em água do sistema de abastecimento da UFV, na proporção 10/10/80 (v/v/v), respectivamente. As macrófitas emergentes cultivadas nos SACESFs foram as espécies taboa (*Typha* sp.) e alternantera (*Alternanthera philoxeroides*). Em cada SACESF, implementou-se, nos primeiros 0,75 m, a espécie alternantera e nos últimos 0,75 m a taboa. As mudas de taboa e alternantera foram obtidas em várzea existente nas proximidades do local do experimento. No que se refere à taboa, foram utilizados propágulos vegetativos (rizomas) cujo tamanho variou de 0,30 a 1,0 m de comprimento, retirando quase todo o sistema radicular e a parte aérea. No caso da alternantera, foram plantados segmentos de caule com quatro nós, sendo retiradas quase todas as folhas das plantas. Os segmentos de caule foram introduzidos no substrato (10 cm), ficando parcialmente cobertos com pequena camada de brita. A densidade de plantio foi de 16 propágulos por m<sup>2</sup> (6 propágulos por SACESF) para taboa e de 21,3 propágulos por m<sup>2</sup> (8 propágulos por SACESF) para alternantera (Figura 3.2).



**Figura 3.2.** Vista geral dos SACESFs após o plantio da alternantera e da taboa (A) e detalhe das mudas de alternantera em crescimento no meio suporte (B).

### 3.2.2 Água residuária

A origem da ARC utilizada no experimento e sua caracterização estão apresentadas no item 2.2.2 e na Tabela 2.3.

### 3.2.3 Condução experimental

Após dois meses de implantação do sistema, iniciou-se a aplicação da ARC, sendo o experimento conduzido em três fases.

Na fase I, considerada fase de adaptação do sistema à ARC, aplicou-se ARC diluída aos SACESFs. Nesta fase, três SACESFs receberam ARC diluída, três receberam ARC diluída e com correção de pH (elevação do pH até próximo de 7,0); e nos três últimos SACESFs, aplicou-se os efluentes de filtros anaeróbios, os quais foram alimentados com ARC diluída e correção de pH, cujas características estão apresentadas no Capítulo 2.

Na segunda fase, aumentou-se a carga orgânica aplicada, sendo o sistema conduzido por três vias (Figura 3.3):

1 – A ARC foi lançada diretamente nos SACESFs, em três concentrações diferentes: 50% v/v, 75% v/v e 100%, sendo os três SACESFs denominados SAC<sub>1</sub>, SAC<sub>2</sub> e SAC<sub>3</sub>, respectivamente.

2 – A ARC recebeu correção com cal hidratada (Ca(OH)<sub>2</sub>) até pH aproximadamente 7 e correção nutricional (DBO/N/P = 100/5/1) e foi lançada



em três concentrações: 50% v/v, 75% v/v e 100%, sendo os três SACESFs denominados SAC<sup>\*</sup><sub>1</sub>, SAC<sup>\*</sup><sub>2</sub> e SAC<sup>\*</sup><sub>3</sub>, respectivamente.

3 – A ARC recebeu correção com cal hidratada até pH aproximadamente 7 e correção nutricional (DBO/N/P = 100/5/1) e foi aplicada em filtros anaeróbios, descritos no Capítulo 2, em três concentrações: 50% v/v, 75% v/v e 100%; sendo posteriormente os efluentes lançadas nos SACESFs, respectivamente denominados SAC<sup>F</sup><sub>1</sub>, SAC<sup>F</sup><sub>2</sub> e SAC<sup>F</sup><sub>3</sub>, como pós-tratamento.

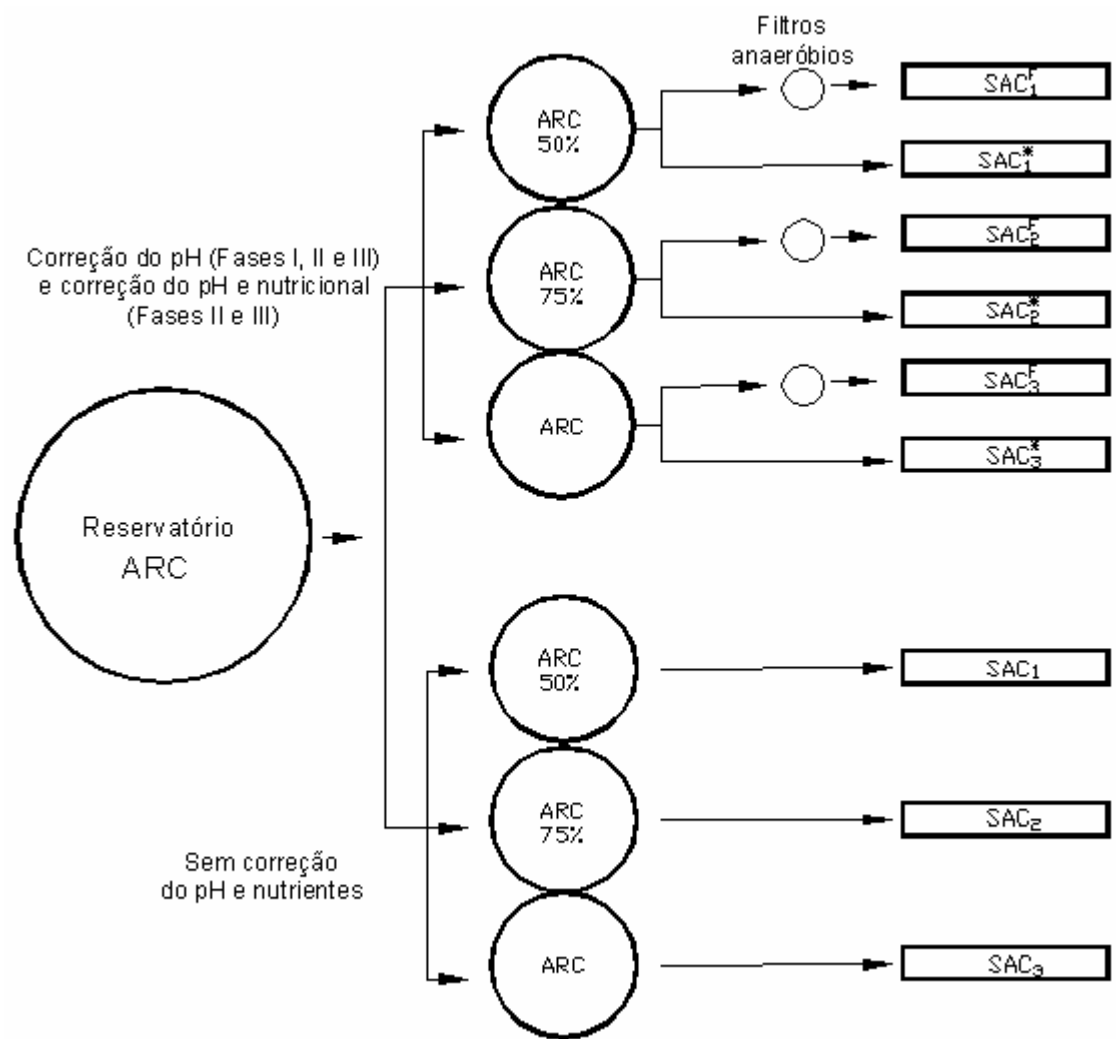
Na fase III, procedeu-se da mesma forma que na fase II, com exceção do tempo de residência hidráulico (TRH) que foi aumentado, aproximadamente, em duas vezes.

Para diluição da ARC, utilizou-se água do sistema de abastecimento da UFV. A correção do pH se deu por meio da adição de cal hidratada (adquirida no comércio de Viçosa-MG), e a correção nutricional pela adição de uréia e superfosfato simples, sendo o método empregado apresentado no Capítulo 2.

A alimentação dos SACESFs foi constituída por válvulas de esfera e tubos de PVC com 32 mm de diâmetro, enquanto o sistema de distribuição afluyente foi constituído por válvulas de gaveta e tubos de PVC com 25 mm de diâmetro, perfurados longitudinalmente para aplicar o afluyente em toda largura do SACESF. A distribuição do afluyente foi feita sobre a zona de entrada, com 0,10 m de comprimento e preenchida com brita nº 2 (diâmetro de 19 a 25 mm) enquanto todo o restante do leito do SACESF foi preenchido com brita zero. Cada SACESF possuía um sistema de drenagem localizado na parte oposta à entrada da ARC, que ocupava toda largura do leito, feito com tubo PVC de 32 mm de diâmetro, com furos de aproximadamente 5 mm de diâmetro.

A diluição da ARC foi feita em diferentes tanques de equalização, em função de sua DQO (Tabela 2.3), estando os valores médios e o desvio padrão apresentados na Tabela 3.1.

Semelhante ao ocorrido na obtenção das variáveis operacionais dos filtros anaeróbios, considerou-se o volume útil dos SACESFs, ou seja, somente o volume do líquido, visto que ele representa melhor as condições as quais os sistemas foram submetidos e não as dimensões com as quais foram projetados.



**Figura 3.3.** Esquema de aplicação da ARC nos SACESFs durante as fases II e III.

**Tabela 3.1.** Características operacionais dos nove SACESFs

SACESFs	Variáveis	Fases		
		I	II	III
SAC <sub>1</sub>	Q (m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,046±0,009 <sup>(42)</sup>	0,049±0,007 <sup>(42)</sup>	0,026±0,005 <sup>(42)</sup>
	TRH (h)	64,1±15,3 <sup>(42)</sup>	58,9±8,9 <sup>(42)</sup>	111,5±20,6 <sup>(42)</sup>
	TCO <sub>V</sub> (kg m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )	1,03±0,41 <sup>(5)</sup>	2,84±0,35 <sup>(5)</sup>	0,87±0,22 <sup>(5)</sup>
	TCO <sub>A</sub> (kg ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	1.523±610 <sup>(5)</sup>	4.184±521 <sup>(5)</sup>	1.281±328 <sup>(5)</sup>
SAC <sub>2</sub>	Q (m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,049±0,009 <sup>(42)</sup>	0,050±0,009 <sup>(42)</sup>	0,027±0,007 <sup>(42)</sup>
	TRH (h)	59,3±10,9 <sup>(42)</sup>	58,6±11,8 <sup>(42)</sup>	107,4±20,3 <sup>(42)</sup>
	TCO <sub>V</sub> (kg m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )	1,18±0,37 <sup>(5)</sup>	5,65±0,94 <sup>(5)</sup>	1,45±0,53 <sup>(5)</sup>
	TCO <sub>A</sub> (kg ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	1.732±541 <sup>(5)</sup>	8.322±1.379 <sup>(5)</sup>	2.139±775 <sup>(5)</sup>
SAC <sub>3</sub>	Q (m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,050±0,008 <sup>(42)</sup>	0,051±0,009 <sup>(42)</sup>	0,030±0,009 <sup>(42)</sup>
	TRH (h)	58,0±10,2 <sup>(42)</sup>	57,9±12,1 <sup>(42)</sup>	98,6±19,8 <sup>(42)</sup>
	TCO <sub>V</sub> (kg m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )	1,13±0,37 <sup>(5)</sup>	9,18±3,91 <sup>(5)</sup>	2,09±0,83 <sup>(5)</sup>
	TCO <sub>A</sub> (kg ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	1.668±538 <sup>(5)</sup>	13.528±5.763 <sup>(5)</sup>	3.083±1.228 <sup>(5)</sup>
SAC* <sub>1</sub>	Q (m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,050±0,010 <sup>(42)</sup>	0,050±0,010 <sup>(42)</sup>	0,027±0,009 <sup>(42)</sup>
	TRH (h)	58,2±10,6 <sup>(42)</sup>	58,1±11,7 <sup>(42)</sup>	110,6±28,3 <sup>(42)</sup>
	TCO <sub>V</sub> (kg m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,96±0,44 <sup>(5)</sup>	2,99±1,01 <sup>(5)</sup>	0,96±0,23 <sup>(5)</sup>
	TCO <sub>A</sub> (kg ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	1.417±645 <sup>(5)</sup>	4.401±1.492 <sup>(5)</sup>	1.418±335 <sup>(5)</sup>
SAC* <sub>2</sub>	Q (m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,052±0,008 <sup>(42)</sup>	0,051±0,013 <sup>(42)</sup>	0,031±0,007 <sup>(42)</sup>
	TRH (h)	55,3±10,0 <sup>(42)</sup>	59,0±15,8 <sup>(42)</sup>	94,5±22,4 <sup>(42)</sup>
	TCO <sub>V</sub> (kg m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )	1,23±0,79 <sup>(5)</sup>	4,09±1,09 <sup>(5)</sup>	1,84±0,74 <sup>(5)</sup>
	TCO <sub>A</sub> (kg ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	1.810±1.164 <sup>(5)</sup>	6.029±1.602 <sup>(5)</sup>	2.707±1.089 <sup>(5)</sup>
SAC* <sub>3</sub>	Q (m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,052±0,008 <sup>(42)</sup>	0,047±0,012 <sup>(42)</sup>	0,029±0,010 <sup>(42)</sup>
	TRH (h)	55,1±9,6 <sup>(42)</sup>	63,7±15,9 <sup>(42)</sup>	104,8±31,1 <sup>(42)</sup>
	TCO <sub>V</sub> (kg m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )	1,11±0,60 <sup>(5)</sup>	6,97±3,07 <sup>(5)</sup>	2,36±1,42 <sup>(5)</sup>
	TCO <sub>A</sub> (kg ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	1.633±877 <sup>(5)</sup>	10.264±4.516 <sup>(5)</sup>	3.476±2.094 <sup>(5)</sup>
SAC <sup>F</sup> <sub>1</sub>	Q (m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,048±0,005 <sup>(42)</sup>	0,056±0,018 <sup>(42)</sup>	0,027±0,007 <sup>(42)</sup>
	TRH (h)	58,7±7,4 <sup>(42)</sup>	54,4±13,7 <sup>(42)</sup>	111,8±27,0 <sup>(42)</sup>
	TCO <sub>V</sub> (kg m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,72±0,40 <sup>(5)</sup>	2,44±0,79 <sup>(5)</sup>	1,02±0,14 <sup>(5)</sup>
	TCO <sub>A</sub> (kg ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	1.058±586 <sup>(5)</sup>	3.597±1.165 <sup>(5)</sup>	1.507±213 <sup>(5)</sup>
SAC <sup>F</sup> <sub>2</sub>	Q (m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,049±0,004 <sup>(42)</sup>	0,048±0,010 <sup>(42)</sup>	0,023±0,005 <sup>(42)</sup>
	TRH (h)	57,6±5,0 <sup>(42)</sup>	61,0±13,4 <sup>(42)</sup>	126,7±24,1 <sup>(42)</sup>
	TCO <sub>V</sub> (kg m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,55±0,19 <sup>(5)</sup>	4,08±1,11 <sup>(5)</sup>	1,53±0,54 <sup>(5)</sup>
	TCO <sub>A</sub> (kg ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	805±280 <sup>(5)</sup>	6.006±1.635 <sup>(5)</sup>	2.2579±793 <sup>(5)</sup>
SAC <sup>F</sup> <sub>3</sub>	Q (m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,049±0,008 <sup>(42)</sup>	0,050±0,012 <sup>(42)</sup>	0,025±0,005 <sup>(42)</sup>
	TRH (h)	58,6±9,9 <sup>(42)</sup>	59,5±14,2 <sup>(42)</sup>	114,7±22,5 <sup>(42)</sup>
	TCO <sub>V</sub> (kg m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,54±0,28 <sup>(5)</sup>	6,17±3,10 <sup>(5)</sup>	2,07±0,73 <sup>(5)</sup>
	TCO <sub>A</sub> (kg ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	798±409 <sup>(5)</sup>	9.092±4.559 <sup>(5)</sup>	3.043±1.076 <sup>(5)</sup>

<sup>(a)</sup> Entre parênteses o número de amostragens consideradas no cálculo da média; TCO obtida por meio da DQO aplicada.

Q - vazão, TRH - tempo de residência hidráulica, 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.

### 3.2.4 Avaliação dos SACESFs

Foram realizadas quinze amostragens da ARC entre os meses de junho e outubro, sendo o sistema de tratamento monitorado por um período de 130 dias. O monitoramento dos SACESFs foi feito por amostras do afluente e do efluente, quantificando-se, semanalmente, as variáveis: condutividade elétrica (CE); potencial hidrogeniônico (pH); DBO, pelo método iodométrico; DQO, pelo método do refluxo aberto; e concentração de potássio total (K), por fotometria de chama; fósforo total (P), por espectrofotometria; e sólidos totais (ST), sólidos voláteis totais (SVT), sólidos suspensos totais (SST) e sólidos suspensos voláteis (SSV) pelo método gravimétrico (APHA, AWWA & WEF, 1998). Determinou-se o nitrogênio total (N) pelo método semimicro Kjeldahl com adição de ácido salicílico, adaptado de KIEHL (1995). Quantificou-se, também, a concentração de cálcio (Ca) (GRASSHOFF *et al.*, 1983), amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) (KEMPERS & ZWEERS, 1986), nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) (YANG *et al.*, 1998) e compostos fenólicos totais (FOLIN & CIOCALTEU, 1927).

Ao final de cada fase, foi realizado o corte dos vegetais, a fim de se avaliar a produtividade e os teores de nutrientes na parte aérea da vegetação. As plantas de taboa foram cortadas na altura de 2 cm acima do meio suporte. Para a alternantera, impôs-se, como critério, o corte de todos os ramos não enraizados. O material colhido foi imediatamente pesado, a fim de se determinar a produtividade de massa verde. Na maioria dos SACESFs, toda a massa verde foi levada à estufa, para secagem e quantificação da matéria seca. Alguns SACESFs, nos quais foi colhida maior quantidade de matéria verde, apenas parte desta foi conduzida à estufa.

As amostras foram colocadas em sacos de papel e levadas à estufa, sob temperatura de 65°C, com circulação de ar, até atingir massa constante (pré-secagem). Em seguida, as amostras foram trituradas em moinho e armazenadas para posterior quantificação do conteúdo de matéria seca e realização da análise nutricional. Parte da amostra triturada foi retirada e colocada em estufa, sob temperatura de 103-105°C, até ser atingida constância na massa, retirando-se, assim, a água residual e, com isso, obtendo-se a matéria seca total, em cada tratamento.

Além da matéria seca, nos vegetais, foram quantificados os teores de macro (N, P, K, Na, Ca e Mg) e micronutrientes (Cu, Zn, Fe e Mn), seguindo-se metodologia proposta pela EMBRAPA (1999).

Foram obtidos, na estação meteorológica automática de Viçosa, monitorada pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), os valores da temperatura ambiente, enquanto a temperatura do líquido foi obtida por meio de termômetro analógico de mercúrio.

Para verificar a homogeneidade e a normalidade dos dados efluentes aos SACESFs, aplicou-se o teste de Cochran e Bartlett, tomando-se as amostragens em cada fase como repetições. Na fase I, o experimento foi montado no Delineamento em Blocos Casualizados (D.B.C), com 3 tratamentos (SAC, SAC\* e SAC<sup>F</sup>: com as mesmas cargas orgânicas) e 3 repetições. Os dados foram analisados por meio da análise de variância e as médias comparadas utilizando-se o teste de Tukey, adotando-se o nível de 10% de probabilidade. Nas fases II e III, o experimento foi montado no Delineamento em Blocos Casualizados (D.B.C) com 9 tratamentos (SAC<sub>1</sub>, SAC<sub>2</sub>, SAC<sub>3</sub>, SAC\*<sub>1</sub>, SAC\*<sub>2</sub>, SAC\*<sub>3</sub>, SAC<sup>F</sup><sub>1</sub>, SAC<sup>F</sup><sub>2</sub> e SAC<sup>F</sup><sub>3</sub>) e 5 repetições para cada fase. Foi feita a análise conjunta das fases e, independentemente da interação entre tratamento x Experimento - TR x EX (SACESF x Fase) ser ou não significativa, optou-se pelo desdobramento da mesma, devido ao interesse em estudo. As análises estatísticas foram feitas utilizando-se o Programa Estatístico SAEG (RIBEIRO Jr., 2001).

### 3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.3.1 Condições ambientais

A temperatura média diária e a temperatura média do efluente dos SACESFs estão apresentadas na Figura 2.4 (Capítulo 2). Os SACESFs operaram, nas fases I, II e III, numa faixa de temperatura considerada psicrófila para os microrganismos. Para as respectivas fases, as temperaturas médias diárias do líquido foram iguais a 17,6; 18,4 e 20,4°C, sendo os extremos mínimos e máximos registrados de 13,8 e 24,4°C.

As variações de temperatura na água residuária podem afetar o desempenho de tratamento em sistemas alagados, sendo que a capacidade de tratamento do sistema tende a diminuir com a redução na temperatura do líquido. 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, entretanto, os processos biológicos são fortemente dependentes da temperatura, afetando a remoção de matéria orgânica solúvel e nitrogênio (KADLEC & REDDY, 2001).

VYMAZAL (1998) avaliou vários resultados experimentais, obtidos em sistemas alagados instalados na República Tcheca e verificou que a remoção de DBO não foi dependente da temperatura; o que segundo USEPA (2000), 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, em função da temperatura (TUNÇSIPER *et al.*, 2004).

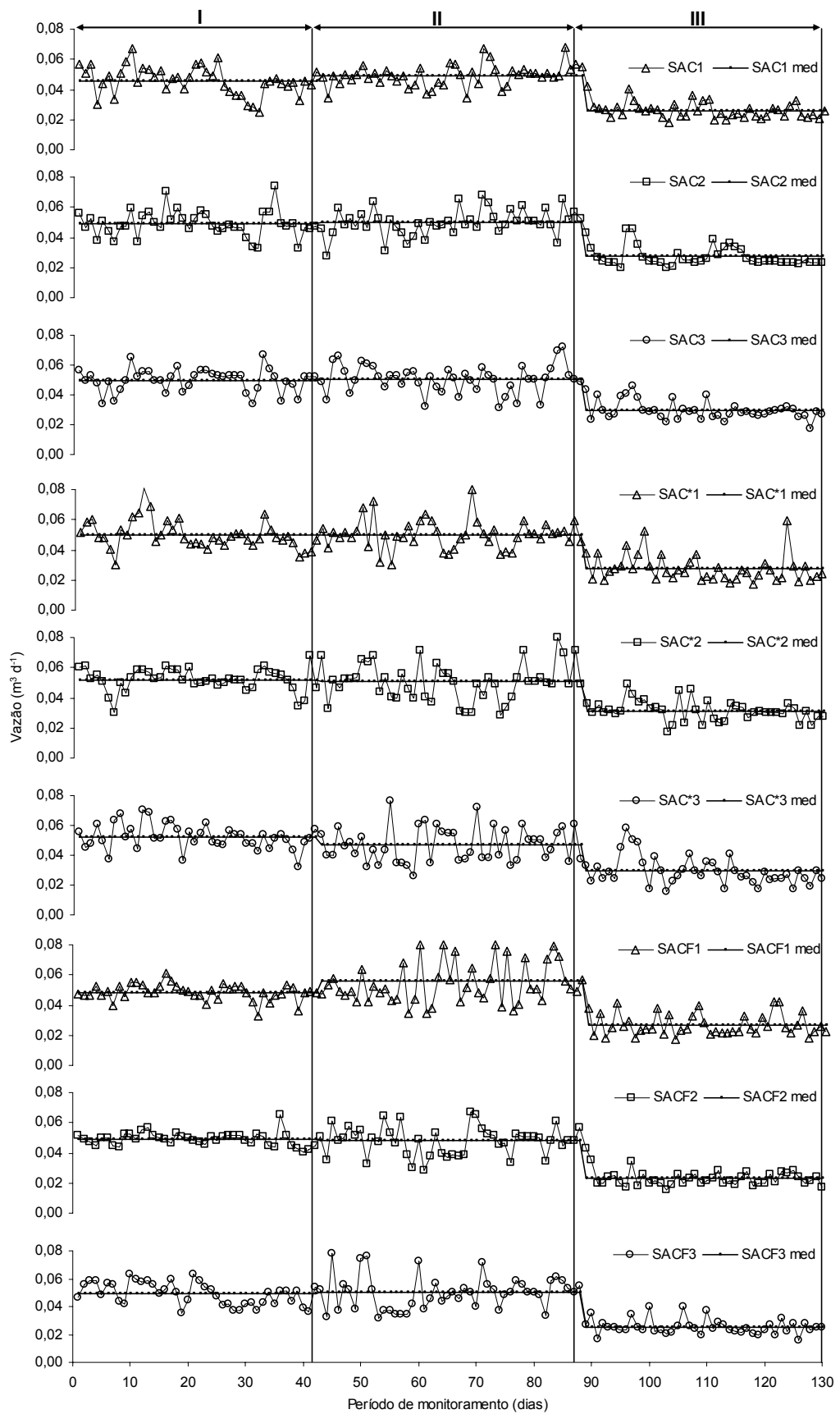
Com relação à ocorrência de chuvas, foi registrada durante a fase experimental apenas uma precipitação de 15,4 mm ocorrida no centésimo vigésimo primeiro dia após o início da condução do experimento, a qual não foi capaz de influenciar os resultados experimentais.

### 3.3.2 Desempenho dos SACESFs

#### 3.3.2.1 Remoção de matéria orgânica

Na Figura 3.4 está apresentada a variação na vazão (Q) dos nove SACESFs, durante o período de condução do experimento. Estas variações nas vazões resultaram em oscilações na carga orgânica e volumétrica aplicada, o que pode ter influenciado negativamente na estabilização da operação dos SACESFs.

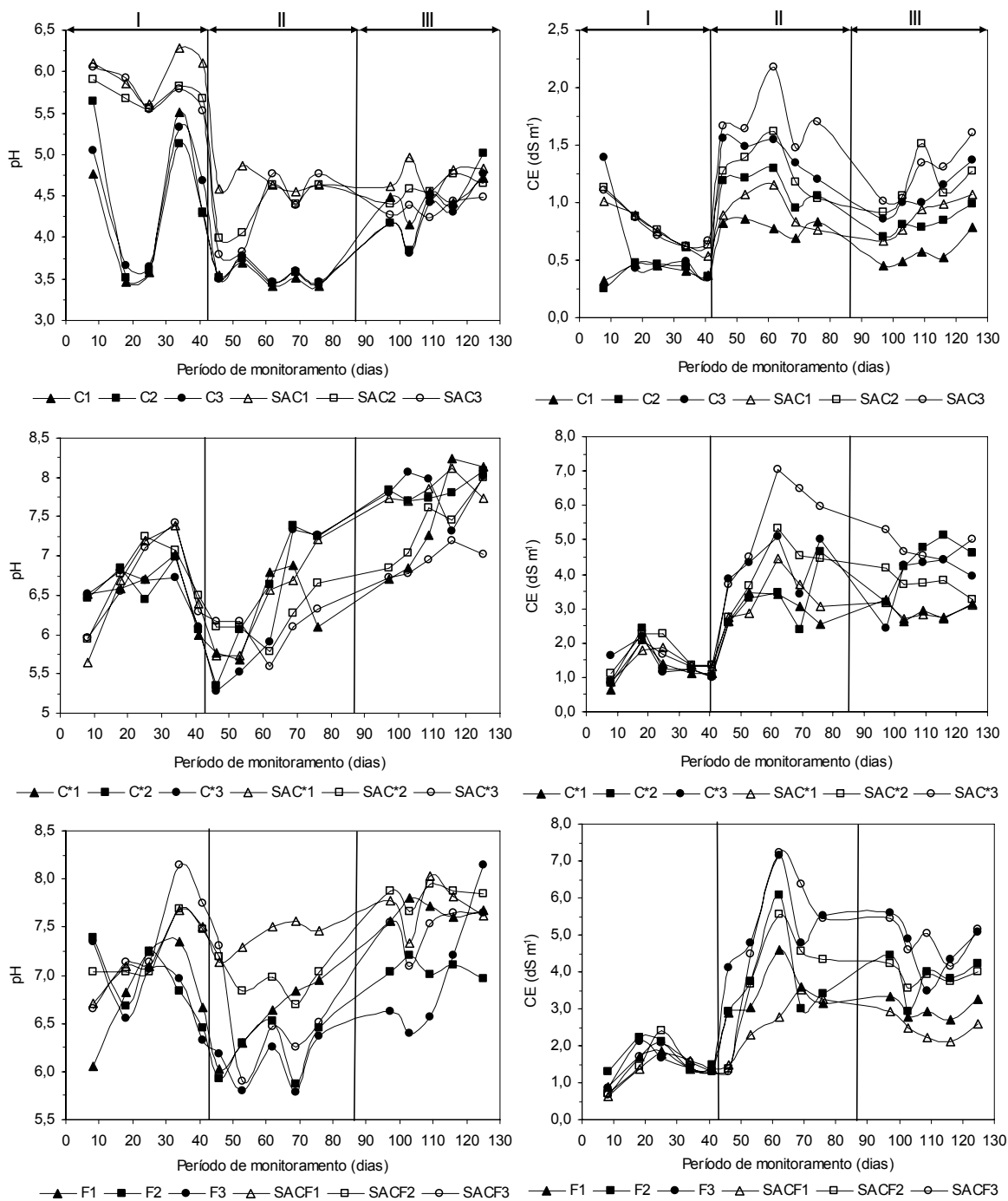
Os afluentes dos SAC<sub>1</sub>, SAC<sub>2</sub> e SAC<sub>3</sub> foram denominados, respectivamente, C<sub>1</sub>, C<sub>2</sub> e C<sub>3</sub>. Os afluentes dos SAC<sup>\*</sup><sub>1</sub>, SAC<sup>\*</sup><sub>2</sub> e SAC<sup>\*</sup><sub>3</sub> foram denominados, respectivamente, C<sup>\*</sup><sub>1</sub>, C<sup>\*</sup><sub>2</sub> e C<sup>\*</sup><sub>3</sub>. Os SAC<sup>F</sup>s receberam a ARC após passar pela digestão nos filtros anaeróbios. Assim, os efluentes dos filtros tornaram-se os afluentes dos SAC<sup>F</sup>s. Os afluentes dos SAC<sup>F</sup><sub>1</sub>, SAC<sup>F</sup><sub>2</sub> e SAC<sup>F</sup><sub>3</sub> foram denominados F1, F2 e F3, respectivamente.



**Figura 3.4.** Vazão nos SACESFs ao longo do período experimental.



Na Figura 3.5 está apresentada a caracterização do afluente e efluente dos SACESFs, com relação às variáveis pH e CE, durante as três fases de operação.



**Figura 3.5.** Variação temporal da CE e do pH afluente e efluente aos SACESFs, ocorrida durante a fase experimental.

Nos SACESFs, durante as três fases, verificou-se elevação no pH efluente, o que pode estar associado à liberação de alguns cátions de reação básica pela brita utilizada como material suporte. Além disso, as plantas têm

importante papel no aumento do pH. Plantas fotossinteticamente ativas transportam oxigênio e retiram dióxido de carbono da água, elevando o pH do meio (WOOD, 1995).

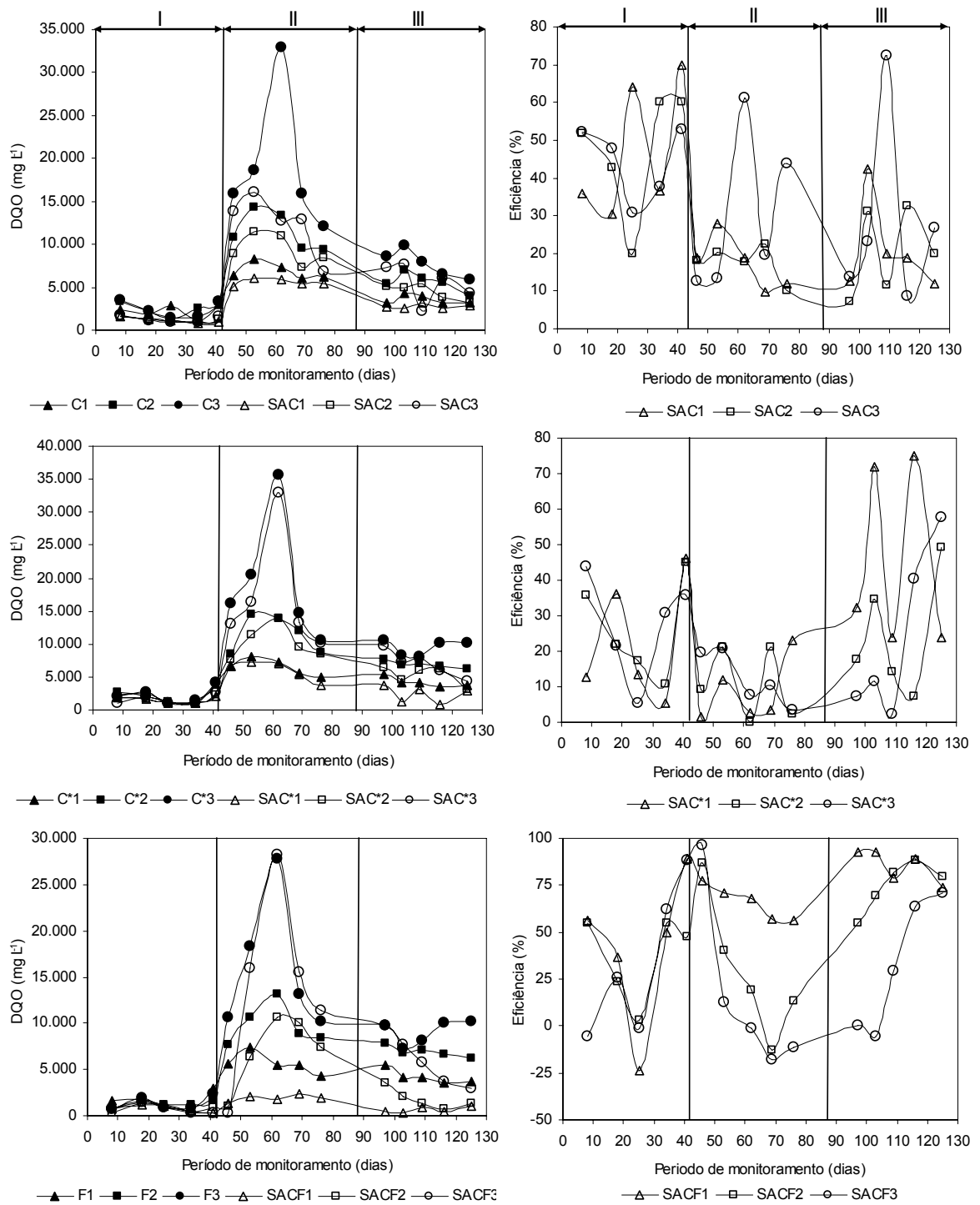
Durante a fase I, os valores de pH efluente dos SAC\*s e SAC<sup>F</sup>s oscilaram, mas foram semelhantes aos valores afluentes, e as médias não diferiram entre si ( $P < 0,1$ ) (Tabela 3.3B, Apêndice B). Na fase II, ocorreu redução acentuada nos valores de pH nos SAC\*s, devido ao aumento da carga orgânica aplicada. Nos SAC<sup>F</sup>s este efeito somente foi observado para o SAC<sub>3</sub><sup>F</sup>, o qual recebeu a maior carga orgânica dentre os SAC<sup>F</sup>s.

Os valores observados de pH estiveram dentro da faixa na qual são proporcionadas condições ideais para a sobrevivência das bactérias responsáveis pela degradação orgânica, que varia de 4,0 a 9,5 (VON SPERLING, 1997), à exceção dos valores obtidos no afluente aos SACs, que mantiveram-se abaixo de 4,0 em parte da fase I e durante a fase II. Ainda, segundo VON SPERLING (1997), 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. O pH influencia o crescimento das 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).

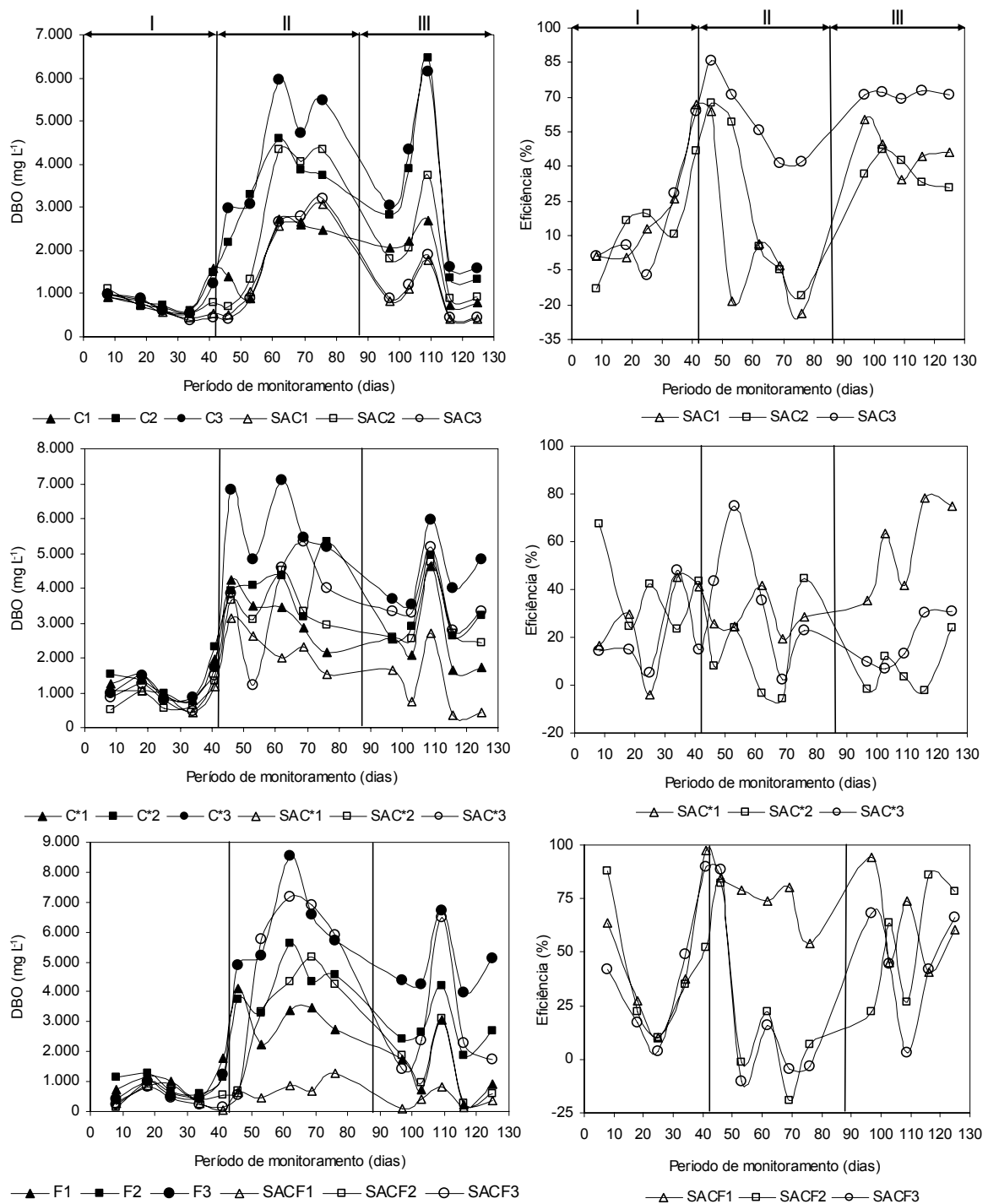
Em geral, não foram encontradas grandes diferenças no comportamento dos SACESFs, no que se refere à CE. Verifica-se que a magnitude da CE afluente e efluente seguiu tendência de incremento na mesma ordem do aumento das taxas de carga orgânica aplicadas ao sistema, tanto pelo aumento na quantidade de ARC utilizada na diluição e conseqüente aumento dos sais dissolvidos, como pelo aumento da quantidade de cal adicionada à ARC que abasteceu os SAC\*s e SAC<sup>F</sup>s. A adição da cal fez com que, nas fases II e III, os valores de CE nos SAC\*s e SAC<sup>F</sup>s fossem diferentes daqueles encontrados nos SACs ( $P < 0,1$ ) (Tabela 3.4B, Apêndice B).

Os valores de CE efluente aos SACESFs tenderam ser superiores aos encontrados nos afluentes, devido, provavelmente, à degradação do material orgânico presente na ARC, onde são liberados íons para a solução, e também às perdas de água por evapotranspiração, que, dessa forma, proporcionaram aumento na concentração iônica no líquido residente.

Nas Figuras 3.6 e 3.7 estão apresentadas as variações nas concentrações de DQO e DBO afluente e efluente aos SACESFs, bem como as eficiências de remoção da matéria orgânica, quantificada como DQO e DBO, enquanto na Tabela 3.5 estão apresentadas as eficiências médias de remoção de matéria orgânica, na forma de DQO e DBO.



**Figura 3.6.** Concentrações de DQO afluente e efluente e eficiências de remoção de DQO, nos SACESFs, durante as três fases de monitoramento do sistema.



**Figura 3.7.** Concentrações de DBO afluente e efluente e eficiências de remoção de DBO, nos SACESFs, durante as três fases de monitoramento do sistema.

Durante a primeira fase, foram obtidas relativamente baixas eficiências na remoção de DQO e DBO, pois os sistemas estavam ainda em fase de adaptação (Tabela 3.2). Apesar das relativamente baixas eficiências de remoção de matéria orgânica encontradas nesta fase, entre os SACESFs avaliados, nota-se relativamente maiores eficiências de remoção de DBO, nos SAC<sup>F</sup>s ( $P < 0,1$ ) (Tabela 3.7B, Apêndice B) quando comparados aos SACs e

SAC\*s, acredita-se que, por passar pelos filtros anaeróbios, a ARC lançada nos SAC<sup>F</sup>s apresentava frações orgânicas de mais fácil degradação, com a quebra de fibras celulósicas, ligninas e compostos fenólicos. Além disso, o carreamento de biomassa dos filtros para os SAC<sup>F</sup>s pode ter favorecido a formação do biofilme, que é de extrema importância para remoção da matéria orgânica em sistemas alagados. Dentre os SAC<sup>F</sup>s, o SAC<sup>F</sup><sub>1</sub> foi aquele que apresentou maiores eficiências na remoção de matéria orgânica.

**Tabela 3.2.** Valores das eficiências médias (%) na remoção de matéria orgânica nos SACESFs, em cada fase operacional

	Fase I		Fase II		Fase III	
	DQO	DBO	DQO	DBO	DQO	DBO
SAC <sub>1</sub>	47±18	22±27	17±7	5±35	21±12	47±9
SAC <sub>2</sub>	47±17	16±21	18±5	22±39	20±11	38±7
SAC <sub>3</sub>	44±10	18±29	30±22	59±19	29±25	71±1
SAC* <sub>1</sub>	23±17	26±20	9±9	28±8	45±26	59±19
SAC* <sub>2</sub>	26±14	40±18	11±10	14±21	25±17	7±11
SAC* <sub>3</sub>	27±15	19±16	12±7	36±27	24±24	18±12
SAC <sup>F</sup> <sub>1</sub>	42±41	47±34	66±9	74±12	85±9	63±22
SAC <sup>F</sup> <sub>2</sub>	37±23	41±30	29±37	18±39	75±13	55±30
SAC <sup>F</sup> <sub>3</sub>	34±41	40±33	16±47	17±41	32±35	45±26

Foram feitas cinco amostragens em cada fase.

No início da segunda fase notou-se tendência de queda nas eficiências de remoção de DBO e DQO, exceto para o SAC<sup>F</sup><sub>1</sub>, conseqüência do aumento da carga orgânica aplicada. Em sistemas de tratamento adaptados ao efluente a ser tratado, o aumento na carga orgânica aplicada leva a aumento nas taxas de remoção de matéria orgânica (TAO *et al.*, 2006). JING *et al.* (2002), no tratamento de esgoto doméstico, encontraram relação próxima à linearidade entre o aumento da carga (62 – 149 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de DQO) e aumento nas taxas de remoção de matéria orgânica (76 a 89%). CALHEIROS *et al.* (2007), no tratamento de águas provenientes do processamento do couro, obtiveram relação linear entre a carga aplicada (332 a 1.602 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de DQO) e a eficiência obtida (54 a 73%).

A maioria dos SACESFs apresentou recuperação da eficiência na remoção de matéria orgânica (fase III) (Tabela 3.2), fato atribuído à adaptação

do sistema à ARC, ao aumento do TRH e, também, à presença dos nutrientes adicionados à ARC, a partir da fase II.

A taxa de degradação em sistemas alagados construídos depende das relações entre os principais polímeros, como lignina, celulose e hemicelulose na água residuária em tratamento (MORAN *et al.*, 1989). É necessário um longo tempo de exposição do material orgânico da água residuária às bactérias e às enzimas produzidas por estas para induzir e manter a degradação de polímeros tóxicos e recalcitrantes (METCALF & EDDY, 2003), como os compostos fenólicos. Assim, recomenda-se aumentar o TRH para se obter maior eficiência na remoção desses compostos.

A concentração de nutrientes na água residuária influencia o crescimento de microrganismos, tanto aderidos quanto suspensos no meio, além da taxa de adesão ao substrato (MUELLER, 1996). TAO & HALL (2004) verificaram que a absorção de acetato por bactérias aumentou mais que o dobro com a aplicação de fertilizantes em lixívia de celulose, quando comparada àquela que não recebeu fertilizante. A fertilização estimulou as bactérias anaeróbias localizadas nos sedimentos do sistema alagado a utilizarem o acetato e a mineralizarem o material orgânico.

VRHOVSEK *et al.* (1996) obtiveram eficiências de 89 e 92%, respectivamente, na remoção de DBO e DQO, no tratamento de águas residuária da indústria alimentícia, em sistemas alagados construídos operando em série e precedidos por um sedimentador. Nestas avaliações, os autores aplicaram  $1.180 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de DQO nos sistemas alagados construídos. MASBOUGH *et al.* (2005) obtiveram remoção de 51 a 63% na DBO no tratamento de lixívia de celulose, em sistemas alagados com TRH de 7 dias e DBO variando de  $1.700$  a  $3.460 \text{ mg L}^{-1}$ . Os autores observaram maiores eficiências de remoção de poluentes naquelas células que receberam a lixívia com correção de pH (6,0) e adição de nutrientes (N, P e K). TAO *et al.* (2006), tratando lixívia da indústria de celulose, concluíram que  $0,4 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  de DQO ( $1.000 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de DQO, aproximadamente) é a carga máxima a ser aplicada em sistemas alagados construídos sem causar inibição da microbiota. Os autores ainda concluíram que, com o aumento do TRH, poderia ser obtido aumento na eficiência de remoção de matéria orgânica da água residuária.

SOHSALAM *et al.* (2008) aplicaram em sistemas alagados construídos cargas de  $612$  a  $1.213 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de DBO, e obtiveram eficiências médias de

74 a 89% e 15 a 68%, respectivamente, na remoção de DBO e DQO de águas residuárias do processamento da cana-de-açúcar. Diante dos resultados, os autores concluíram que a máxima taxa a ser aplicada das águas residuárias do processamento da cana-de-açúcar em sistemas alagados construídos é de 612 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de DBO, visto que em maiores concentrações houve redução da eficiência de remoção de matéria orgânica.

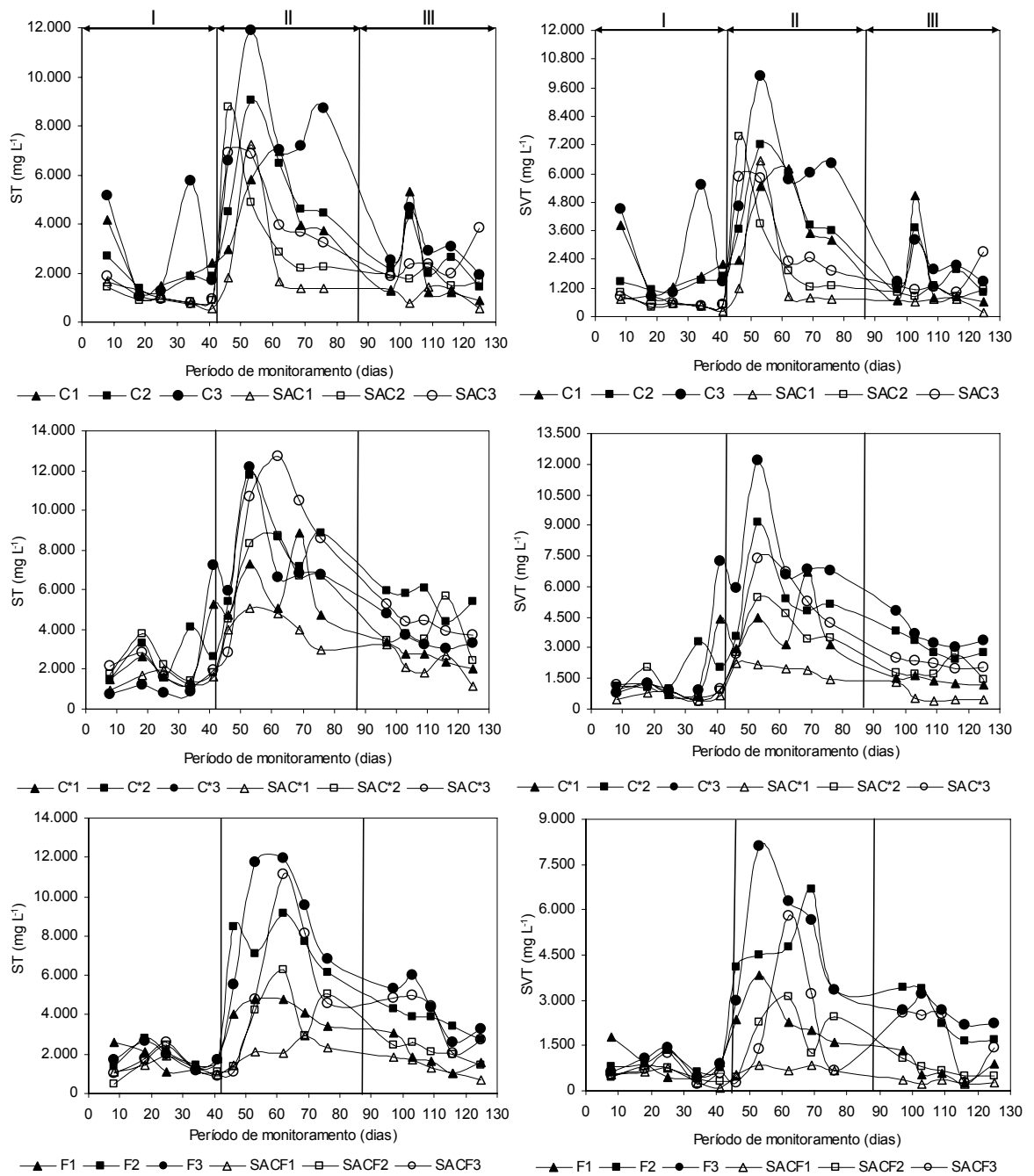
Nas condições climáticas de Viçosa-MG, foram obtidas eficiências médias de remoção de matéria orgânica da ordem de 90% no tratamento de efluentes da suinocultura (FREITAS, 2006) e de águas residuárias do processamento de leite (MATOS *et al.*, 2008), sendo que o primeiro autor aplicou 590 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de DQO, enquanto os últimos aplicaram 570 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de DBO (1.050 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de DQO).

Também trabalhando com efluentes da suinocultura, após pré-tratamento anaeróbio e por lodos ativados, LEE *et al.* (2004) aplicaram cargas orgânicas em sistemas alagados construídos que variaram de 390 a 1.370 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de DQO, obtendo 77 e 86% de remoção de DQO e DBO, quando aplicaram a máxima carga.

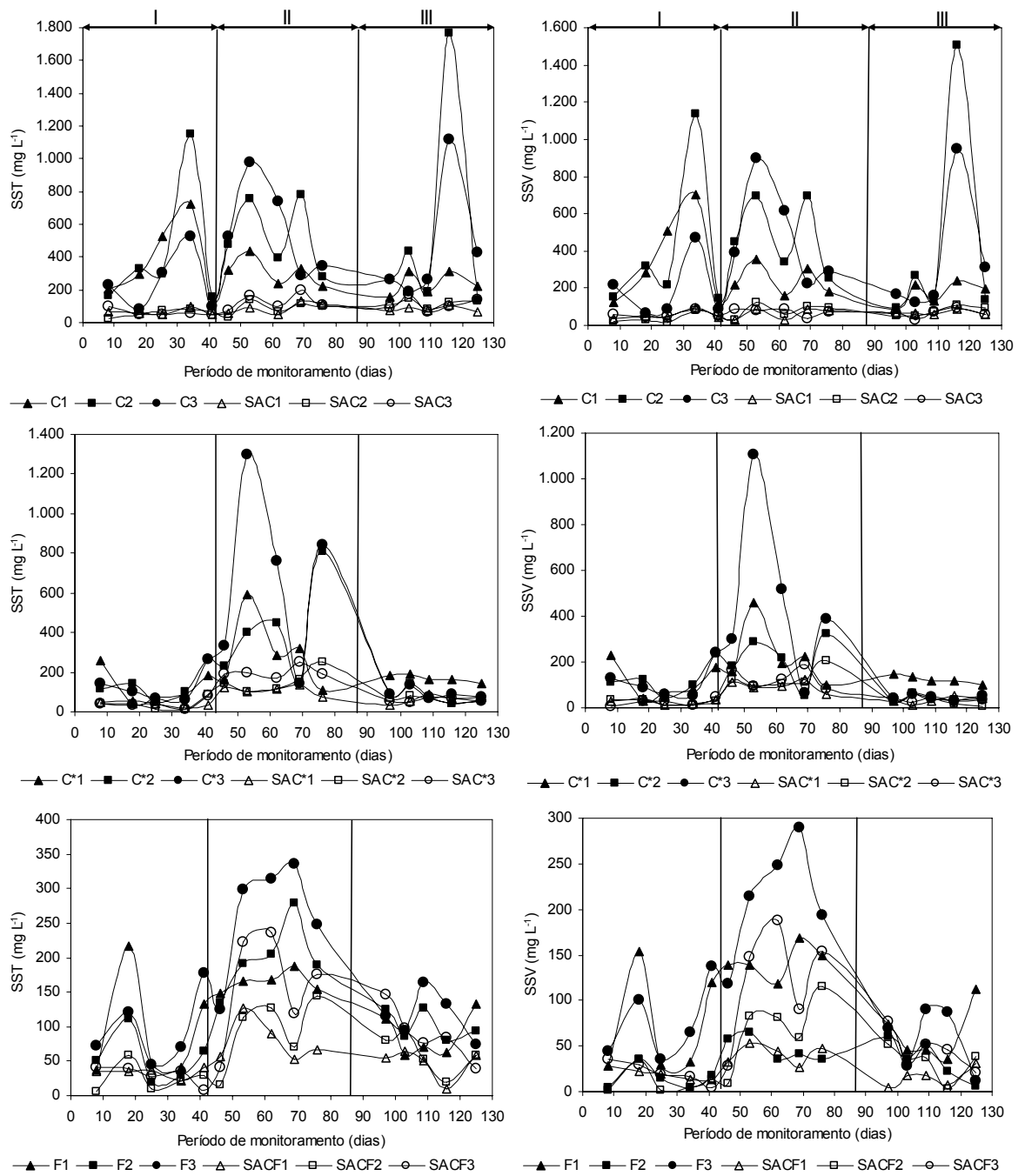
Verificam-se que as cargas orgânicas aplicadas neste trabalho durante a fase III, quando se utilizou ARC diluída a 50% (v/v) – SAC<sup>F</sup><sub>1</sub> (Tabela 3.1), estão em conformidade com aquelas encontradas na literatura para águas residuárias que apresentam compostos recalcitrantes. Entretanto, estão bem superiores às cargas recomendadas para aplicação de efluentes domésticos em sistemas alagados construídos que, segundo USEPA (2000), deve variar de 60 a 133 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de DBO. Verifica-se, também, maiores eficiências na remoção de matéria orgânica neste trabalho, quanto se utilizou como tratamento primário filtros anaeróbios (SAC<sup>F</sup>s) (Tabela 3.2). Acredita-se que o aumento do TRH nos SACESFs poderia aumentar, ainda mais, a eficiência de remoção de poluentes da ARC, principalmente para os SAC<sup>F</sup>s.

Na Figura 3.8 e 3.9 estão mostradas as variações na concentração de ST, SVT, SST e SSV afluente e efluente aos SACESFs. Na Tabela 3.3 estão apresentadas as eficiências médias na remoção destas variáveis e o desvio padrão, obtidos durante todo o período de operação dos SACESFs, nas três fases do experimento.





**Figura 3.8.** Concentrações de ST e SVT afluente e efluente nos SACESFs, durante as três fases de monitoramento do sistema.



**Figura 3.9.** Concentrações de SST e SVT afluente e efluente nos SACESFs, durante as três fases de monitoramento do sistema.

**Tabela 3.3.** Eficiências (%) médias e desvio padrão de remoção de ST, SVT, SST e SSV nos SACESFs, em cada fase operacional do sistema

SACESFs	Fase I				Fase II				Fase III			
	ST	SVT	SST	SSV	ST	SVT	SST	SSV	ST	SVT	SST	SSV
SAC <sub>1</sub>	46±32	64±27	78±12	79±12	44±40	54±43	70±14	74±11	18±44	35±42	64±7	58±17
SAC <sub>2</sub>	44±14	57±17	79±13	86±12	22±65	28±76	81±11	82±11	17±34	27±38	56±32	59±26
SAC <sub>3</sub>	44±34	64±23	65±21	60±17	39±25	41±39	72±23	73±23	6±60	18±59	61±33	63±23
SAC* <sub>1</sub>	27±34	39±37	50±52	56±59	29±19	48±18	51±24	50±19	18±24	55±23	61±16	72±16
SAC* <sub>2</sub>	3±44	22±67	72±8	77±9	15±12	27±10	48±37	17±68	29±33	35±27	15±19	19±47
SAC* <sub>3</sub>	8±49	16±55	65±14	73±17	23±31	31±21	41±70	17±125	35±9	37±7	29±28	12±32
SAC <sup>F</sup> <sub>1</sub>	11±53	34±58	45±33	54±37	47±16	47±34	52±18	70±10	25±24	54±20	42±36	74±14
SAC <sup>F</sup> <sub>2</sub>	28±31	39±19	53±23	75±16	47±26	41±30	53±27	55±26	43±6	72±3	39±33	50±29
SAC <sup>F</sup> <sub>3</sub>	20±33	27±14	59±23	61±30	39±31	61±35	42±22	44±26	13±9	31±34	21±35	2±46

Foram feitas cinco amostragens em cada fase.

Acredita-se que as maiores remoções de ST e SST ( $P < 0,1$ ) (Tabela 3.14B, Apêndice B), durante a fase I nos SACESFs (Tabela 3.3), deveram-se ao fato da maior parte dos sólidos presentes na ARC afluyente estar na forma de sólidos em suspensão. Os sistemas alagados são eficientes na redução de sólidos suspensos, por meio de processos ocorridos no meio granular: sedimentação nos interstícios, retenção por restrição ao escoamento (filtração) e adesão aos grânulos do material suporte (em razão da ação da força de van der Waals) (METCALF & EDDY, 2003). Os sistemas alagados funcionam como filtro horizontal, de modo a favorecerem a separação dos SST por sedimentação, ocorrendo retenção física e adsorção de material particulado sobre o biofilme aderido ao material suporte e as raízes desenvolvidas nesse meio (USEPA, 2000).

Houve significativa redução na concentração de SST na ARC lançada nos SAC\*s e SAC<sup>F</sup>s, causada pela adição da cal, o que levou a coagulação/floculação do material particulado em suspensão, proporcionando a sedimentação dessas partículas e conseqüente clarificação da ARC.

Apesar de não apresentarem diferenças significativas ( $P < 0,1$ ) (Tabela 3.17B, Apêndice B), houve tendência de redução nas eficiências de remoção dos sólidos, na terceira fase, o que foi provavelmente ocasionado pela saturação do sistema e também devido à senescência dos vegetais nos SACs, SAC\*<sub>2</sub>, SAC\*<sub>3</sub> e SAC<sup>F</sup><sub>3</sub>. Nos demais sistemas, procedeu-se o corte dos vegetais, o que pode ter causado a senescência de parte do sistema radicular vegetal sendo estas carreadas para fora do sistema.

Em sistemas alagados ocorre a geração de material particulado advindo dos fragmentos e detritos produzidos pelas partes submersas e aéreas das plantas, o mesmo acontecendo com os microrganismos presentes no meio (HUSSAR, 2001). Segundo BRASIL *et al.* (2005), parte dos sólidos em suspensão será incorporado à massa microbiana desenvolvida no meio, outra parte será acumulada no sistema alagado, e provavelmente os sólidos remanescentes no efluente não são parte daqueles lançados no sistema, mas, certamente, são materiais convertidos ou produzidos no meio. As reduções nas eficiências de remoção de sólidos com o tempo podem estar associadas à degradação do material orgânico acumulado que, tal como relatado por BAVOR *et al.* (1989), apresenta ciclo sazonal nos processos de acumulação e liberação de sólidos.

A variação na concentração de SST (Figura 3.9) nos efluentes dos SACESFs não acompanhou a instabilidade da concentração afluente, indicando que os SACs e os SAC\*s foram pouco sensíveis às variações de carga e que apresentaram maior capacidade em amortecê-las, de forma semelhante ao que foi observado por LEE *et al.* (2004) e FREITAS (2006), no tratamento de águas residuárias da suinocultura. Este fato não foi verificado nos SAC<sup>F</sup>s, pois os seus afluentes apresentaram maiores concentrações de sólidos dissolvidos comparadas às de sólidos em suspensão. Justificativa semelhante pode se feita em relação aos ST (Figura 3.8), já que não se constatou o amortecimento das cargas orgânicas aplicadas, pelo fato do afluente apresentar elevadas concentrações de sólidos totais, principalmente na forma dissolvida. Sabe-se que a remoção de sólidos dissolvidos é menor em sistemas alagados. Fato semelhante foi relatado por MATOS *et al.* (2008), no tratamento de efluentes do processamento do leite, quando se conseguiu, em média, 70% de eficiência na remoção de ST, sendo que a maior parte (73%) de ST no efluente era constituída por sólidos dissolvidos. FREITAS (2006) também obteve relativamente baixas eficiências (62%) na remoção de ST, no tratamento de águas residuárias da suinocultura, com concentração afluente de 2.272 mg L<sup>-1</sup>, em sistema alagado construído. Nos SAC<sup>F</sup>s essa relativamente baixa eficiência na remoção de ST pode ser atribuída à qualidade da água residuária aplicada, já que a mesma recebeu pré-tratamento em filtro orgânico, proporcionando a obtenção de um efluente no qual fração considerável dos ST era sólidos dissolvidos.

As eficiências médias de remoção de SST encontradas neste trabalho, durante as fases I e II, em todos os SACESFs e, durante a fase III, nos SACs e no SAC\*<sub>1</sub> foram próximas àquelas encontradas por KNIGHT *et al.* (2000) no tratamento de águas residuárias de criatórios de animais, as quais foram de 53%. No entanto, torna-se importante salientar que esses autores trabalharam com maiores concentrações médias afluentes, as quais foram de 585 mg L<sup>-1</sup> de SST. FREITAS (2006), em seu trabalho com águas residuárias da suinocultura, obteve remoções médias de 91% na concentração de SST, para uma concentração afluente de 1.218 mg L<sup>-1</sup>.

### 3.3.2.2 Remoção de nutrientes

Baseado nas análises químicas e físicas efetuadas na água residuária ao longo do experimento e no volume total aplicado, foi calculada a carga média de nutrientes aplicada em cada SACESF, durante as três fases experimentais (Tabela 3.4).

**Tabela 3.4.** Carga média de nutrientes aplicada nos SACESFs ( $\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$ )

SACESFs	Fase I			Fase II			Fase III		
	N	P	K	N	P	K	N	P	K
SAC <sub>1</sub>	26,2	3,8	50,6	43,6	4,9	114,8	23,8	1,6	61,6
SAC <sub>2</sub>	37,4	4,7	57,4	87,9	7,4	195,4	41,0	3,3	107,9
SAC <sub>3</sub>	28,4	2,9	53,2	109,6	9,1	257,7	55,1	4,1	148,1
SAC* <sub>1</sub>	15,9	2,5	60,6	197,7	6,0	133,2	121,9	1,1	62,9
SAC* <sub>2</sub>	16,5	2,5	98,5	247,5	8,3	193,2	178,2	1,1	119,1
SAC* <sub>3</sub>	16,1	2,2	57,8	351,7	8,1	265,1	209,6	1,2	123,5
SAC <sup>F</sup> <sub>1</sub>	15,5	3,1	53,7	137,3	4,4	142,9	97,0	0,7	58,1
SAC <sup>F</sup> <sub>2</sub>	20,1	3,5	102,3	281,0	4,2	178,8	108,2	0,5	81,6
SAC <sup>F</sup> <sub>3</sub>	19,1	3,0	58,5	310,5	7,4	261,7	159,3	1,1	105,2

Foram feitas cinco amostragens em cada fase.

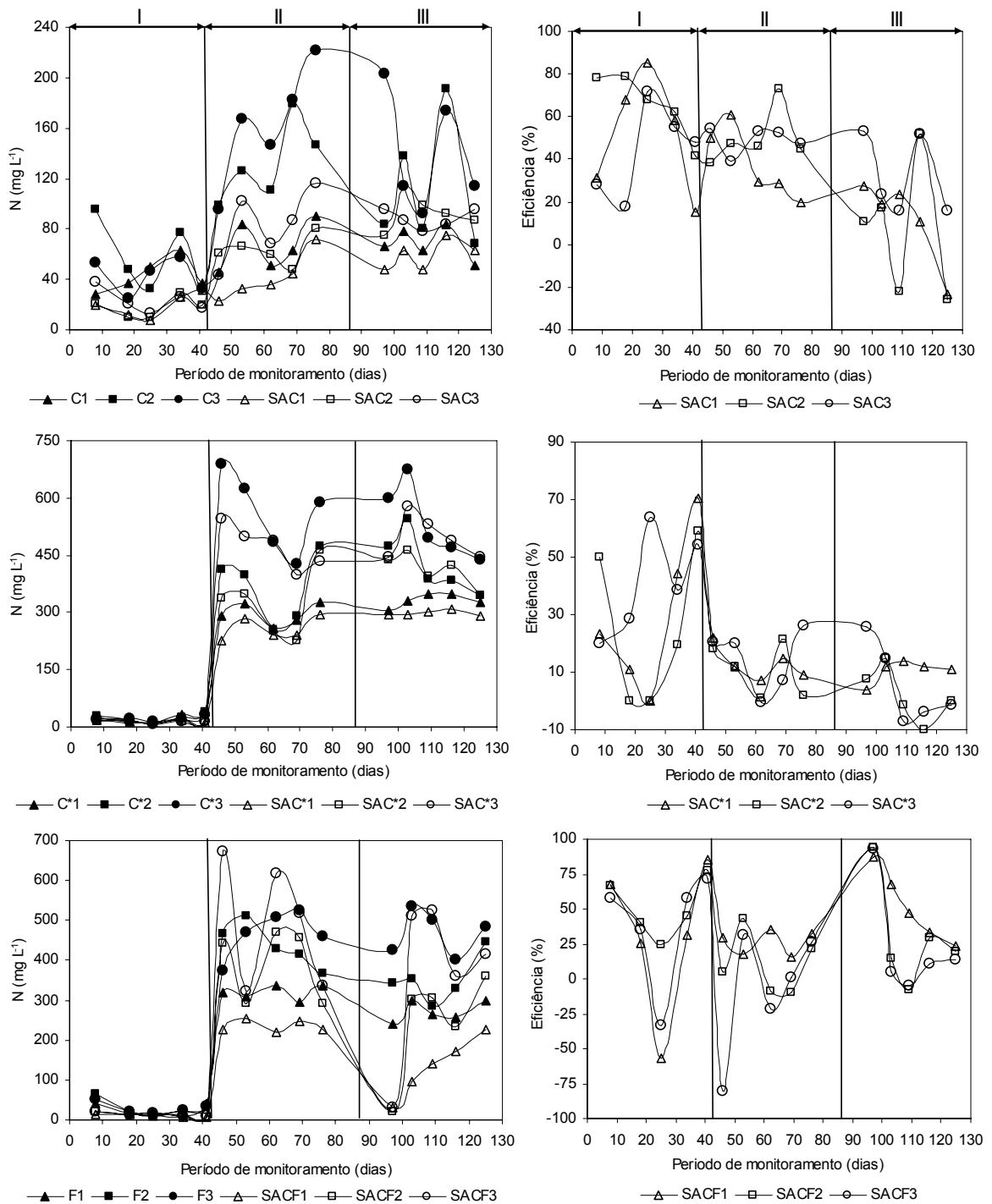
As eficiências médias e o desvio padrão de remoção de nitrogênio, fósforo e potássio nos SACESFs estão apresentados na Tabela 3.5.

**Tabela 3.5.** Eficiências (%) médias e desvio padrão de remoção de N, P e K nos SACESFs, em cada fase operacional

SACESFs	Fase I			Fase II			Fase III		
	N	P	K	N	P	K	N	P	K
SAC <sub>1</sub>	52±28	63±17	-3±10	38±17	79±5	2±21	11±21	62±15	-4±14
SAC <sub>2</sub>	66±15	62±16	-5±9	50±13	45±17	4±11	6±32	24±18	1±11
SAC <sub>3</sub>	44±22	57±20	-11±7	49±6	40±15	1±4	32±19	26±25	-1±13
SAC* <sub>1</sub>	30±28	19±41	-65±67	13±16	27±46	-1±18	10±4	5±45	-14±26
SAC* <sub>2</sub>	26±28	3±38	-27±26	11±9	44±43	-12±22	2±9	23±40	-8±15
SAC* <sub>3</sub>	41±18	4±38	-82±46	15±11	29±15	12±13	6±14	41±30	-8±18
SAC <sup>F</sup> <sub>1</sub>	31±55	64±37	-74±52	26±9	28±23	11±35	52±26	28±20	-51±37
SAC <sup>F</sup> <sub>2</sub>	51±21	48±32	4±45	10±22	30±28	14±27	30±38	7±27	-25±24
SAC <sup>F</sup> <sub>3</sub>	38±42	49±43	-64±50	-8±45	33±43	9±29	23±39	9±24	-11±22

Foram feitas cinco amostragens em cada fase.

No SAC<sub>1</sub> e SAC<sub>2</sub> e em todos os SAC\*s houve tendência de redução na eficiência de remoção de nitrogênio com o aumento da carga orgânica aplicada (fase I e fase II) (Figura 3.10), tal como observado por JING & LIN (2004) e MATOS *et al.* (2008). Esta redução pode ter ocorrido devido à sobrecarga dos sistemas com este nutriente, condição semelhante à relatada por BRASIL *et al.* (2005).



**Figura 3.10.** Concentrações de nitrogênio afluente e efluente e eficiências de remoção nos SACESFs, durante as três fases de monitoramento.

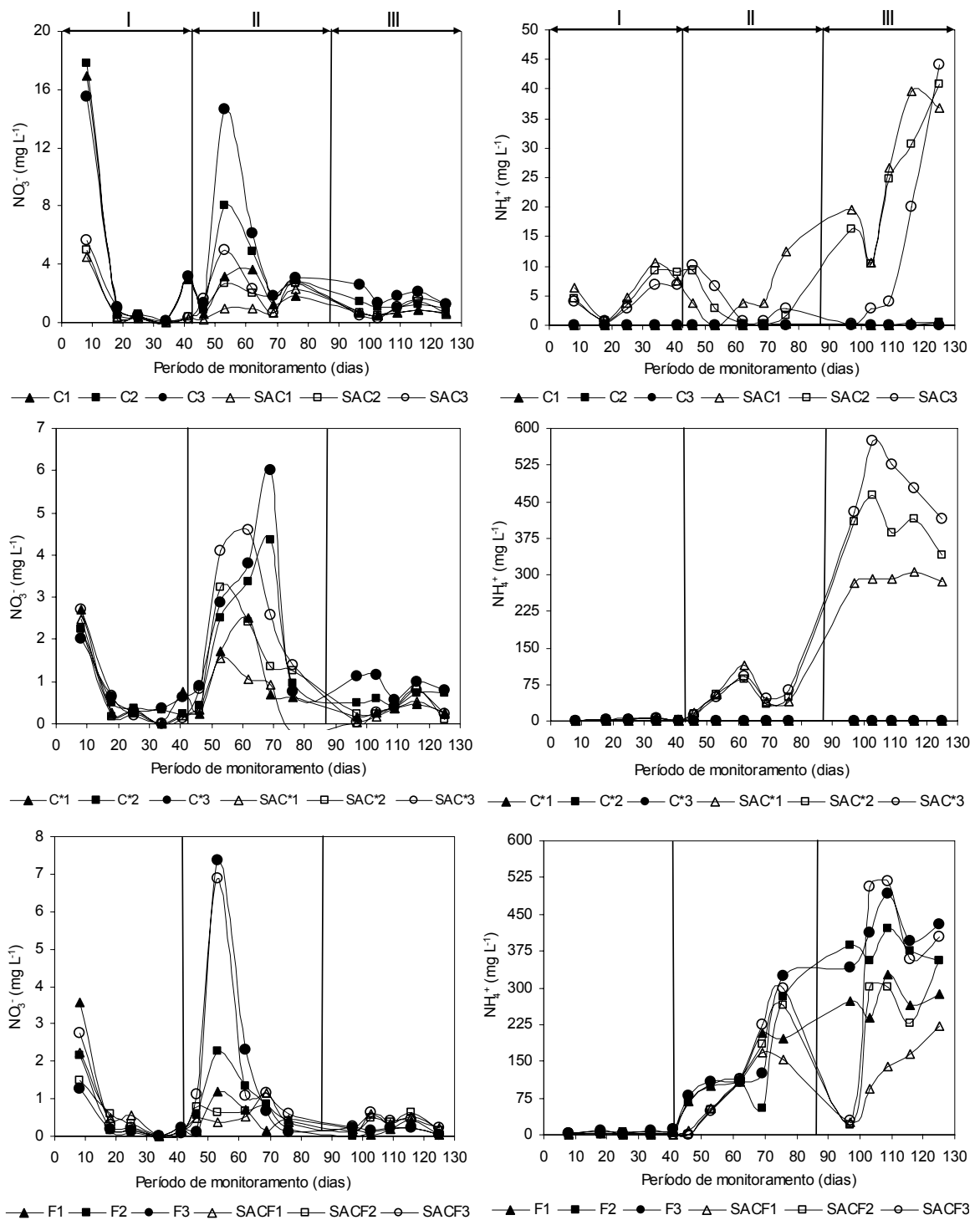


Outro fator que pode ter influenciado na redução na remoção de nitrogênio nos SACESFs foi a senescência da maioria das plantas, visto que as plantas são importantes fontes extratoras de nutrientes, tal como reportado por LIM *et al.* (2001). Segundo estes autores, 26% do nitrogênio aportado ao sistema alagado por meio de esgoto doméstico foram removidos pela taboa.

Segundo REED *et al.* (1995) e MANDER *et al.* (2004), a maior parte da remoção de nitrogênio por sistemas alagados se dá por processos de nitrificação e desnitrificação, sendo os microrganismos os principais responsáveis por essas transformações. No entanto, neste experimento, devido às elevadas cargas orgânicas aplicadas, as quais reduziram a disponibilidade de oxigênio no meio, a maior parte do nitrogênio se apresentou na forma de amônio e não de nitrato (Figura 3.11). Desta forma, acredita-se que o processo de nitrificação e desnitrificação não tenha ocorrido de forma significativa de modo a contribuir efetivamente para remoção de nitrogênio do sistema. VYMAZAL (1998) afirmou que a principal razão das pequenas remoções de nitrogênio em sistemas alagados construídos é a nitrificação incompleta do efluente, devido à baixa disponibilidade de oxigênio no meio.

Na fase III, houve redução na carga orgânica aplicada e, conseqüentemente, no aporte de nitrogênio aos sistemas. No entanto, as taxas de aplicação de nitrogênio continuaram elevadas (Tabela 3.4), quando comparadas aos valores encontrados na literatura que variam de 3 a 40 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de nitrogênio (HUNT *et al.*, 1999; LIN *et al.*, 2002; KUSCHK *et al.*, 2003; TUNÇSIPER *et al.*, 2004; POACH *et al.*, 2004; Brasil *et al.*, 2005). A liberação de nutrientes, por degradação do tecido vegetal, após o início da senescência das plantas, também pode ter contribuído para o aumento da concentração de nitrogênio efluente.

No SAC<sub>3</sub>, houve tendência de manutenção das eficiências médias de remoção de nitrogênio da fase I para fase II, com pequena redução na fase III (P<0,1) (Tabelas 3.24B e 3.27B, Apêndice B).



**Figura 3.11.** Concentrações de nitrato e amônio afluente e efluente dos SACESFs, durante as três fases de monitoramento.

Nos SAC<sup>F</sup>s, observa-se tendência de redução na eficiência de remoção de nitrogênio com o aumento da carga aplicada. No entanto, nota-se tendência de aumento da eficiência de remoção na fase III, principalmente no SAC<sub>1</sub><sup>F</sup>, cuja eficiência superou àquela obtida na fase I. Pelo fato da água residuária passar pelos filtros anaeróbios antes de serem lançados nos SAC<sup>F</sup>s, houve aumento na degradação das moléculas orgânicas contendo nitrogênio, sendo estas

convertidas a amônio (Figura 3.11), que é uma forma de mais fácil degradação. Isto, provavelmente, favoreceu a remoção do nitrogênio pelos vegetais presentes nos SAC<sub>1</sub><sup>F</sup> e SAC<sub>2</sub><sup>F</sup>, e em menor proporção no SAC<sub>3</sub><sup>F</sup>, que não possuía vegetação devido à senescência da mesma. Além disso, a liberação de compostos orgânicos contendo nitrogênio pelo tecido vegetal morto pode ter contribuído para o aumento na concentração de nitrogênio nos efluentes dos SACESFs, principalmente aqueles que receberam maiores cargas orgânicas (SAC<sub>3</sub>, SAC<sub>3</sub><sup>\*</sup> e SAC<sub>3</sub><sup>F</sup>).

Neste trabalho, não foi verificada eficiente remoção de amônio da ARC aplicada. Os SACESFs formaram um ambiente ideal para a degradação do nitrogênio orgânico e da uréia, adicionada para equilíbrio nutricional da ARC aos afluentes dos SAC\*s e SAC<sup>F</sup>s, e sua conversão em amônio. Esses resultados diferiram do que foi observado por FREITAS (2006), que constatou remoção de amônio ao longo dos sistemas alagados construídos no tratamento de águas residuárias da suinocultura, entretanto, há de se ressaltar que o autor utilizou sistemas alagados construídos de 24 m de comprimento, enquanto neste experimento, os SACESFs eram de 1,5 m de comprimento.

A temperatura pode ter influenciado a remoção de nitrogênio nos SACESFs, visto que o experimento ocorreu no período de inverno. Com a redução da temperatura há queda na atividade vegetal e microbiana. KUSCHK *et al.* (2003) encontraram eficiências de 53 e 11% na remoção de nitrogênio de águas residuárias quando operou sistemas alagados no verão e no inverno, respectivamente, independente da carga orgânica aplicada. Efeito semelhante também foi observado por POACH *et al.* (2004) e FREITAS (2006).

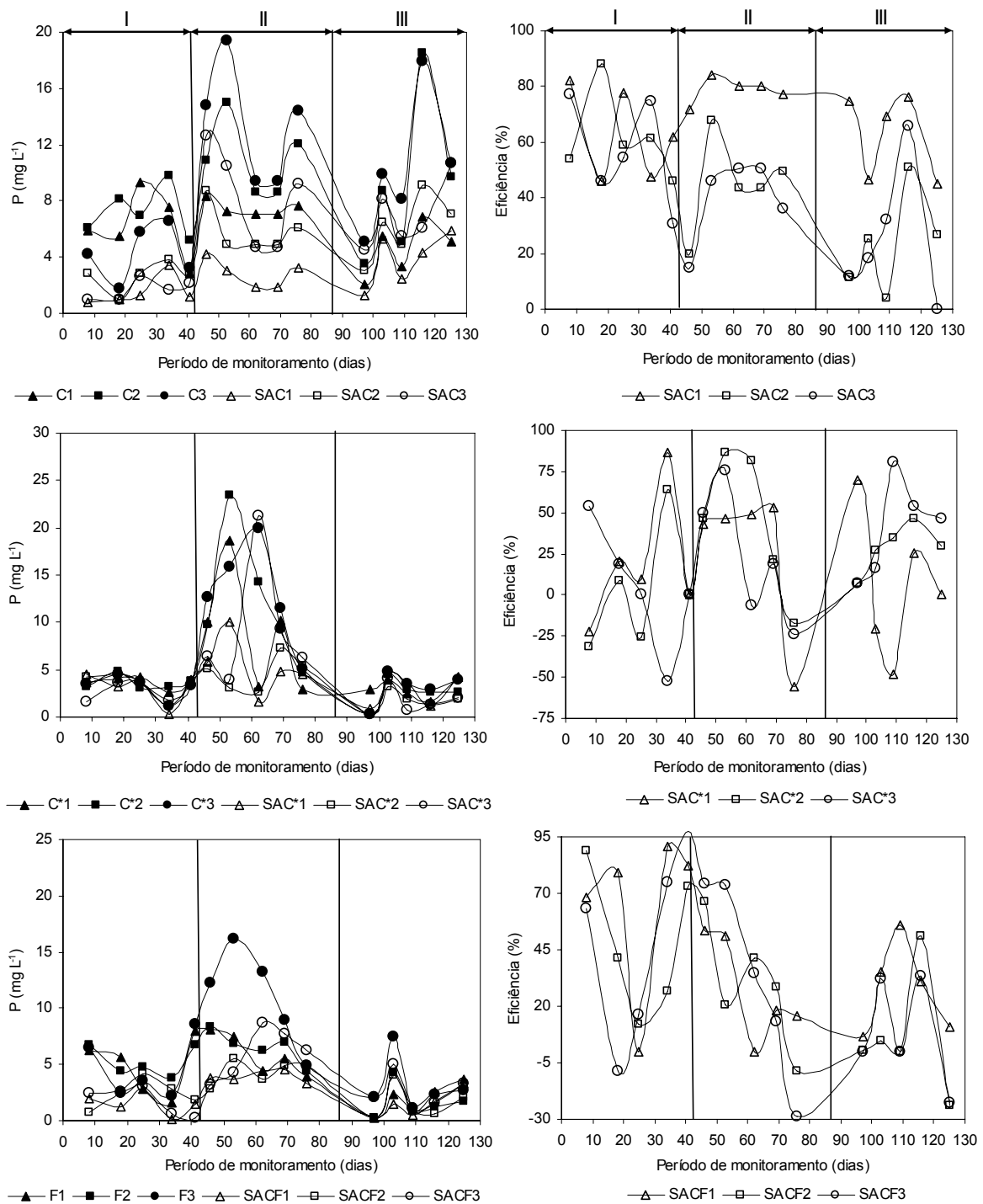
As eficiências médias na remoção de nitrogênio, obtidas neste trabalho, podem ser consideradas satisfatórias, principalmente durante a fase I, em todos os SACESFs, e na fase III no SAC<sub>1</sub><sup>F</sup>, com eficiências de remoção superiores a 50%. Segundo VON SPERLING (2005), a eficiência média de remoção de nitrogênio em sistemas alagados construídos é inferior a 60%. Com a aplicação de menores cargas de nitrogênio POACH *et al.* (2004) encontraram em sistemas alagados construídos para tratamento de águas residuárias da suinocultura, remoções de 10 a 75% nas cargas aplicadas, e valor médio de 44% para cargas que variaram de 7 a 40 kg ha<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup> de nitrogênio. Também, no tratamento de águas residuárias da suinocultura, STONE *et al.* (2004) encontraram eficiência média de 33% em sistemas

alagados cultivados com um misto de plantas de *Scirpus* e taboa, enquanto FREITAS (2006) obteve 58% de eficiência média em sistemas alagados construídos cultivados com taboa, alternantera e capim tifton 85, aplicando uma carga média de  $93 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$  de nitrogênio. BRASIL *et al.* (2005) observaram redução média de 57% nas concentrações de nitrogênio quando aplicou cargas que variaram de 3 a  $11 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$  de nitrogênio.

Apesar de ter sido feita a correção nutricional da ARC com adição de adubo fosfatado nos afluentes dos SAC\*s e SAC<sup>F</sup>s, as concentrações afluentes desses sistemas ainda foram menores que as concentrações afluentes aos SACs (Figura 3.12). Pois, houve remoção de fósforo nos tanques de correção de pH e nos reservatórios reguladores de nível, com a precipitação de fosfato de cálcio ( $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ ), visto que foi utilizado cal hidratada ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ) para correção do pH. Estudos anteriores têm mostrado que materiais ricos em cálcio podem remover efetivamente o elemento fósforo e substâncias tóxicas das águas residuárias, tanto pela adsorção, quando o material é utilizado como material suporte, quanto pela precipitação de formas químicas estáveis de fosfato (DeBUSK *et al.*, 2004; TANAKA *et al.*, 2007; KAASIK *et al.*, 2008).

Exceto para o SAC<sub>1</sub>, que manteve a eficiência na remoção, os demais SACs e os SAC<sup>F</sup>s apresentaram tendência de redução na eficiência de remoção de fósforo com o aumento da carga orgânica aplicada. Este comportamento assemelhou-se aos obtidos por LIN *et al.* (2002) que, ao trabalharem com água residuária de aquicultura em sistemas alagados, obtiveram relação linear positiva entre as concentrações efluentes de fosfato e as taxas aplicadas.

As eficiências na remoção de P nos SAC\*s oscilaram entre as fases, não havendo desenvolvimento de tendências. As eficiências negativas (concentração efluente maior que a concentração afluente) apresentadas pelos SAC\*s e SAC<sup>F</sup>s, principalmente durante as fases II e III, ocorreram, provavelmente, em razão do arraste de material retido, possivelmente rico em fosfato de cálcio, devido às oscilações bruscas nas vazões. Este comportamento foi menos acentuado nos SACs.



**Figura 3.12.** Concentração de fósforo afluente e efluente e eficiência na sua remoção nos SACESFs, durante as três fases de monitoramento.

Trabalhos encontrados na literatura citam que o tratamento de águas residuárias agroindustriais, principalmente aquelas originadas de suinoculturas e bovinoculturas, em sistemas alagados construídos conseguem remover entre 35 e 96% do fósforo adicionado ao sistema, dependendo do aporte de fósforo ao sistema e da idade do sistema. Geralmente, maiores remoções estão relacionadas às menores cargas aplicadas (Hammer *et al.*, 1993; Hunt &

Poach, 2000; Newman *et al.*, 2000; Schaafsma *et al.*, 2000; *apud* GOTTSCHALL *et al.*, 2007). Segundo VON SPERLING (2005), a remoção de fósforo em sistemas alagados construídos, utilizados no tratamento de esgoto doméstico, é inferior a 35%. Em sistemas alagados utilizados no tratamento de água residuária da bovinocultura, Crolla & Kinsley (2002) *apud* GOTTSCHALL *et al.* (2007) obtiveram eficiências da ordem de 58% na remoção de fósforo, durante os quatro primeiros anos de operação do sistema. Após oito anos de operação, o sistema apresentou decréscimo na eficiência média de remoção, passando a eficiência a ser de 32% (GOTTSCHALL *et al.*, 2007), sendo aplicadas cargas de fósforo da ordem de  $3,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ . BRASIL *et al.* (2005), operando sistemas alagados construídos para tratamento de esgoto doméstico, aplicaram cargas de fósforo que variaram de  $1,0$  a  $6,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$  e obteve eficiências médias de remoção de 35 a 48%, com TRHs de 1,9 e 3,8 dias, respectivamente. DeBUSK *et al.* (2004) obtiveram 46% de eficiência na remoção de fósforo em um sistema alagado com TRH de 0,8 dias, entretanto a carga de fósforo aplicada foi de  $7,0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  (correspondendo a  $0,02 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ ). FREITAS (2006) alcançou remoções de 33 e 55% no tratamento de água residuária da suinocultura em sistemas alagados construídos cultivados com taboa e alternantera, com uma taxa de aplicação média de  $22 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$  de fósforo.

Comparando-se as cargas de fósforo aplicadas neste trabalho (Tabela 3.4) com aquelas encontradas na literatura, pode-se dizer que as eficiências obtidas foram relativamente próximas (Tabela 3.5). De modo geral, acredita-se que as menores eficiências na remoção de fósforo apresentadas pelos sistemas que receberam correção de pH sejam devidas à formação de fosfatos, principalmente fosfato de cálcio, que apresenta baixa solubilidade, ficando menos disponível para a utilização microbiana e absorção pelos vegetais. Além disso, as variações bruscas de vazão podem ter arrastado o precipitado formado entre o fósforo e o cálcio, o que reduziu a eficiência média dos SACESFs que receberam ARC com correção de pH.

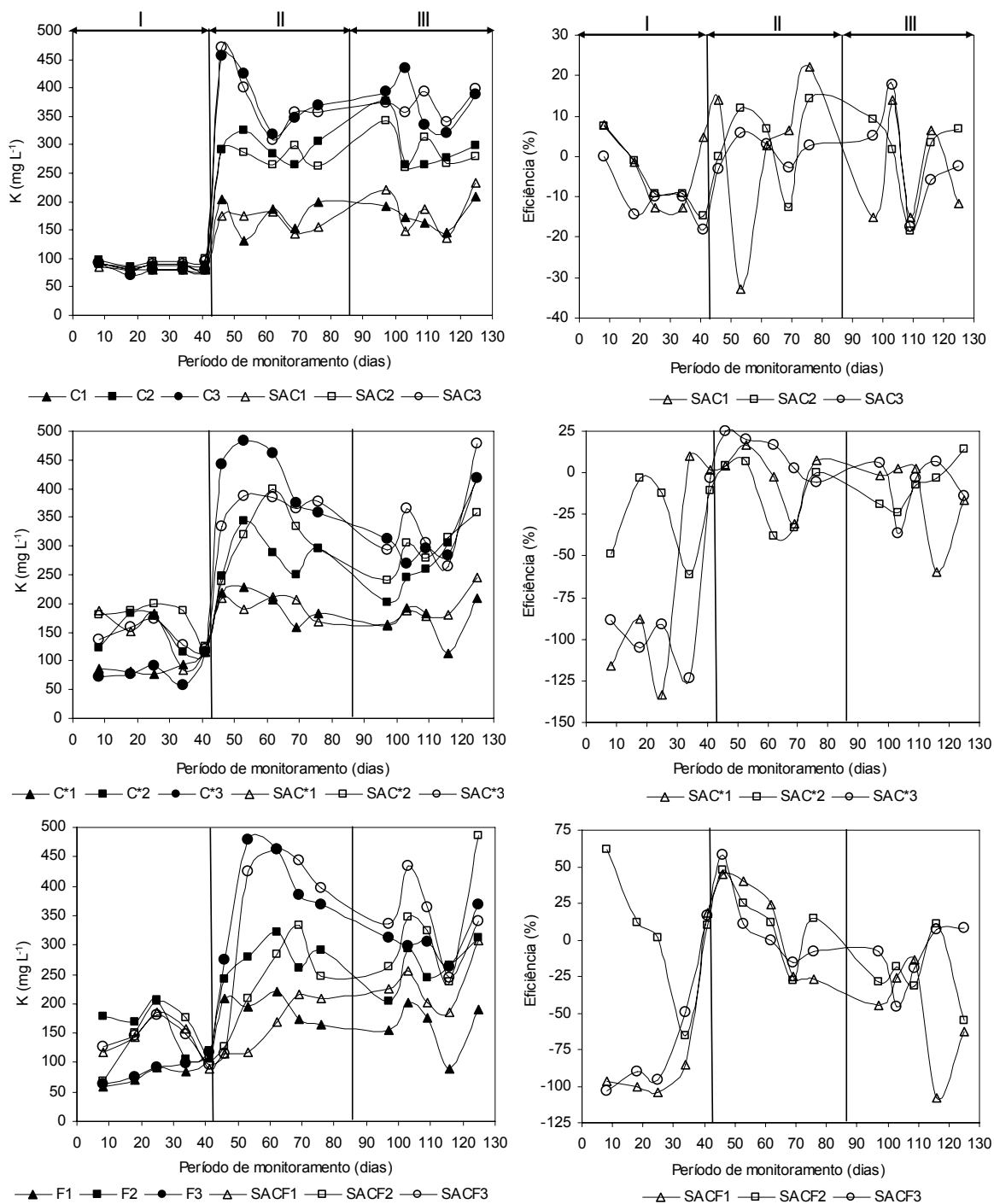
Para lançamento de efluentes em corpos hídricos receptores, não existem padrões para o potássio, daí a escassez de informações, na literatura, quanto à remoção deste elemento em sistemas de tratamento de efluentes. No entanto, elevadas concentrações de potássio em relação às de cálcio e magnésio, podem causar dispersão da argila, promovendo a desagregação do

solo e, por conseqüência, diminuição de sua permeabilidade (MATOS & SEDIYAMA, 1996). Assim, faz-se necessário o monitoramento desse elemento, a fim de se evitar problemas com relação ao possível aproveitamento agrícola do efluente dos sistemas alagados construídos. Outro fator a ser considerado é o efeito do potássio nas plantas cultivadas nos sistemas alagados construídos. A concentração elevada de potássio e outros sais na zona radicular resulta em diminuição no potencial osmótico da solução e no fluxo de água no sentido solo-planta-atmosfera, com conseqüente redução na transpiração da planta, afetando seu crescimento (RHOADES & LOVEDAY, 1990).

As concentrações efluentes seguiram a mesma tendência de variação observada nos afluentes (Figura 3.13), denotando a sensibilidade do sistema às taxas de aporte de potássio. As eficiências médias de remoção de potássio na maioria dos SACESFs foram negativas, ou seja, a concentração deste elemento nos afluentes foi menor que as concentrações efluentes.

A senescência dos vegetais na maioria dos SACESFs influenciou negativamente na remoção deste elemento, pois o potássio não se associa com material orgânico, que é passível de retenção no meio poroso. Deste modo, a forma mais expressiva de remoção é por meio da absorção vegetal. Além disso, considerando que o potássio apresenta grande solubilidade na fase aquosa, pode-se considerar que as pequenas remoções observadas foram devido às imobilizações temporárias deste elemento, inclusive nas raízes e rizomas, pela *Typha* e *Alternanthera*, por incorporação ao protoplasma da biomassa microbiana, que constitui o biofilme formado junto ao meio-suporte.

Outro fator que contribuiu para as reduzidas eficiências na remoção de potássio nos SACESFs foram as elevadas taxas de aplicação deste nutriente no sistema (Tabela 3.4). BRASIL *et al.* (2005) obtiveram eficiências médias de remoção de potássio que variaram de 23 a 52%, entretanto este autor aplicou taxas que variaram de 2 a 11 kg ha<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup> de potássio. FREITAS (2006) obteve eficiências de remoção que variaram de 29 a 46%, para uma taxa de aplicação média de 36 kg ha<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup> de potássio. Ambos os autores aplicaram taxas bem inferiores àquelas aplicadas neste trabalho. Entretanto, de tudo isso que foi comentado, a evapotranspiração, proporcionada nos SACESFs foi o fator de maior responsabilidade no aumento da concentração efluente de potássio, já que proporciona a saída de água e, com isso, concentra os sais no sistema.

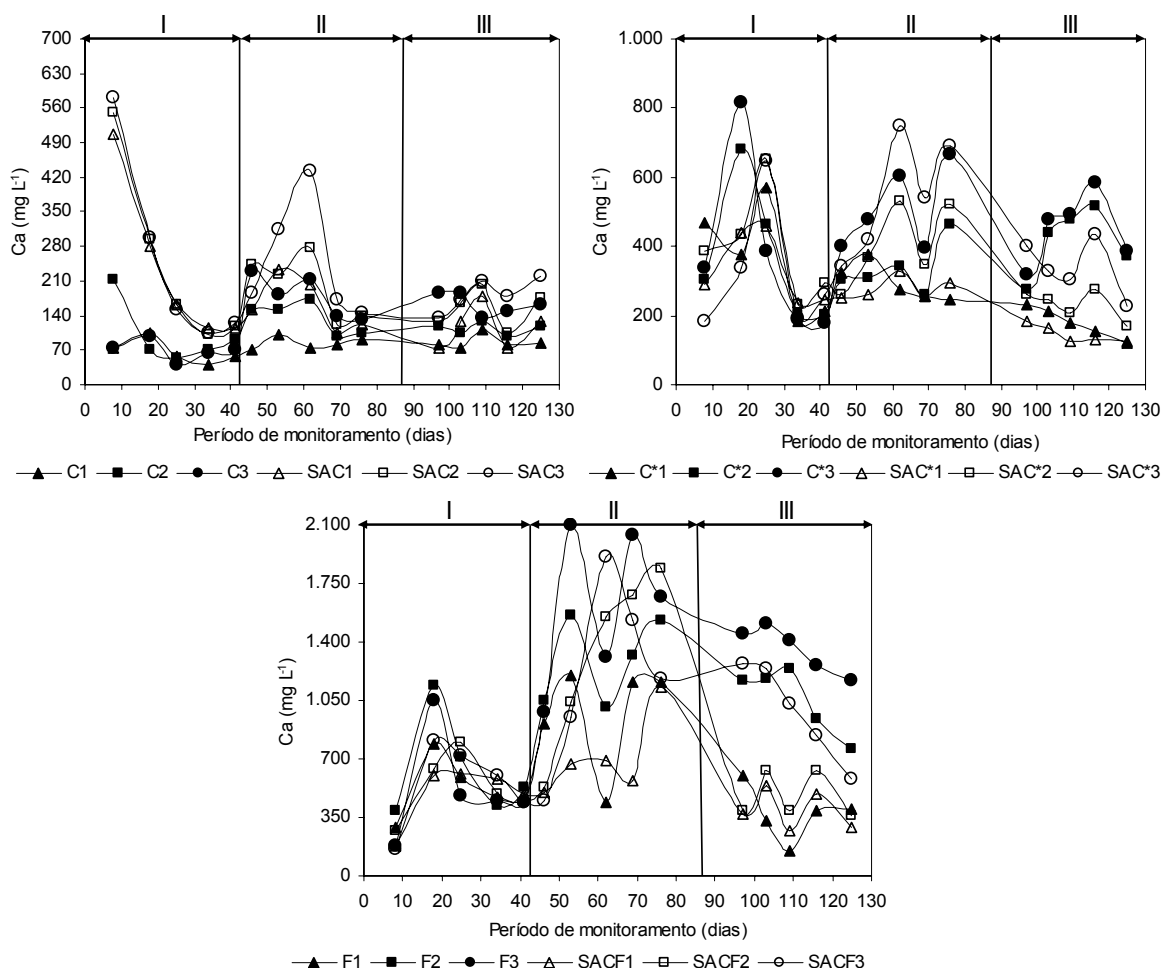


**Figura 3.13.** Concentrações de potássio afluente e efluente e eficiência na sua remoção nos SACESFs, durante as três fases de monitoramento.

Semelhante ao ocorrido com os demais nutrientes avaliados, a concentração de cálcio efluente aumentou com o aumento na concentração afluente (Figura 3.14). A maior concentração de cálcio nos efluentes dos SACs, quando comparada à quantificada nos afluentes, durante a fase I, se deve, provavelmente, à liberação deste cátion pela brita. Durante a fase II, houve aumento na concentração de cálcio, devido ao aumento na quantidade adicionada de cal para correção do pH da água residuária, visto que a



quantidade de cal foi adicionada em função da carga orgânica aplicada e que, nesta fase, foi aumentada. Durante a fase III, houve redução na concentração de matéria orgânica da ARC, devido ao armazenamento da mesma, assim reduziu-se também a quantidade de cal adicionada e, conseqüentemente, redução nas concentrações de cálcio.



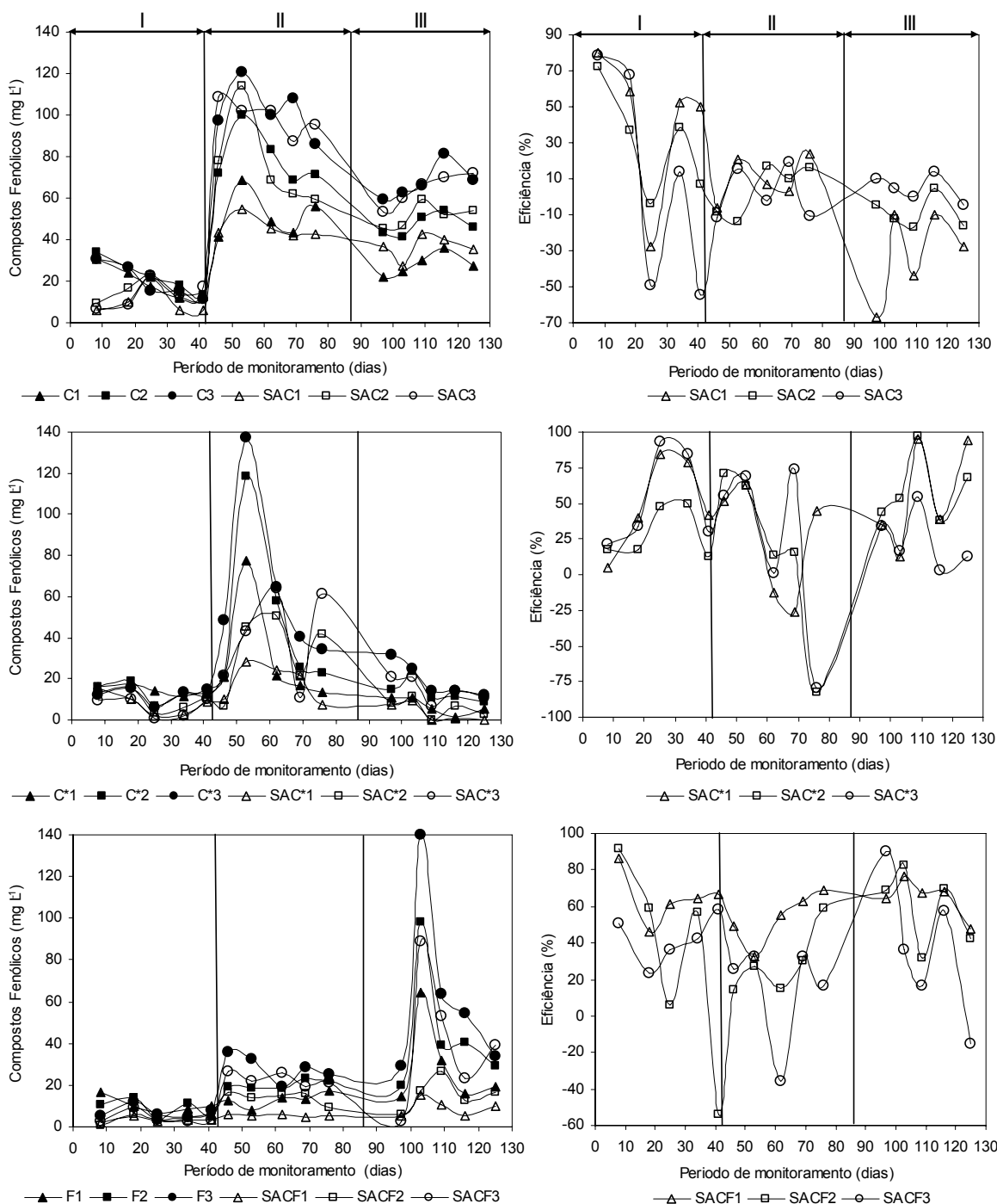
**Figura 3.14.** Concentrações de cálcio afluente e efluente nos SACESFs, durante as três fases de monitoramento.

Acredita-se que a grande variação nas concentrações afluentes e efluentes de cálcio nos SAC<sup>F</sup>s e SAC<sup>\*</sup>s seja devida às variações bruscas nas vazões aplicadas, o que, provavelmente, proporcionou o arraste do fosfato de cálcio sedimentado nos SACs.

De forma semelhante ao potássio não existe padrões que estabelecem a concentração de cálcio nos efluentes para disposição em corpos d'água.

### 3.3.2.3 Remoção de compostos fenólicos

As variações nas concentrações de compostos fenólicos durante todas as fases do experimento estão apresentadas na Figura 3.15.



**Figura 3.15.** Concentrações de compostos fenólicos afluente e efluente nos SACESFs, durante as três fases de monitoramento.

Na Tabela 3.6 estão apresentadas as eficiências médias e o desvio padrão de remoção dos compostos fenólicos, obtidos durante todo o período

de operação e as taxas de aplicação de compostos fenólicos nos SACESFs, nas três fases do experimento.

**Tabela 3.6.** Carga média ( $\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$ ) e desvio padrão de compostos fenólicos aplicada nos SACESFs e eficiência média(%) na sua remoção nos SACESFs, em cada fase operacional

SACESFs	Fase I		Fase II		Fase III	
	Carga	Eficiência	Carga	Eficiência	Carga	Eficiência
SAC <sub>1</sub>	31,5	43±41	33,8	10±12	9,8	-32±24
SAC <sub>2</sub>	51,5	30±30	52,6	4±14	17,2	-9±9
SAC <sub>3</sub>	67,9	11±63	69,0	2±14	26,8	5±7
SAC* <sub>1</sub>	9,8	50±33	20,1	24±40	2,5	55±37
SAC* <sub>2</sub>	9,2	29±18	33,5	16±61	5,7	60±24
SAC* <sub>3</sub>	8,5	53±34	40,6	24±65	7,6	24±20
SAC <sup>F</sup> <sub>1</sub>	6,7	65±14	9,6	54±14	10,4	65±11
SAC <sup>F</sup> <sub>2</sub>	5,7	32±57	13,0	29±18	14,0	59±21
SAC <sup>F</sup> <sub>3</sub>	4,6	42±13	18,8	14±29	21,8	37±40

Foram feitas cinco amostragens em cada fase.

As cargas de compostos fenólicos aplicadas nos SACs foram superiores àquelas aplicadas nos SAC\*s e SAC<sup>F</sup>s, durante as fases I e II (Tabela 3.6). Acredita-se que este fato seja devido à remoção destes compostos proporcionada pela elevação do pH da ARC, que causou a sedimentação da matéria orgânica particulada e conseqüente remoção dos compostos fenólicos, tal como observado por TSONIS *et al.* (1989) e SARASA *et al.* (1998). Na presença de íons de cálcio, alguns produtos intermediários do fenol, incluindo ácido maleico, ácido oxálico e produtos de alto peso molecular, podem combinar com íons de cálcio e formar compostos insolúveis, os quais precipitam (HSU *et al.*, 2007). AKTAS *et al.* (2001) conseguiu uma eficiência entre 63 e 73% na remoção de polifenóis, quando adicionou cal à água residuária do processamento de oliva, a qual é rica em compostos fenólicos.

Durante a fase II houve aumento nas concentrações de compostos fenólicos tanto afluente quanto efluente aos SACESFs, devido à maior concentração da ARC e da maior carga orgânica aplicada (Figura 3.15). Conseqüentemente, houve redução nas eficiências de remoção desta variável. Durante a fase III houve redução nas concentrações dos compostos fenólicos, devido à redução destes na ARC. O aumento na eficiência de remoção na

terceira fase nos SAC<sup>\*</sup>s se deu em função da redução na carga afluyente e dos maiores valores de pH observados nestes sistemas, os quais favoreceram a precipitação destes compostos. O aumento do pH também favoreceu a remoção nos SAC<sup>F</sup>s, apesar do aumento da carga de compostos fenólicos, ocorrido nesta fase. No entanto, houve, provavelmente, saturação nos SACs e conseqüente aumento na concentração efluente.

GRISMER *et al.* (2003), no tratamento de águas residuárias da produção de vinho, obtiveram remoções de 48 a 78% de compostos fenólicos, utilizando sistemas alagados construídos. Os autores aplicaram taxas médias de 17 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> (estimada) de compostos fenólicos, quantificados como taninos, sendo o TRH de 5,5 dias. Shepherd *et al.* (2001) *apud* GRISMER *et al.* (2003), utilizando sistemas alagados construídos em escala piloto, conseguiram remover 78% dos taninos contidos em efluentes da fabricação do vinho.

El HADRAMI *et al.* (2004) e MEKKI *et al.* (2006) relatam os efeitos negativos da aplicação de águas residuárias do processamento de oliva como fertirrigação em culturas de tomate, grão-de-bico, trigo, milho, cevada e fava. Estes autores citam como inconveniente as elevadas concentrações de compostos fenólicos que são fitotóxicos e podem inibir a germinação das sementes.

Em muitos estudos foram obtidos resultados semelhantes aos deste trabalho, sendo relatados dados de eficiências na remoção de poluentes nos primeiros anos de operação de sistemas alagados construídos, entretanto pouco se sabe sobre o armazenamento de nutrientes no tecido vegetal.

Não é possível fazer comparações adequadas entre os resultados obtidos neste estudo com aqueles encontrados na literatura, dada à grande variabilidade nas cargas, tanto orgânica quanto de nutrientes e poluentes, aplicadas aos sistemas alagados construídos. Além disso, os sistemas avaliados aqui e em outros trabalhos apresentam idades e localização geográficas diferentes, sendo submetidos às mais diversas variações ambientais. Outro fator que se deve considerar é o tipo de vegetação usado no tratamento das águas residuárias, cada qual com uma capacidade de extração nutricional diferente, além da formação de ambientes também diferentes, pois cada espécie libera exudatos radiculares específicos, que proporcionam habitats diferentes para a microbiota. Deve-se citar, também, que as

características específicas das águas residuárias dificultam comparações e, dentre as estudadas, a ARC tem sido a menos freqüentemente citada.

### 3.3.3 Avaliação do desempenho agrônômico, da produtividade e absorção de nutrientes pelas plantas.

#### 3.3.3.1 Desempenho agrônômico e produção de matéria seca

Nenhuma das espécies avaliadas (*Typha* sp e *Alternanthera philoxeroides*) apresentou problemas de adaptação nos SACESFs, antes de serem submetidas a aplicação da ARC. No entanto, o desenvolvimento foi lento, o que se deve provavelmente ao fato do plantio ter sido feito próximo ao início do inverno (mês de abril e maio) (Figura 3.16).



**Figura 3.16.** Vista do SAC<sup>F</sup><sub>1</sub> e vista parcial do SAC<sup>\*</sup><sub>1</sub> antes da aplicação da ARC.

Com a adição da ARC, mesmo diluída (fase I), houve amarelecimento de parte do tecido vegetal, no entanto não houve senescência das espécies (Figura 3.17).



**Figura 3.17.** Primeiros sinais de fitotoxicidade apresentado pelas espécies vegetais durante a primeira fase.

Com o início da segunda fase e a aplicação diferenciada das cargas orgânicas, houve amarelecimento acentuado do tecido foliar vegetal, sendo que as espécies cultivadas nos SACs (Figura 3.18), SAC<sub>2</sub><sup>\*</sup>, SAC<sub>3</sub><sup>\*</sup> e SAC<sub>3</sub><sup>F</sup> apresentaram morte de toda a parte aérea (Figura 3.19).



**Figura 3.18.** Morte da parte aérea das espécies vegetais cultivadas nos SACs durante a segunda fase.



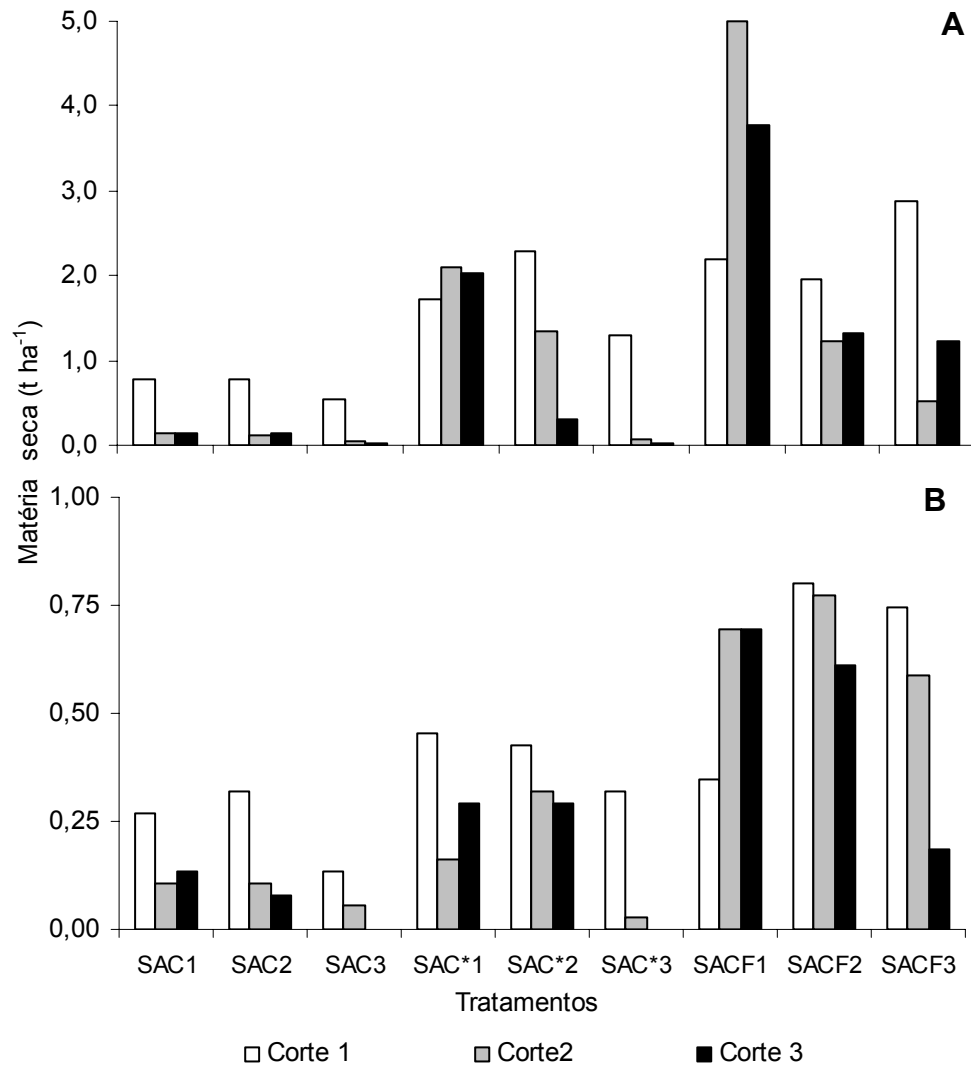
**Figura 3.19.** Morte da parte aérea das espécies vegetais cultivadas nos SAC\*<sub>3</sub> e SAC<sup>F</sup><sub>3</sub> durante a segunda fase.

Com a redução da carga orgânica aplicada na fase III, houve tendência de rebrotamento das espécies nos SAC\*<sub>1</sub> e SAC<sup>F</sup><sub>1</sub> e SAC<sup>F</sup><sub>2</sub>, embora continuasse a aparecer os sintomas de fitotoxicidade (folhas amareladas). Mesmo assim, houve comprometimento da produção de matéria seca, que favorece a absorção de nutrientes presentes na água residuária.

Na Figura 3.20, estão apresentados os valores médios da produtividade de matéria seca da *Typha* e *Alternanthera*, em t ha<sup>-1</sup>, cultivadas nos SACESFs, nas três fases experimentais.

O aumento das cargas orgânicas aplicadas aos SACESFs afetou a produção de matéria seca, tanto da taboa quanto da alternanthera. No primeiro corte, a biomassa obtida foi aquela acumulada durante a fase de implantação, época em que se realizou o plantio e a adição de esgoto doméstico mais dejetos suíno diluídos (45 dias), e na fase I (42 dias), quando foi aplicada ARC diluída nos sistemas.

Durante a fase II (46 dias) houve comprometimento na produção de biomassa vegetal, devido às altas cargas orgânicas aplicadas e a conseqüente fitotoxicidade da ARC aplicada. No entanto, destacam-se as produções obtidas nos SAC\*<sub>1</sub>, SAC\*<sub>2</sub>, SAC<sup>F</sup><sub>1</sub>, SAC<sup>F</sup><sub>2</sub> e SAC<sup>F</sup><sub>3</sub>.



**Figura 3.20.** Valores médios da produtividade de matéria seca da alternantera **(A)** e da taboa **(B)** cultivadas nos SACESFs, obtidos nos três cortes realizados.

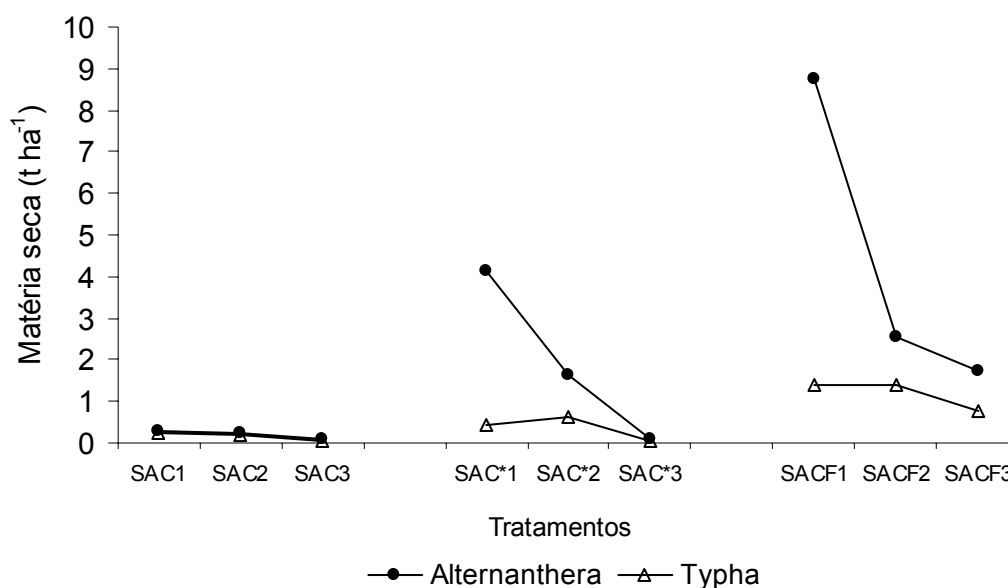
Na fase III (42 dias) observou-se recuperação na produtividade ou aumento na produção de matéria seca da taboa, nos SAC<sub>1</sub>, SAC\*<sub>1</sub> e SAC<sup>F</sup><sub>1</sub>, e da alternantera, nos SAC<sub>1</sub>, SAC<sub>2</sub>, SAC<sup>F</sup><sub>2</sub>, SAC<sup>F</sup><sub>3</sub>. Nos SAC<sub>3</sub> e SAC\*<sub>3</sub>, houve morte de todas as plantas.

FREITAS (2006) obteve produtividades médias de matéria seca superiores a 16 t ha<sup>-1</sup> e 20 t ha<sup>-1</sup> de taboa e alternantera, respectivamente, cultivadas por aproximadamente 100 dias em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura. BRASIL *et al.* (2007b) obtiveram produtividade pouco superior a 7 t ha<sup>-1</sup> de matéria seca de taboa cultivada em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de esgoto doméstico, sendo o período de cultivo, antes da realização do corte, de



226 dias. Apesar das maiores produtividades obtidas por esses autores, as espécies foram cultivadas por períodos superiores ao período de cultivo realizado neste trabalho e compreenderam épocas de condições climáticas mais adequadas ao desenvolvimento das plantas.

Na Figura 3.21, está apresentada a produtividade de matéria seca somando-se os valores obtidos no corte 2 e 3 (88 dias), evidenciando o efeito da carga orgânica (sub-índices 1, 2 e 3) aplicada na produção de matéria seca das plantas, dentro do mesmo tratamento (sem correção de pH, com correção de pH e com correção de pH mais tratamento prévio em filtros anaeróbios). Neste gráfico, optou-se por não somar a matéria seca obtida no corte 1, pois neste foi removida a biomassa produzida durante esta fase e o período de adaptação, no qual foi feita a adição de esgoto doméstico e dejetos suíno para o desenvolvimento inicial das plantas.



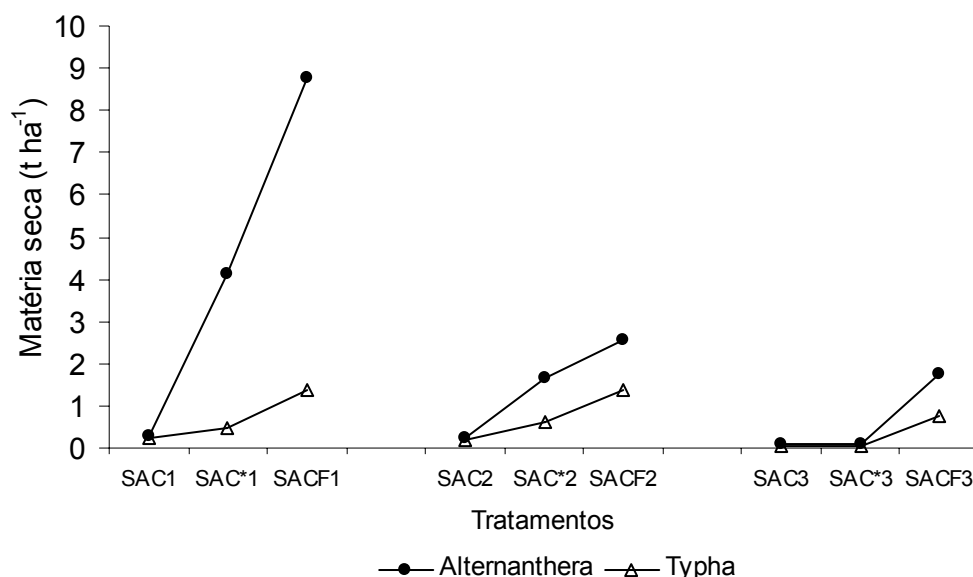
**Figura 3.21.** Valores médios da produtividade de matéria seca obtidos nos cortes 2 e 3, evidenciando o efeito da carga orgânica aplicada sobre a produção de matéria seca, dentro do mesmo tratamento.

Nota-se, na Figura 3.21, que houve decréscimo na produção de matéria seca com o aumento da carga orgânica aplicada. Este fato também foi evidenciado por SOHSALAM *et al.* (2008), que verificaram que a aplicação de cargas orgânicas superiores a  $612 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de DBO, referentes a melaço em tratamento em sistemas alagados construídos, causou a senescência das espécies vegetais implantadas (*Cyperus involucratus*, *Typha augustifolia* e *Thalia dealbata* J. Fraser). Torna-se importante ressaltar que, além da elevada

carga orgânica, os efluentes do processamento da cana-de-açúcar são ricos em potássio (SOHSALAM *et al.*, 2008), o que pode levar à morte dos vegetais em virtude da diminuição do potencial osmótico no meio. Outro fator é a concentração de compostos fenólicos que podem causar fitotoxicidade às espécies vegetais, levando-as à morte. WANG *et al.* (1967) atribuíram a fitotoxicidade dos compostos fenólicos ao fato destes serem lipofílicos, o que pode alterar a acessibilidade de elementos através da membrana celular. A fitotoxicidade também foi observada por EI HADRAMI *et al.* (2004) e MEKKI *et al.* (2006).

Segundo CLARKE & BALDWIN (2002) concentrações de amônio superiores a 200 mg L<sup>-1</sup> reduziram a taxa de crescimento da taboa. Efeito semelhante foi observado por BRASIL *et al.* (2007a), que observaram sinais de senescência em plantas de taboa cultivadas em ambiente alagado com água residuária da suinocultura, com elevada concentração de nitrogênio (3.092 mg L<sup>-1</sup>). No entanto, FREITAS (2006) não verificou o mesmo efeito quando utilizou água residuária da suinocultura com concentração de amônio superior a 300 mg L<sup>-1</sup>, para tratamento em sistemas alagados construídos cultivados com taboa. Neste trabalho, os efluentes dos SACs apresentaram menores concentrações de amônio que os SAC<sup>\*</sup>s e SAC<sup>F</sup>s (inferiores a 30 mg L<sup>-1</sup>), mesmo assim a taboa e a alternantera apresentaram sinais de senescência e redução severa em seu crescimento.

Na Figura 3.22 está apresentada a produtividade de matéria seca, somando-se os valores obtidos para o corte 2 e 3, evidenciando o efeito do tratamento aplicado (sem correção de pH, com correção de pH e com correção de pH e tratamento prévio em filtros anaeróbios) na produção de matéria seca, para uma mesma carga orgânica aplicada (sub-índices 1 ou 2 ou 3). Dentre as mesmas cargas orgânicas aplicadas, houve redução considerável na produção de matéria seca da espécie *Alternanthera*, principalmente no que se refere à menor carga aplicada (sub-índice 1). A correção do pH e a adição de nutrientes parece ter influenciado, de forma considerável, a produção de matéria seca, visto as pequenas produtividades apresentadas nos SACs. Os SAC<sup>F</sup>s se destacaram dos demais apresentando as maiores produtividades de matéria seca.



**Figura 3.22.** Valores médios da produtividade de matéria seca obtidos nos cortes 2 e 3, evidenciando o efeito do tratamento aplicado na produção de matéria seca, para uma mesma carga de matéria orgânica aplicada.

### 3.3.3.2 Remoção de nutrientes

Na Tabela 3.7 está apresentada a carga total de nutrientes (N, P e K) aplicada em cada SACESF, durante as três fases de condução do experimento.

De acordo com os dados apresentados na Tabela 3.4 e na Tabela 3.7, verifica-se que os SACESFs foram submetidos a elevadas cargas de nutrientes. Durante as fases II e III, nos SAC\*s e SAC<sup>F</sup>s, as cargas de N e K foram superiores àquelas aplicadas por BRASIL *et al.* (2005), que foram, respectivamente, de 111,2 e 61,2 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>, no tratamento de esgoto doméstico, e FREITAS (2006), que aplicou 93,3 e 36,3 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> no tratamento de águas residuárias da suinocultura, ambos os tratamentos efetuados em sistemas alagados construídos. No entanto, apesar da correção nutricional efetuada na ARC, as cargas de fósforo foram relativamente pequenas, fato justificado no item 3.3.2.2.

**Tabela 3.7.** Carga total (kg ha<sup>-1</sup>) média de N, P e K aplicada nos SACESFs em cada fase experimental

SACESFs	Fase I			Fase II			Fase III		
	N	P	K	N	P	K	N	P	K
SAC <sub>1</sub>	1.100	160	2.125	2.006	225	5.281	1.000	67	2.587
SAC <sub>2</sub>	1.571	197	2.411	4.043	340	8.988	1.722	139	4.532
SAC <sub>3</sub>	1.193	122	2.234	5.042	419	11.854	2.314	172	6.220
SAC* <sub>1</sub>	668	105	2.545	9.094	276	6.127	5.120	46	2.642
SAC* <sub>2</sub>	693	105	4.137	11.385	382	8.887	7.484	46	5.002
SAC* <sub>3</sub>	676	92	2.428	16.178	373	12.195	8.803	50	5.187
SAC <sup>F</sup> <sub>1</sub>	651	130	2.255	6.316	202	6.573	4.074	29	2.440
SAC <sup>F</sup> <sub>2</sub>	844	147	4.297	12.926	193	8.225	4.544	21	3.427
SAC <sup>F</sup> <sub>3</sub>	802	126	2.457	14.283	340	12.038	6.691	46	4.418

Foram feitas cinco amostragens em cada fase.

Nas Tabelas 3.8 e 3.9 estão apresentadas as concentrações médias de nutrientes encontradas no tecido foliar da taboa e da alternantera, obtidas no tecido vegetal coletado nos três cortes da biomassa.

Os valores de N, P, K e Na encontrados na matéria seca foliar da taboa foram superiores aos encontrados por BRASIL *et al.* (2003), quando avaliou taboa de área alagada natural, utilizada para o descarte de água residuária do descascamento/despolpa de frutos do cafeeiro, exceto nos vegetais cultivados nos SAC<sub>1</sub> e SAC<sub>2</sub>, no que se refere à concentração de N, na primeira fase, e de Na, em todos os SACESFs avaliados na fase I. Estes autores encontraram, para N, P, K e Na, concentrações de 1,50; 0,07; 0,82 e 0,33 dag kg<sup>-1</sup> no tecido foliar das plantas. BRASIL *et al.* (2007b) cultivaram taboa em sistemas alagados artificiais para tratamento de esgoto doméstico e obteve, para os respectivos nutrientes, concentrações iguais a 1,50; 0,28; 2,42 e 0,80 dag kg<sup>-1</sup>. FREITAS (2006), ao tratar efluentes da suinocultura cultivados com taboa, obteve 2,13; 0,44; 2,83 e 0,46 dag kg<sup>-1</sup> de N, P K e Na, respectivamente, no tecido foliar da taboa.

Segundo a FAO (2006), as concentrações típicas a serem encontradas no tecido foliar da taboa variam de 0,2 a 2,4; 0,14 a 0,20; 0,88 a 2,65 e 0,18 a 0,28 dag kg<sup>-1</sup>, para N, P, K e Na. Respectivamente para Ca e Mg, as concentrações médias, são de 0,51 e 0,15 dag kg<sup>-1</sup>, valores inferiores aos obtidos neste trabalho na maioria dos SACESFs.

**Tabela 3.8.** Concentrações médias de macronutrientes na matéria seca foliar da taboa, nos três cortes realizados (dag kg<sup>-1</sup>)

SACESFs	Corte 1						Corte 2						Corte 3					
	N	P	K	Na	Ca	Mg	N	P	K	Na	Ca	Mg	N	P	K	Na	Ca	Mg
SAC <sub>1</sub>	1,33	0,14	4,31	0,35	1,27	0,14	2,17	0,38	3,84	1,48	1,11	0,26	2,80	0,46	7,18	3,55	0,56	0,25
SAC <sub>2</sub>	1,26	0,14	3,50	0,27	1,76	0,17	1,66	0,24	2,85	1,56	2,02	0,42	3,57	0,38	6,69	1,50	0,44	0,28
SAC <sub>3</sub>	2,66	0,25	4,88	0,26	1,85	0,19	2,87	0,33	1,87	0,58	1,69	0,24	-	-	-	-	-	-
SAC* <sub>1</sub>	1,44	0,14	3,18	0,50	2,44	0,17	2,14	0,20	4,17	2,44	1,22	0,20	3,50	0,31	4,17	1,70	1,26	0,22
SAC* <sub>2</sub>	1,64	0,15	4,23	0,32	1,13	0,18	2,76	0,24	4,58	0,99	1,58	0,21	2,94	0,29	3,02	1,87	0,63	0,19
SAC* <sub>3</sub>	2,59	0,58	8,36	0,33	1,23	0,23	1,75	0,53	2,42	0,57	3,28	0,29	-	-	-	-	-	-
SAC <sup>F</sup> <sub>1</sub>	2,56	0,25	6,09	0,39	1,79	0,13	2,63	0,23	3,84	1,63	1,87	0,21	3,40	0,24	4,58	0,67	1,45	0,22
SAC <sup>F</sup> <sub>2</sub>	1,93	0,16	3,67	0,44	2,11	0,13	1,89	0,28	4,25	2,98	1,85	0,26	3,60	0,32	5,15	1,46	1,35	0,17
SAC <sup>F</sup> <sub>3</sub>	2,59	0,24	6,74	0,32	1,35	0,14	2,24	0,40	3,76	2,78	2,93	0,38	3,08	0,39	6,22	2,49	0,54	0,17

**Tabela 3.9.** Concentrações médias de macronutrientes na matéria seca foliar da alternantera, nos três cortes realizados (dag kg<sup>-1</sup>)

SACESFs	Corte 1						Corte 2						Corte 3					
	N	P	K	Na	Ca	Mg	N	P	K	Na	Ca	Mg	N	P	K	Na	Ca	Mg
SAC <sub>1</sub>	1,92	0,31	4,56	0,10	0,46	0,22	3,15	0,47	4,82	0,90	0,55	0,25	3,57	0,46	4,50	0,77	0,47	0,20
SAC <sub>2</sub>	2,42	0,35	4,80	0,09	0,50	0,24	1,61	0,40	3,76	0,63	0,55	0,26	4,90	0,52	3,76	0,65	0,27	0,20
SAC <sub>3</sub>	2,28	0,36	4,72	0,14	0,58	0,24	2,17	0,50	2,94	0,36	0,19	0,13	4,20	0,76	3,18	0,47	0,27	0,15
SAC* <sub>1</sub>	1,58	0,29	3,99	0,26	0,88	0,38	3,85	0,19	3,35	0,82	1,39	0,25	4,41	0,19	4,74	1,38	1,62	0,34
SAC* <sub>2</sub>	1,78	0,30	3,67	0,06	0,42	0,23	3,29	0,13	3,92	0,77	1,66	0,42	5,60	0,19	2,77	0,72	1,42	0,17
SAC* <sub>3</sub>	3,92	0,39	4,56	0,06	0,56	0,19	6,02	0,50	3,02	0,38	1,09	0,18	4,97	0,49	4,68	1,52	0,60	0,13
SAC <sup>F</sup> <sub>1</sub>	2,94	0,34	4,72	0,15	0,54	0,18	4,02	0,22	5,32	1,46	1,25	0,39	4,94	0,22	5,89	0,58	1,47	0,35
SAC <sup>F</sup> <sub>2</sub>	3,46	0,32	4,72	0,11	0,57	0,28	3,60	0,16	4,17	1,36	1,12	0,26	4,34	0,15	6,30	2,19	1,34	0,19
SAC <sup>F</sup> <sub>3</sub>	2,80	0,29	4,31	0,22	0,71	0,27	4,16	0,32	4,74	1,51	0,91	0,21	4,52	0,24	7,20	1,80	0,80	0,16

Os valores das concentrações de nutrientes na matéria seca foliar da alternantera variaram muito com os tratamentos aplicados, sendo os valores encontrados em alguns SACESFs semelhantes aos encontrados por FREITAS (2006). Este autor obteve 4,11; 0,53; 4,48 e 0,40 dag kg<sup>-1</sup> para a concentração de N, P, K e Na nas plantas de alternantera cultivadas em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura. Boyd (1969) *apud* FAO (2006) verificou que as concentrações de nutrientes nas folhas da alternantera variam ao longo do ano, atingindo valores de 2,3 a 3,5; 0,3 a 0,4; 3,0 a 5,9; 0,5 a 0,7 e 0,4 a 0,6 dag kg<sup>-1</sup> para N, P, K, Ca e Mg, respectivamente.

As maiores concentrações de nutrientes, principalmente N, Ca e K, obtidas nas plantas de alguns SACESFs avaliados neste trabalho, quando comparada às obtidas nos demais (Tabela 3.11 e 3.12), podem ser devidas ao fato de ter sido adicionado nitrogênio e cal à ARC utilizada nos SAC\*s e SAC<sup>F</sup>s, além das elevadas concentrações de K encontradas naturalmente na ARC. Pode-se verificar, também, que menores valores de P no tecido foliar das espécies avaliadas nos SAC\*s e SAC<sup>F</sup>s, quando comparados àqueles presentes nos SACs, durante as Fases II e III, foram conseqüência do aumento no pH da água residuária, o que proporcionou menor disponibilidade destes nutrientes para a absorção vegetal. Os resultados obtidos por Lawrence & Mixon (1970) *apud* FAO (2006) demonstraram que a composição nutricional foliar das espécies vegetais é função da concentração de nutrientes do substrato onde estas se desenvolveram. Estes autores verificaram que as plantas aquáticas, quando crescem em ambientes com elevadas concentrações de nutrientes, absorvem estes em quantidades muito maiores do que elas realmente necessitam para um crescimento saudável, sendo a absorção em excesso denominada “consumo de luxo”. Verificaram, também, que a alternantera cultivada em esgoto doméstico consumiu cerca de 20 vezes mais K que aquelas que cresceram em ambientes não fertilizados (7,30 dag kg<sup>-1</sup> comparado com 0,36 dag kg<sup>-1</sup>).

Segundo Boyd (1969) *apud* FAO (2006), a alternantera tem a habilidade de absorver grandes quantidades de nutrientes minerais antes do período de máxima produção de matéria seca. Este elevado potencial de absorção de nutrientes também foi verificado por FREITAS (2006), que concluiu que a

alternantera foi a espécie com maior capacidade extratora de nutrientes, quando comparada à taboa e ao capim tifton 85 (*Cynodon* spp.).

Nas Tabelas 3.10 e 3.11 estão apresentadas as porcentagens médias de extração de nitrogênio, fósforo e potássio, respectivamente, pela taboa e alternantera, calculadas com base na produtividade e na concentração desses nutrientes na matéria seca, nos três cortes efetuados.

**Tabela 3.10.** Valores percentuais médios (%) de remoção de N, P e K pela taboa, nas três fases experimentais

SACESFs	Fase I			Fase II			Fase III		
	N	P	K	N	P	K	N	P	K
SAC <sub>1</sub>	0,32	0,24	0,54	0,12	0,18	0,08	0,37	0,92	0,37
SAC <sub>2</sub>	0,26	0,22	0,46	0,04	0,08	0,03	0,17	0,22	0,12
SAC <sub>3</sub>	0,30	0,27	0,29	0,03	0,04	0,01	-	-	-
SAC* <sub>1</sub>	0,97	0,59	0,57	0,04	0,12	0,11	0,20	1,96	0,46
SAC* <sub>2</sub>	1,01	0,62	0,44	0,08	0,20	0,16	0,12	1,86	0,18
SAC* <sub>3</sub>	1,23	2,03	1,10	0,00	0,04	0,01	-	-	-
SAC <sup>F</sup> <sub>1</sub>	1,36	0,66	0,94	0,29	0,77	0,40	0,58	5,55	1,30
SAC <sup>F</sup> <sub>2</sub>	1,82	0,88	0,68	0,11	1,12	0,40	0,49	3,37	0,92
SAC <sup>F</sup> <sub>3</sub>	2,41	1,40	2,05	0,09	0,68	0,18	0,09	1,57	0,26

**Tabela 3.11.** Valores percentuais médios (%) de remoção de N, P e K pela alternantera, nas três fases experimentais

SACESFs	Fase I			Fase II			Fase III		
	N	P	K	N	P	K	N	P	K
SAC <sub>1</sub>	1,35	1,48	1,65	0,21	0,21	0,12	0,52	1,01	0,25
SAC <sub>2</sub>	1,20	1,38	1,55	0,04	0,12	0,04	0,39	0,52	0,11
SAC <sub>3</sub>	1,05	1,61	1,16	0,02	0,12	0,01	0,04	0,09	0,01
SAC* <sub>1</sub>	4,04	4,67	2,69	0,89	0,07	1,15	1,75	8,25	3,65
SAC* <sub>2</sub>	5,87	6,47	2,02	0,39	0,03	0,60	0,22	1,23	0,16
SAC* <sub>3</sub>	7,59	5,55	2,46	0,03	0,13	0,02	0,01	0,21	0,02
SAC <sup>F</sup> <sub>1</sub>	9,87	5,73	4,57	3,19	0,11	4,04	4,57	28,78	9,10
SAC <sup>F</sup> <sub>2</sub>	8,05	4,28	2,15	0,34	0,08	0,62	1,25	9,62	2,41
SAC <sup>F</sup> <sub>3</sub>	10,03	6,52	5,04	0,15	0,09	0,20	0,82	6,32	1,99

Nas Tabelas 3.10 e 3.11, pode-se verificar tendência de redução na remoção de nutrientes pelas plantas nas fases II e III, quando comparadas às

obtidas na fase I. Este fato pode ser justificado pelo aumento na carga orgânica aplicada no sistema durante a fase II, com a conseqüente redução na taxa de crescimento das plantas, o que levou à redução na absorção de nutrientes. Esta redução na absorção de nutrientes, principalmente nos SACESF que receberam maiores cargas orgânicas e cujas plantas apresentaram senescência completa, pode ter refletido na fase III, pois se verifica considerável recuperação, durante a fase III, principalmente nos SAC<sup>\*</sup><sub>1</sub>, SAC<sup>\*</sup><sub>2</sub>, SAC<sup>F</sup><sub>1</sub> e SAC<sup>F</sup><sub>2</sub>, os quais receberam menores cargas orgânicas (Figura 3.23).



**Figura 3.23.** Recuperação das espécies vegetais cultivadas nos SAC<sup>F</sup><sub>1</sub> e SAC<sup>\*</sup><sub>1</sub> durante a terceira fase.

Da fração de N e P removida do sistema, as quantidades de nitrogênio e fósforo removidas pela biomassa foram relativamente pequenas, exceto no que se refere ao P, no SAC<sup>F</sup><sub>1</sub> cultivado com alternantera, durante a fase III. BRASIL *et al.* (2007b) e FREITAS (2006) verificaram que a taboa foi responsável pela retirada de apenas 1,69 e 4,50; 1,64 e 2,3 e 4,90 e 12,7% do N, P e K aportado ao sistema, respectivamente. FREITAS (2006) também verificou que a alternantera apresentou maiores porcentagens de remoção dos nutrientes aportados ao sistema, alcançando valores de 9,5; 3,9 e 12,0% para os respectivos nutrientes. LEE *et al.* (2004) obtiveram valores semelhantes (2 a 4% de N e 0,1 a 1,3 de P) aos apresentados pelos autores acima citados, quando tratou águas residuárias da suinocultura em sistemas alagados cultivados com aguapé (*Eichhornia crassipes*). Na fase III, nota-se que as eficiências de remoção de nutrientes pela alternantera e taboa cultivadas no



SAC<sup>F</sup><sub>1</sub> foram consideravelmente maiores que aquelas apresentadas pelos demais SACESFs, nesta fase. Acredita-se que, além da adaptação do sistema à ARC, o crescimento vegetativo devido à recuperação das espécies cultivadas após a fase II, evidenciado pela maior produtividade de matéria seca, tenha contribuído, de forma considerável, para obtenção desses resultados.

Maiores eficiências na remoção de nutrientes pelas plantas, tal como aquelas ocorridas no SAC<sup>F</sup><sub>1</sub>, na terceira fase, também foram observadas por LI *et al.* (2008). Os autores verificaram remoções de 7 e 17%, respectivamente, de N e P pela taboa cultivada em sistemas alagados construídos que receberam água eutrofizada. Entretanto, estas maiores eficiências observadas podem ser devido às menores concentrações de nutrientes na água eutrofizada quando comparada às águas residuárias utilizadas nos outros experimentos.

Apesar da grande variabilidade das eficiências na remoção de nutrientes pelas plantas, verifica-se que as eficiências obtidas neste trabalho estão em conformidade com os dados encontrados na literatura. Verifica-se, também, tendência de maior remoção de nutrientes pela alternantera, quando comparada com a obtida pela taboa, dentro dos mesmos sistemas de tratamento, confirmando o que foi verificado por FREITAS (2006).

Apesar das eficiências na remoção de K terem sido, na maior parte das vezes, negativa (Tabela 3.5), verificou-se acúmulo deste elemento no tecido vegetal, o que poderia favorecer a sua remoção da água residuária. No entanto, apesar da relativamente alta absorção do K pelas plantas, a perda de água por evapotranspiração, nos SACESFs causou concentração de solutos, o que pode ter mascarado a eficiência obtida nos SACESFs, levando a um acúmulo no efluente e fazendo com que a concentração efluente fosse maior que a concentração afluente. Este fato foi mais evidenciado para o potássio em relação aos demais nutrientes, pelo fato dele estar em maiores concentrações na ARC. Ainda com relação ao potássio, considerando-se que este é um elemento químico de difícil remoção em sistemas convencionais de tratamento, os resultados obtidos podem ser considerados muito expressivos. Considerando que o íon K<sup>+</sup> apresenta grande solubilidade na fase aquosa, pode-se considerar que esta remoção foi devida às imobilizações temporárias do K<sup>+</sup>, inclusive nas raízes e rizomas, pelas espécies vegetais e por incorporação ao protoplasma da biomassa microbiana, que constitui o biofilme formado junto ao meio-suporte (BRASIL *et al.*, 2005).

Diante dos resultados obtidos neste trabalho acredita-se que, entre os SACESFs avaliados, o SAC<sup>F</sup><sub>1</sub> tenha reunido as melhores condições ao desenvolvimento das espécies cultivadas e ao desenvolvimento da microbiota responsável pela maior degradação da matéria orgânica. Dentre estas condições pode-se citar: valores de pH dentro da faixa considerada ideal, menores concentrações de compostos fenólicos, maiores concentrações de cálcio, elemento químico que antagoniza os efeitos do potássio, e concentração de nutrientes e carga orgânica favorável ao processo de degradação biológica. Além disso, o afluente desse sistema passou por um pré-tratamento no filtro anaeróbio, o qual facilitou a degradação da matéria orgânica.

### 3.4. CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos, pode-se concluir que:

- o aumento nas taxas de carga superficial dos constituintes da ARC no sistema, proporcionou decréscimo na eficiência de remoção destes em todos os SACESFs avaliados;
- para a grande maioria das variáveis avaliadas, as concentrações efluentes acompanharam a instabilidade da carga orgânica afluyente, indicando a sensibilidade do sistema às variações de carga aplicada;
- tempos de residência hidráulica superiores a 100 h em todos os SACESFs, durante a fase III, proporcionaram maiores eficiências na remoção de DQO ( $SAC^*_1$ ,  $SAC^F_1$  e  $SAC^F_2$ ) e DBO ( $SAC_1$ ,  $SAC^*_1$ ,  $SAC^F_2$  e  $SAC^F_3$ ) que os tempos de residência hidráulica de aproximadamente 60 horas aplicado nas fases I e II do experimento. Entretanto, nem mesmo o tempo de residência hidráulica de 100 horas 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;
- a adição de nutrientes favoreceu a remoção de matéria orgânica contida na ARC, principalmente nos sistemas que receberam menores cargas orgânicas;
- as plantas cultivadas não se adaptaram às condições de exposição a altas cargas orgânicas, não apresentando bom desempenho agrônômico em termos de produtividade e extração de nutrientes, exceto as cultivadas no  $SAC^F_1$ ;
- a alternantera foi a espécie vegetal que apresentou maior capacidade extratora de nutrientes, chegando a extrair aproximadamente 4,6, 28,8 e 9,1% de todo o N, P e K aplicado no  $SAC^F_1$ ;
- a eficiência na remoção de matéria orgânica e compostos fenólicos aumentou com a redução das cargas orgânicas aplicadas nos  $SAC^F_s$ ;
- o  $SAC^F_1$ , que recebeu a menor carga orgânica ( $1.500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de DQO), apresentou desempenho satisfatório no que se refere à remoção de matéria orgânica e compostos fenólicos dos efluentes dos filtros anaeróbios utilizados no tratamento da ARC;

- as maiores eficiências na remoção de DBO, DQO e compostos fenólicos foram obtidas no SAC<sup>F</sup><sub>1</sub>, sendo iguais a 63, 85 e 65%, respectivamente.

### 3.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA [AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION]; AWWA [AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION]; WEF [WATER ENVIRONMENT FEDERATION]. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20<sup>th</sup>. ed. Washington. D.C.: APHA/AWWA/WEF, 1998, [s.n.].

ARANDA-DELGADO, E.; BAROIS, I. Lombricompostaje de la pulpa de café em México. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL SOBRE BIOTECNOLOGIA NA AGROINDÚSTRIA CAFEEIRA, 3. *Anais...* Londrina, PR, 1999. p.335-343.

AKTAS, E. S.; IMRE, S.; ERSOY, L. Characterization and lime treatment of olive mill wastewater. *Water Research*, v.35, n. 9, p.2336–2340, 2001.

BAVOR, H. J.; ROSER, D. J.; FISHER, P. J.; SMALLS, I. C. Performance of solid matrix wetland systems viewed as fixed-film bioreactors. In: Hammer, D.A. (ed.). *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*. Chelsea: Lewis Publishers, p.646-656, 1989.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; FIA, R.; SILVA, N. C. L. Desempenho agrônômico de vegetais cultivados em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura. *Revista Engenharia na Agricultura*, v.15, n.3, p. 307-315, 2007a.

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

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; SOARES, A.A.; FERREIRA, P. A. Qualidade de efluente de sistemas alagados construídos, utilizados no tratamento de esgoto doméstico. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.9, p.133-137, 2005.

BRASIL, M.S., MATOS, A.T., FIA, R. Eficiência e impactos ambientais do tratamento de águas residuárias da lavagem e despolpa de frutos do cafeeiro em áreas alagadas naturais. *Revista Engenharia na Agricultura*, v.11, n.1-4, p. 43-51, 2003.

BRIX, H.; DYHR-JENSEN, K.; LORENZEN, B. Root-zone acidity and nitrogen source affects *Typha latifolia* L. growth and uptake kinetics of ammonium and nitrate. *Journal of Experimental Botany*, v.53, n.379, p.2441-2450, 2002.

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

CLARKE, E.; BALDWIN, A. H. Responses of wetland plants to ammonia and water level. *Ecological Engineering*, v.18, p.257–264, 2002.

COSTA, L. L.; CEBALLOS, B. S. O.; MEIRA, C. M. B. S.; CAVALCANTI, M. L. F. Eficiência de Wetlands construídos com dez dias de detenção hidráulica na remoção de colifagos e bacteriófagos. *Revista de Biologia e Ciências da Terra*, v.3, n.1, 2003. Acesso em Nov/2007. Disponível em: <<http://www.uepb.edu.br/eduep/rbct/sumarios/pdf/wetlands.pdf>>

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

EL HADRAMI, A.; BELAQZIZ, M.; EL HASSNI, M.; HANIFI, S.; ABBAD, A.; CAPASSO, R.; GIANFREDA, L.; EL HADRAMI, I. Physico-chemical characterization and effects of olive oil mill wastewaters fertirrigation on the growth of some mediterranean crops. *Journal of Agronomy*, v.3, n.4, p.247-254, 2004.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. *Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes*. Brasília, 1999. 370p.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. *Handbook of Utilization Aquatic Plants*. Acesso em Dez/2007. Disponível em: <<http://www.fao.org/DOCREP/003/X6862E/X6862E03.htm>>.

FIA, R., MATOS, A.T. Tratamento de águas residuárias da lavagem e despolpa de frutos do cafeeiro pelo sistema "Wetland". In: SIMPÓSIO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 11, 2002. Viçosa. *Anais ... Viçosa: UFV*, 2002. v.1. p.31 – 32.

FOLIN, O.; CIOCALTEU, V. On tyrosine and tryptophane determinations in proteins. *The Journal of Biological Chemistry*, v.73, n.2, p.627-650, 1927.

FREITAS, W. S. *Desempenho de sistemas alagados construídos, cultivados com diferentes espécies vegetais, no tratamento de águas residuárias da suinocultura*. Viçosa: UFV, 2006, 159p. (Tese de doutorado).

GOPAL, B. Natural and constructed wetlands for wastewater treatment: potentials and problems. *Water Science and Technology*, v.40, n.3, p.27-35. 1999.

GOTTSCHALL, N.; CROLLA, B. A.; KINSLEY, C.; CHAMPAGNE, P. The role of plants in the removal of nutrients at a constructed wetland treating agricultural (dairy) wastewater, Ontario, Canada. *Ecological Engineering*, v.29, p.154–163, 2007.

GRASSHOFF, K.; EHRHARDT, M.; KREAMLING, K. *Methods of seawater analysis*. Weinheim: Verlag Chemie, 1983. 419 p.

GRISMER, M. E.; CARR, M. A.; SHEPHERD, H. L. Evaluation of constructed wetland treatment performance for winery wastewater. *Water Environmental Research*, v.75, n.5, p.412-421, 2003.

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

HUNT, P.G.; SZÖGI, A. A.; HUMENIK, F.J.; RICE, J. M. Treatment of animal wastewater in constructed wetlands. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON THE FAO ESCORENA NETWORK ON RECYCLING OF AGRICULTURAL, MUNICIPAL AND INDUSTRIAL RESIDUES IN AGRICULTURE, 8th. *Proceedings...* Rennes, France. 1999. p. 305–313.

HSU, Y-C.; CHEN, J-H.; YANG, H-C. Calcium enhanced COD removal for the ozonation of phenol solution. *Water Research*, v.41, p.71-78, 2007.

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

JING, S-R.; LIN, Y-F.; WANG, T-W.; LEE, D-Y. Microcosm wetlands for wastewater treatment with different hydraulic-loading - rates and macrophytes. *J. Environ. Quality*, v.31, p.690-696, 2002.

KAASIK, A.; VOHLA, C.; MÖTLEP, R.; MANDER, U.; KIRSIMÄE, K. Hydrated calcareous oil-shale ash as potential filter media for phosphorus removal in constructed wetlands. *Water Research*, v.42, n.4-5, p.1315-1323, 2008.

KADLEC, R. H., REDDY, K. R. Temperature effects in treatment wetlands. *Water Environment Research*, v.73, p.543–547, 2001.

KEMPERS, A. J.; ZWEERS, A. Ammonium determination in soil extracts by the salicylate methods. *Commun. In Soil Sci. Plant Anal.*, v.17, p.715-723, 1986.

KIEHL, E. J. *Fertilizantes orgânicos*. Piracicaba: Editora Agronômica Ceres Ltda., 1985. 492p.

KNIGHT, R. L.; PAYNE JR., V. W. E.; BORER, R. E.; CLARKE JR., R. A.; PRIES, J. H. Constructed wetlands for livestock wastewater management. *Ecological Engineering*, v.15, p.41–55, 2000.

KUSCHK, P.; WIEXNER, A.; KAPPELMEYER, U.; WEIBBRODT, 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, p.4236–4242, 2003.

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

LI, L.; LI, Y.; BISWAS, D. K.; NIAN, Y.; JIANG, G. Potential of constructed wetlands in treating the eutrophic water: Evidence from Taihu Lake of China. *Bioresource Technology*, v.99, p.1656–1663, 2008.

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

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, n.1-4, p.169-184, 2002.

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

MANNARINO, C.F.; FERREIRA, J.A.; CAMPOS, J.C.; RITTER, E. *Wetlands para tratamento de lixiviados de aterros sanitários – experiências no aterro sanitário de Pirai e no aterro metropolitano de Gramacho (RJ)*. *Eng. sanit. ambient.* v.11, n.2, p.108-112, 2006.

MASBOUGH, A.; FRANKOWSKI, K.; HALL, K. J.; DUFF, S. J. B. The effectiveness of constructed wetland for treatment of woodwaste leachate. *Ecological Engineering*, v.25, p.552–566, 2005.

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; PEREIRA, O G. Desempenho agrônômico de capim tifton 85 (*cynodon* spp) cultivado em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de água residuária de laticínios. *Revista Ambiente e Água*, v.3, n.1, p.43-53, 2008.

MATOS, A. T.; CABANELLAS, C. F. G.; BRASIL, M. S. Ensaio de sedimentação em água utilizada no descascamento/despolpa de frutos do cafeeiro. *Engenharia na Agricultura*, v.14, n.3, p.148-148, 2006.

MATOS, A. T.; LO MONACO, P. A. *Tratamento e aproveitamento agrícola de resíduos sólidos e líquidos da lavagem e despolpa dos frutos do cafeeiro*. Viçosa: UFV/DEA, 2003. (Boletim técnico n. 7).

MATOS, A. T.; PINTO, A. B.; PEREIRA, O. G.; SOARES, A. A.; LO MONACO, P. A. Produtividade de forrageiras utilizadas em rampas de tratamento de águas residuárias da lavagem e despolpa de frutos do cafeeiro. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.7, n.1, p.154-158, 2003a.

MATOS, A. T.; BRASIL, M. S.; FONSECA, S. P. P. Aproveitamento de efluentes líquidos domésticos e agroindustriais na agricultura. In: ENCONTRO DE PRESERVAÇÃO DE MANACIAIS DA ZONA DA MATA MINEIRA, 3, 2003, Viçosa. *Uso de Águas Residuárias e Biossólidos na Agricultura*. *Anais...* Viçosa: UFV, DEA, ABES/MG, 2003b. p.25 -79.



MATOS, A. T.; SEDIYAMA, M. A. N. Riscos potenciais para o ambiente pela aplicação de dejetos líquidos de suínos ou compostos orgânicos no solo. In: SEMINÁRIO MINEIRO SOBRE MANEJO E UTILIZAÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNO, 1, 1996, Ponte Nova-MG. *Anais...* Viçosa: EPAMIG, EMATER, UFV, 1996. p.45-54.

MEKKI, A.; DHOUB, A.; ALOUI, F.; SAYADI, S. Olive wastewater as an ecological fertilizer. *Agron. Sustain. Dev.*, v.26, p. 61-67, 2006.

METCALF & EDDY, Inc. *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse*. 4<sup>th</sup> ed. New York: McGraw-Hill, Inc. 2003, 1819p.

MORAN, M. A.; BENNER, R.; HODSON, R. E. Kinetics of microbial degradation of vascular plant material in two wetland ecosystems. *Oecologia*, v.79, 158-167, 1989.

MUELLER, R. F. Bacterial transport and colonization in low nutrient environments. *Water Research*, v.30, n.11, p.2681-2690, 1996.

POACH, M. E.; HUNT, P. G.; REDDY, G. B.; STONE, K. C.; JOHNSON, M. H.; GRUBBS, A. Swine wastewater treatment by marsh-pond-marsh constructed wetlands under varying nitrogen loads. *Ecological Engineering*, v.23, p.165-175, 2004.

PULGARIN, C.; SCHWITZGUEBEL, J. P.; TABACCHI, R. Utilization of wastes from coffee production. *Biofuture*, n.102, p. 43-50, 1991.

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

RHOADES, J. D.; LOVEDAY, J. Salinity in irrigated agriculture. In: STEWART, D.R.; NIELSEN, D.R. (ed.). *Irrigation of agricultural crops*. Madison: ASA, CSSA, SSSA, 1990. p.1089-1142. (Agronomy, 30)

RIBEIRO Jr., J. I. *Análises estatísticas no SAEG*. Viçosa: UFV, 2001. 301p.

RIGUEIRA, R. J. A.; LACERDA FILHO, A. F.; SILVA, J. S.; CECON, P. R.; PALACIN, J. J. F. Caracterização da qualidade do café (*Coffea arabica* L.) submetido a diferentes condições de secagem e armazenagem. *Revista Engenharia na Agricultura*, v.15, n.2, p.151-167, 2007.

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

SARASA, J., ROCHE, M. P., ORMAD, M. P., GIMENO, E., PUIG, A., OVELLEIRO, J. L. Treatment of a wastewater resulting from dyes manufacturing with ozone and chemical coagulation. *Water Research*, v.32, p.2721-2727, 1998.

SILVA, J. S. Colheita, secagem e armazenagem do café. In: ENCONTRO SOBRE PRODUÇÃO DE CAFÉ COM QUALIDADE, 1, 1999. *Anais...* Viçosa: UFV/DFP, 1999. p.39-80.

SOHSALAM, P.; SIRIANUNTAPIBOON, S. Feasibility of using constructed wetland treatment for molasses wastewater treatment. *Bioresource Technology*, v.99, n.13, p.5610-5616, 2008.

STONE, K. C.; POACH, M. E.; HUNT, P. G.; REEDY, G. B.; Marsh-pond-marsh constructed wetland design analysis for swine lagoon wastewater treatment. *Ecological Engineering*, v.23, n.2, p.127-133. 2004.

TANAKA, Y.; YATAGAI, A.; MASUJIMA, H.; WAKI, M.; YOKOYAMA, H. Autotrophic denitrification and chemical phosphate removal of agro-industrial wastewater by filtration with granular medium. *Bioresource Technology*, v.98, p.787-791, 2007.

TAO, W.; HALL, K. J.; DUFF, S. J. B Performance evaluation and effects of hydraulic retention time and mass loading rate on treatment of woodwaste leachate in surface-flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, v.26, p.252-265, 2006.

TAO, W.; HALL, K. J. Dynamics and influencing factors of heterotrophic bacterial utilization of acetate in constructed wetlands treating woodwaste leachate. *Water Research*, v.38, p.3442-3448, 2004.

TSONIS, S. P.; TSOLA, V. P.; GRIGOROPOULOS, S. G. Systematic characterization and chemical treatment of olive oil mill wastewater. *Toxicological & Environmental Chemistry*, v.20-21, p.437-457, 1989.

TUNÇSIPER, B.; AYAZ, S. Ç.; AKÇA, L. Performances analysis and modeling of na experimental constructed wetlands. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WASTE STABILISATION PONDS, 6th, INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 9th. *Proceedings...* Avignon, France: IWA/ASTEE, 2004. CD-ROM.

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

VASCO, J. Z. procesamiento de frutos de café por via humeda y generacion de subproductos. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL SOBRE BIOTECNOLOGIA NA AGROINDÚSTRIA CAFEEIRA, 3. *Anais...* Londrina, PR, 1999. p.345-355.

VERHOEVEN, J. T. A.; MEULEMAN, A. F. M. Wetlands for wastewater treatments: Opportunities and limitations. *Ecological Engineering*, v.12, n.1-2, p.5-12, 1999.

VON SPERLING. M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 3. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2005. 452p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.1)

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

VRHOVSEK, d.; KUKANJA, v.; BULC, t. Constructed wetland (cw) for industrial waste water treatment. *Water Research*, v.30, n.10, p.2287-2292, 1996.

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

WANG, T. S. C.; YANG, T-K.; CHUANG, T-T. Soil phenolic acids as plant growth inhibitors. *Soil Science*, v.103, n.4, p.239-246, 1967.

WOOD, A., Constructed wetlands in water pollution control: fundamentals to their understanding. *Water Science & Technology*, v.32, n.3, p.21-29, 1995.

YANG, J. E.; SKOGLEY, E. O.; SCHASS, P. E.; KIM, J. J. A simple spectrophotometric determination of nitrate in water, resin and extracts. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, v.62, p.1108-1115, 1998.

### 3.6 Apêndice B

Tabela 3.1B Características operacionais dos nove SACESFs

SACESF	Variáveis	Fases		
		I	II	III
SAC <sub>1</sub>	Q (m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,046 Aa	0,049 Aa	0,026 Ab
	TRH (h)	64,1 Aa	58,9 Aa	111,5 Ab
	TCO <sub>V</sub> (kg m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )	1,03 Aa	2,84 Ab	0,87 Aa
	TCO <sub>A</sub> (kg ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	1.523	4.184 Ab	1.281 Aa
SAC <sub>2</sub>	Q (m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,049 Aa	0,050 Aa	0,027 Ab
	TRH (h)	59,3 Aa	58,6 Aa	107,4 Ab
	TCO <sub>V</sub> (kg m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )	1,18 Aa	5,65 ABCb	1,45 Aa
	TCO <sub>A</sub> (kg ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	1.732 Aa	8.322 ABCb	2.139 Aa
SAC <sub>3</sub>	Q (m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,050 Aa	0,051 Aa	0,030 Ab
	TRH (h)	58,0 Aa	57,9 Aa	98,6 Ab
	TCO <sub>V</sub> (kg m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )	1,13 Aa	9,18 Db	2,09 Aa
	TCO <sub>A</sub> (kg ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	1.668 Aa	13.528 Db	3.083 Aa
SAC* <sub>1</sub>	Q (m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,050 Aa	0,050 Aa	0,027 Ab
	TRH (h)	58,2 Aa	58,1 Aa	110,6 Ab
	TCO <sub>V</sub> (kg m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,96 Aa	2,99 Ab	0,96 Aa
	TCO <sub>A</sub> (kg ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	1.417 Aa	4.401 Ab	1.418 Aa
SAC* <sub>2</sub>	Q (m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,052 Aa	0,051 Aa	0,031 Ab
	TRH (h)	55,3 Aa	59,0 Aa	94,5 Ab
	TCO <sub>V</sub> (kg m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )	1,23 Aa	4,09 ABb	1,84 Aa
	TCO <sub>A</sub> (kg ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	1.810 Aa	6.029 ABb	2.707 Aa
SAC* <sub>3</sub>	Q (m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,052 Aa	0,047 Aa	0,029 Ab
	TRH (h)	55,1 Aa	63,7 Aa	104,8 Ab
	TCO <sub>V</sub> (kg m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )	1,11 Aa	6,97 BCb	2,36 Aa
	TCO <sub>A</sub> (kg ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	1.633 Aa	10.264 BCb	3.476 Aa
SAC <sup>F</sup> <sub>1</sub>	Q (m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,048 Aa	0,056 Aa	0,027 Ab
	TRH (h)	58,7 Aa	54,4 Aa	111,8 Ab
	TCO <sub>V</sub> (kg m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,72 Aa	2,44 Ab	1,02 Aa
	TCO <sub>A</sub> (kg ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	1.058 Aa	3.597 Ab	1.507 Aa
SAC <sup>F</sup> <sub>2</sub>	Q (m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,049 Aa	0,048 Aa	0,023 Ab
	TRH (h)	57,6 Aa	61,0 Aa	126,7 Ab
	TCO <sub>V</sub> (kg m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,55 Aa	4,08 ACb	1,53 Aa
	TCO <sub>A</sub> (kg ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	805 Aa	6.006 ACb	2.2579 Aa
SAC <sup>F</sup> <sub>3</sub>	Q (m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,049 Aa	0,050 Aa	0,025 Ab
	TRH (h)	58,6 Aa	59,5 Aa	114,7 Ab
	TCO <sub>V</sub> (kg m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,54 Aa	6,17 BCb	2,07 Ac
	TCO <sub>A</sub> (kg ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	798 Aa	9.092 BCb	3.043 Aa

Para as mesmas variáveis, dentro de uma mesma coluna, de um mesmo filtro, médias com mesma letra maiúscula não diferem entre si, a 10% de probabilidade, pelo teste Tukey. Dentro de uma linha, de uma mesma fase, médias com mesma letra minúscula não diferem entre si, a 10% de probabilidade, pelo teste Tukey.

**Tabela 3.2B.** Valores médios e desvio padrão de pH e CE afluente e efluente dos SACESFs, em cada fase operacional

Variáveis	SACESFs	Fase I		Fase II		Fase III	
		Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
pH	SAC <sub>1</sub>	4,32±0,85	5,99±0,26	3,52±0,12	4,66±0,12	4,47±0,20	4,74±0,19
	SAC <sub>2</sub>	4,44±0,94	5,73±0,14	3,55±0,12	4,34±0,31	4,38±0,43	4,59±0,13
	SAC <sub>3</sub>	4,47±0,79	5,77±0,23	3,56±0,13	4,31±0,48	4,30±0,35	4,36±0,11
	SAC* <sub>1</sub>	6,56±0,37	6,66±0,69	6,24±0,57	6,39±0,65	7,44±0,72	7,83±0,17
	SAC* <sub>2</sub>	6,56±0,36	6,71±0,51	6,53±0,85	6,18±0,32	7,83±0,15	7,39±0,46
	SAC* <sub>3</sub>	6,57±0,29	6,66±0,60	6,26±0,98	6,07±0,28	7,84±0,31	6,93±0,19
	SAC <sup>F</sup> <sub>1</sub>	6,83±0,52	7,21±0,38	6,55±0,38	7,39±0,18	7,67±0,10	7,71±0,26
	SAC <sup>F</sup> <sub>2</sub>	6,92±0,39	7,25±0,31	6,21±0,30	6,95±0,19	7,06±0,09	7,84±0,11
	SAC <sup>F</sup> <sub>3</sub>	6,85±0,52	7,36±0,59	6,08±0,27	6,49±0,51	6,99±0,72	7,50±0,23
CE (dS m <sup>-1</sup> )	SAC <sub>1</sub>	0,40±0,06	0,76±0,20	0,80±0,06	0,94±0,17	0,56±0,13	0,88±0,17
	SAC <sub>2</sub>	0,40±0,10	0,80±0,21	1,14±0,13	1,30±0,22	0,83±0,10	1,17±0,23
	SAC <sub>3</sub>	0,62±0,44	0,79±0,20	1,43±0,15	1,73±0,26	1,08±0,20	1,26±0,25
	SAC* <sub>1</sub>	1,28±0,54	1,44±0,40	3,02±0,43	3,37±0,71	2,94±0,27	2,92±0,22
	SAC* <sub>2</sub>	1,36±0,62	1,68±0,55	3,27±0,90	4,15±0,98	4,39±0,75	3,74±0,33
	SAC* <sub>3</sub>	1,43±0,48	1,44±0,46	4,34±0,72	5,54±1,40	3,88±0,83	4,78±0,36
	SAC <sup>F</sup> <sub>1</sub>	1,44±0,37	1,35±0,44	3,46±0,68	2,66±0,80	3,00±0,27	2,46±0,31
	SAC <sup>F</sup> <sub>2</sub>	1,69±0,44	1,46±0,62	3,83±1,30	3,89±1,57	3,89±0,57	3,89±0,26
	SAC <sup>F</sup> <sub>3</sub>	1,48±0,46	1,45±0,52	5,27±1,16	4,97±2,30	4,67±0,80	4,87±0,51

Foram feitas cinco amostragens em cada fase.

**Tabela 3.3B.** Valores médios de pH e CE afluente e efluente dos SACESFs, durante a fase I

Variáveis	SACESFs	Fase I	
		Afluente	Efluente
pH	SAC	4,41 A	5,83 A
	SAC*	6,52 B	6,68 A
	SAC <sup>F</sup>	6,87 B	7,28 A
CE (dS m <sup>-1</sup> )	SAC	0,47 A	0,79 A
	SAC*	1,36 B	1,52 B
	SAC <sup>F</sup>	1,54 B	1,42 B

Para as mesmas variáveis, dentro de uma mesma coluna, médias com mesma letra maiúscula não diferem entre si, a 10% de probabilidade, pelo teste Tukey.

**Tabela 3.4B.** Valores médios de pH e CE afluente e efluente dos SACESFs, durante as fases II e III

Variáveis	SACESFs	Fase II		Fase III	
		Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
pH	SAC <sub>1</sub>	3,52 Aa	4,66 Aa	4,47 Ab	4,74 Aa
	SAC <sub>2</sub>	3,55 Aa	4,34 Aa	4,38 Ab	4,59 Aa
	SAC <sub>3</sub>	3,56 Aa	4,31 Aa	4,30 Ab	4,36 Aa
	SAC* <sub>1</sub>	6,24 Ba	6,39 Ba	7,44 BCb	7,83 Cb
	SAC* <sub>2</sub>	6,53 Ba	6,18 Ba	7,83 Cb	7,39 BCb
	SAC* <sub>3</sub>	6,26 Ba	6,07 Ba	7,84 Cb	6,93 Bb
	SAC <sup>F</sup> <sub>1</sub>	6,55 Ba	7,39 Da	7,67 BCb	7,71 Cb
	SAC <sup>F</sup> <sub>2</sub>	6,21 Ba	6,95 CDa	7,06 Bb	7,84 Cb
	SAC <sup>F</sup> <sub>3</sub>	6,08 Ba	6,49 BCa	6,99 Bb	7,50 Cb
CE (dS m <sup>-1</sup> )	SAC <sub>1</sub>	0,80 Aa	0,94 Aa	0,56 Aa	0,88 Aa
	SAC <sub>2</sub>	1,14 Aa	1,30 Aa	0,83 Aa	1,17 Aa
	SAC <sub>3</sub>	1,43 Aa	1,73 ABa	1,08 Aa	1,26 Aa
	SAC* <sub>1</sub>	3,02 Ba	3,37 CDa	2,94 Ba	2,92 BCa
	SAC* <sub>2</sub>	3,27 Ba	4,15 DEa	4,39 Cb	3,74 CDa
	SAC* <sub>3</sub>	4,34 CDa	5,54 Fa	3,88 BCa	4,78 Da
	SAC <sup>F</sup> <sub>1</sub>	3,46 BCa	2,66 BCa	3,00 Ba	2,46 Ba
	SAC <sup>F</sup> <sub>2</sub>	3,83 BCa	3,89 DEa	3,89 BCa	3,89 CDa
	SAC <sup>F</sup> <sub>3</sub>	5,27 Da	4,97 EFa	4,67 Ca	4,87Da

Para as mesmas variáveis, dentro de uma mesma coluna, médias com mesma letra maiúscula não diferem entre si, a 10% de probabilidade, pelo teste Tukey. Dentro de uma linha, de uma mesma fase, médias com mesma letra minúscula não diferem entre si, a 10% de probabilidade, pelo teste Tukey.

**Tabela 3.5B.** Valores médios e desvio padrão de DQO e DBO afluente e efluente dos SACESFs, em cada fase operacional

Variáveis	SACESFs	Fase I		Fase II		Fase III	
		Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	SAC <sub>1</sub>	2.275±775	1.105±308	6.837±969	5.592±354	3.539±548	2.746±279
	SAC <sub>2</sub>	2.576±846	1.272±241	11.508±2.246	9.443±1.723	5.615±1.133	4.435±934
	SAC <sub>3</sub>	2.420±967	1.280±326	19.084±8.091	12.466±3.452	7.771±1.590	5.502±2.277
	SAC* <sub>1</sub>	2.161±1.167	1.521±506	6.536±1.290	6.017±1.432	4.182±752	2.343±1.259
	SAC* <sub>2</sub>	2.317±1.184	1.582±482	11.544±2.846	10.221±2.498	6.886±588	5.235±1.394
	SAC* <sub>3</sub>	2.258±1.205	1.572±754	19.566±9.697	17.143±9.093	9.418±1.162	7.040±2.026
	SAC <sup>F</sup> <sub>1</sub>	1.612±831	748±409	5.658±1.093	1.881±398	4.182±752	587±323
	SAC <sup>F</sup> <sub>2</sub>	1.285±394	824±389	9.792±2.162	7.096±3.826	6.886±588	1.786±1.066
	SAC <sup>F</sup> <sub>3</sub>	1.353±768	736±487	16.036±7.333	14.274±10.021	9.072±1.322	5.940±2.789
DBO (mg L <sup>-1</sup> )	SAC <sub>1</sub>	905±399	642±190	2.011±825	1.966±1.125	1.698±884	905±561
	SAC <sub>2</sub>	925±337	746±225	3.535±883	2.957±1.784	3.176±2.134	1.879±1.152
	SAC <sub>3</sub>	853±280	661±251	4.441±1.365	1.985±1.244	3.348±1.941	975±604
	SAC* <sub>1</sub>	1.292±474	935±287	3.242±771	2.327±605	2.517±1.241	1.175±993
	SAC* <sub>2</sub>	1.401±590	806±347	4.178±781	3.510±619	3.250±972	3.012±977
	SAC* <sub>3</sub>	1.183±408	966±406	5.874±1.019	3.798±1.553	4.399±1.012	3.583±923
	SAC <sup>F</sup> <sub>1</sub>	1.036±502	473±382	3.184±717	787±303	1.336±1.105	359±283
	SAC <sup>F</sup> <sub>2</sub>	965±300	537±317	4.311±887	3.556±1.744	2.772±874	1.355±1.144
	SAC <sup>F</sup> <sub>3</sub>	722±366	384±283	6.181±1.457	5.247±2.695	4.884±1.103	2.856±2.071

Foram feitas cinco amostragens em cada fase.

**Tabela 3.6B.** Valores médios de DQO e DBO afluente e efluente dos SACESFs, durante a fase I

Variáveis	SACESFs	Fase I	
		Afluente	Efluente
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	SAC <sub>1</sub>	2.424 A	1.219 A
	SAC*	2.245 A	1.558 B
	SAC <sup>F</sup>	1.416 B	770 C
DBO (mg L <sup>-1</sup> )	SAC <sub>1</sub>	895 A	683 A
	SAC*	1.292 B	902 B
	SAC <sup>F</sup>	907 C	465 C

Para as mesmas variáveis, dentro de uma mesma coluna, médias com mesma letra maiúscula não diferem entre si, a 10% de probabilidade, pelo teste Tukey.

**Tabela 3.7B.** Valores das eficiências médias de remoção de matéria orgânica nos SACESFs, durante a fase I

SACESFs	Fase I	
	DQO	DBO
SAC	46 A	19 A
SAC*	25 B	28 AB
SAC <sup>F</sup>	38 AB	42 B

Dentro de uma mesma coluna, médias com mesma letra maiúscula não diferem entre si, a 10% de probabilidade, pelo teste Tukey.



**Tabela 3.8B.** Valores médios de DQO e DBO afluente e efluente dos SACESFs, durante as fases II e III

Variáveis	SACESFs	Fase II		Fase III	
		Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	SAC <sub>1</sub>	6.837 ABa	5.592 ABa	3.539 Ab	2.746 ABa
	SAC <sub>2</sub>	11.508 BCa	9.443 BCa	5.615 ABb	4.435 ABb
	SAC <sub>3</sub>	19.084 Da	12.466 CDEa	7.771 ABb	5.502 ABb
	SAC* <sub>1</sub>	6.536 ABa	6.017 ABa	4.182 ABa	2.343 ABb
	SAC* <sub>2</sub>	11.544 BCa	10.221 BCa	6.886 ABb	5.235 ABb
	SAC* <sub>3</sub>	19.566 Da	17.143 Ea	9.418 Cb	7.040 Ab
	SAC <sup>F</sup> <sub>1</sub>	5.658 Aa	1.881 Aa	4.182 ABa	587 Ba
	SAC <sup>F</sup> <sub>2</sub>	9.792 ABa	7.096 ABCa	6.886 ABa	1.786 ABb
	SAC <sup>F</sup> <sub>3</sub>	16.036 CDa	14.274 DEa	9.072 Bb	5.940 bAB
DBO (mg L <sup>-1</sup> )	SAC <sub>1</sub>	2.011 Aa	1.966 ABa	1.698 Aa	905 Ab
	SAC <sub>2</sub>	3.535 ABa	2.957 BCa	3.176 ABa	1.879 ABCDb
	SAC <sub>3</sub>	4.441 ABa	1.985 ABa	3.348 ABa	975 Ab
	SAC* <sub>1</sub>	3.242 Ba	2.327 ABCa	2.517 ABa	1.175 ABb
	SAC* <sub>2</sub>	4.178 Ca	3.510 BCa	3.250 BCb	3.012 CDb
	SAC* <sub>3</sub>	5.874 Da	3.798 CDa	4.399 Cb	3.583 Db
	SAC <sup>F</sup> <sub>1</sub>	3.184 ABa	787 Aa	1.336 ABa	359 Aa
	SAC <sup>F</sup> <sub>2</sub>	4.311 ABa	3.556 BCa	2.772 ABa	1.355 ABCb
	SAC <sup>F</sup> <sub>3</sub>	6.181 ABa	5.247 Da	4.884 Ba	2.856 CDb

Para as mesmas variáveis, dentro de uma mesma coluna, de um mesmo filtro, médias com mesma letra maiúscula não diferem entre si, a 10% de probabilidade, pelo teste Tukey. Dentro de uma linha, de uma mesma fase, médias com mesma letra minúscula não diferem entre si, a 10% de probabilidade, pelo teste Tukey.

**Tabela 3.9B.** Valores das eficiências médias de remoção de matéria orgânica nos SACESFs, durante as fases II e III

SACESFs	Fase II		Fase III	
	DQO	DBO	DQO	DBO
SAC <sub>1</sub>	17 Aa	5 Aa	21 Aa	47 ABb
SAC <sub>2</sub>	18 Aa	22 ABa	20 Aa	38 ABCa
SAC <sub>3</sub>	30 ABa	59 Ca	29 Aa	71 Aa
SAC* <sub>1</sub>	9 Aa	28 ABa	45 ABb	59 Ab
SAC* <sub>2</sub>	11 Aa	14 Aa	25 Aa	7 Ca
SAC* <sub>3</sub>	12 Aa	36 ABa	24 Aa	18 BCa
SAC <sup>F</sup> <sub>1</sub>	66 Ba	74 Ca	85 Cb	63 Aa
SAC <sup>F</sup> <sub>2</sub>	29 ABa	18 Aa	75 BCb	55 ABb
SAC <sup>F</sup> <sub>3</sub>	16 Aa	17 Aa	32 Aa	45 ABCb

Para as mesmas variáveis, dentro de uma mesma coluna, de um mesmo filtro, médias com mesma letra maiúscula não diferem entre si, a 10% de probabilidade, pelo teste Tukey. Dentro de uma linha, de uma mesma fase, médias com mesma letra minúscula não diferem entre si, a 10% de probabilidade, pelo teste Tukey.

**Tabela 3.10B.** Valores médios e desvio padrão de ST e SVT afluente e efluente dos SACESFs, em cada fase operacional

Variáveis	SACESFs	Fase I		Fase II		Fase III	
		Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
ST (mg L <sup>-1</sup> )	SAC <sub>1</sub>	2.236±1.172	1.037±446	4.669±1.655	2.684±2.543	1.974±1.869	1.086±389
	SAC <sub>2</sub>	1.802±584	976±246	5.823±1.996	4.203±2.782	2.502±1.097	1.816±289
	SAC <sub>3</sub>	2.974±2.284	1.113±429	8.279±2.167	4.916±1.794	3.010±1.017	2.471±784
	SAC* <sub>1</sub>	2.487±1.642	1.476±400	6.136±1.854	4.156±810	2.660±501	2.196±808
	SAC* <sub>2</sub>	2.610±1.125	2.210±927	8.387±2.339	7.001±1.645	5.530±696	3.785±1.166
	SAC* <sub>3</sub>	3.036±2.710	1.955±618	11.609±2.640	9.049±3.772	6.870±1.780	4.372±605
	SAC <sup>F</sup> <sub>1</sub>	1.763±617	1.344±354	4.221±574	2.175±537	1.841±754	1.306±457
	SAC <sup>F</sup> <sub>2</sub>	1.873±598	1.371±742	7.709±1.160	3.957±1.909	3.659±597	2.116±466
	SAC <sup>F</sup> <sub>3</sub>	1.867±500	1.474±702	9.123±2.898	5.942±3.814	4.316±1.404	3.802±1.345
SVT (mg L <sup>-1</sup> )	SAC <sub>1</sub>	2.000±1.122	558±240	4.143±1.623	2.026±2.541	1.601±1.955	593±250
	SAC <sub>2</sub>	1.362±287	574±243	4.869±1.654	3.184±2.670	1.822±1.127	1.007±172
	SAC <sub>3</sub>	2.670±2.179	584±159	6.578±2.065	3.678±1.982	2.065±723	1.467±696
	SAC* <sub>1</sub>	1.597±1.600	628±197	4.102±1.580	1.946±310	1.396±184	636±369
	SAC* <sub>2</sub>	1.704±991	997±608	5.612±2.089	3.966±1.084	3.022±562	1.877±494
	SAC* <sub>3</sub>	2.202±2.819	956±331	7.674±2.530	5.263±1.883	3.622±713	2.237±209
	SAC <sup>F</sup> <sub>1</sub>	919±532	460±267	2.397±844	718±136	736±408	284±63
	SAC <sup>F</sup> <sub>2</sub>	886±279	544±227	4.678±1.242	1.901±1.059	2.471±878	696±247
	SAC <sup>F</sup> <sub>3</sub>	887±390	670±372	5.273±2.125	2.273±2.270	2.597±411	1.869±1.014

Foram feitas cinco amostragens em cada fase.

**Tabela 3.11B.** Valores médios e desvio padrão de SST e SSV afluente e efluente dos SACESFs, em cada fase operacional

Variáveis	SACESFs	Fase I		Fase II		Fase III	
		Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
SST (mg L <sup>-1</sup> )	SAC <sub>1</sub>	375±243	64±21	308±86	88±35	240±72	82±14
	SAC <sub>2</sub>	419±415	61±22	539±225	90±42	560±684	119±26
	SAC <sub>3</sub>	250±181	61±23	574±285	127±51	452±382	114±45
	SAC* <sub>1</sub>	130±89	40±14	295±188	111±22	170±19	64±21
	SAC* <sub>2</sub>	135±82	39±29	407±257	156±60	81±40	63±16
	SAC* <sub>3</sub>	126±83	41±24	675±455	199±32	92±27	60±12
	SAC <sup>F</sup> <sub>1</sub>	95±78	34±8	165±15	78±31	87±33	48±22
	SAC <sup>F</sup> <sub>2</sub>	55±36	25±21	200±52	94±52	102±22	61±29
	SAC <sup>F</sup> <sub>3</sub>	97±53	30±13	264±85	159±80	116±34	89±38
SSV (mg L <sup>-1</sup> )	SAC <sub>1</sub>	347±253	54±23	242±82	62±30	175±63	66±12
	SAC <sub>2</sub>	395±422	39±28	487±202	80±37	429±605	76±27
	SAC <sub>3</sub>	185±169	52±20	486±275	102±45	342±346	78±31
	SAC* <sub>1</sub>	117±85	27±13	227±137	94±25	124±20	32±16
	SAC* <sub>2</sub>	122±70	26±12	214±105	128±46	41±11	33±22
	SAC* <sub>3</sub>	114±78	25±17	474±390	130±45	44±12	36±8
	SAC <sup>F</sup> <sub>1</sub>	73±60	19±6	143±18	41±11	63±32	16±10
	SAC <sup>F</sup> <sub>2</sub>	40±27	11±15	154±59	70±39	67±15	33±18
	SAC <sup>F</sup> <sub>3</sub>	76±42	21±12	213±64	122±63	57±35	45±22

Foram feitas cinco amostragens em cada fase.

**Tabela 3.12B.** Valores médios de ST e SVT afluente e efluente dos SACESFs, durante a fase I

Variáveis	SACESFs	Fase I	
		Afluente	Efluente
ST (mg L <sup>-1</sup> )	SAC <sub>1</sub>	2.337 A	1.042 A
	SAC*	2.711 B	1.880 B
	SAC <sup>F</sup>	1.834 A	1.396 A
SVT (mg L <sup>-1</sup> )	SAC <sub>1</sub>	2.011 A	571 A
	SAC*	1.834 AB	860 B
	SAC <sup>F</sup>	897 B	558 A

Dentro de uma mesma coluna, médias com mesma letra maiúscula não diferem entre si, a 10% de probabilidade, pelo teste Tukey.

**Tabela 3.13B.** Valores médios de SST e SSV afluente e efluente dos SACESFs, durante a fase I

Variáveis	SACESFs	Fase I	
		Afluente	Efluente
SST (mg L <sup>-1</sup> )	SAC <sub>1</sub>	348 A	62 A
	SAC*	130 B	40 B
	SAC <sup>F</sup>	82 B	29 B
SSV (mg L <sup>-1</sup> )	SAC <sub>1</sub>	309 A	48 A
	SAC*	117 B	26 B
	SAC <sup>F</sup>	63 B	17 B

Dentro de uma mesma coluna, médias com mesma letra maiúscula não diferem entre si, a 10% de probabilidade, pelo teste Tukey.

**Tabela 3.14B.** Eficiência (%) média de remoção de ST, SVT, SST e SSV pelos SACESFs, durante a fase I

SACESFs	Fase I			
	ST	SVT	SST	SSV
SAC <sub>1</sub>	44 A	62 A	74 A	75 A
SAC*	13 B	25 B	62 AB	69 A
SAC <sup>F</sup>	20 B	33 B	52 B	63 A

Dentro de uma mesma coluna, médias com mesma letra maiúscula não diferem entre si, a 10% de probabilidade, pelo teste Tukey.

**Tabela 3.15B.** Valores médios de ST e SVT afluente e efluente dos SACESFs, durante as fases II e III

Variáveis	SACESFs	Fase II		Fase III	
		Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
ST (mg L <sup>-1</sup> )	SAC <sub>1</sub>	4.669 Aa	2.684 Aa	1.974 Ab	1.086 Ab
	SAC <sub>2</sub>	5.823 ABa	4.203 ABa	2.502 ABb	1.816 ABb
	SAC <sub>3</sub>	8.279 CDa	4.916 ABa	3.010 ABb	2.471 ABb
	SAC* <sub>1</sub>	6.136 ABCa	4.156 ABa	2.660 ABb	2.196 ABb
	SAC* <sub>2</sub>	8.387 CDa	7.001 BCa	5.530 CDb	3.785 ABb
	SAC* <sub>3</sub>	11.609 Ea	9.049 Ca	6.870 Db	4.372 Bb
	SAC <sup>F</sup> <sub>1</sub>	4.221 Aa	2.175 Aa	1.841 Ab	1.306 ABb
	SAC <sup>F</sup> <sub>2</sub>	7.709 BCda	3.957 ABa	3.659 ABCb	2.116 ABb
	SAC <sup>F</sup> <sub>3</sub>	9.123 Da	5.942 BCa	4.316 BCb	3.802 ABb
SVT (mg L <sup>-1</sup> )	SAC <sub>1</sub>	4.143 ABa	2.026 ABa	1.601 ABb	593 Ab
	SAC <sub>2</sub>	4.869 BCa	3.184 BCa	1.822 ABCb	1.007 Ab
	SAC <sub>3</sub>	6.578 CDa	3.678 BCa	2.065 ABCb	1.467 Ab
	SAC* <sub>1</sub>	4.102 ABa	1.946 ABa	1.396 ABb	636 Ab
	SAC* <sub>2</sub>	5.612 BCa	3.966 BCa	3.022 BCb	1.877 Ab
	SAC* <sub>3</sub>	7.674 Da	5.263 Ca	3.622 Cb	2.237 Ab
	SAC <sup>F</sup> <sub>1</sub>	2.397 Aa	718 Aa	736 Ab	284 Ab
	SAC <sup>F</sup> <sub>2</sub>	4.678 BCa	1.901 ABa	2.471 ABCb	696 Ab
	SAC <sup>F</sup> <sub>3</sub>	5.273 BCa	2.273 ABa	2.597 ABCb	1.869 Ab

Para as mesmas variáveis, dentro de uma mesma coluna, médias com mesma letra maiúscula não diferem entre si, a 10% de probabilidade, pelo teste Tukey. Dentro de uma linha, de uma mesma fase, médias com mesma letra minúscula não diferem entre si, a 10% de probabilidade, pelo teste Tukey.

**Tabela 3.16B.** Valores médios de SST e SSV afluente e efluente dos SACESFs, durante as fases II e III

Variáveis	SACESFs	Fase II		Fase III	
		Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
SST (mg L <sup>-1</sup> )	SAC <sub>1</sub>	308 ABa	88 Aa	240 ABa	82 ABa
	SAC <sub>2</sub>	539 ABa	90 ABa	560 Aa	119 Aa
	SAC <sub>3</sub>	574 ABa	127 ABa	452 ABa	114 ABa
	SAC* <sub>1</sub>	295 ABa	111 ABa	170 ABb	64 ABa
	SAC* <sub>2</sub>	407 ABa	156 BCDA	81 Bb	63 ABa
	SAC* <sub>3</sub>	675 Aa	199 Da	92 Bb	60 ABa
	SAC <sup>F</sup> <sub>1</sub>	165 Ba	78 Aa	87 Ba	48 Ba
	SAC <sup>F</sup> <sub>2</sub>	200 Ba	94 ABa	102 Ba	61 ABa
	SAC <sup>F</sup> <sub>3</sub>	264 ABa	159 CDA	116 Ba	89 ABa
SSV (mg L <sup>-1</sup> )	SAC <sub>1</sub>	242 Aa	62 ABa	175 ABa	66 ABa
	SAC <sub>2</sub>	487 Aa	80 ABCDA	429 Aa	76 Aa
	SAC <sub>3</sub>	486 Aa	102 BCDA	342 ABa	78 Aa
	SAC* <sub>1</sub>	227 Aa	94 ABCDA	124 ABa	32 ABa
	SAC* <sub>2</sub>	214 Aa	128 Da	41 Bb	33 ABa
	SAC* <sub>3</sub>	474 Aa	130 Da	44 Bb	36 ABa
	SAC <sup>F</sup> <sub>1</sub>	143 Aa	41 Aa	63 Bb	16 Ba
	SAC <sup>F</sup> <sub>2</sub>	154 Aa	70 ABCa	67 Bb	33 ABa
	SAC <sup>F</sup> <sub>3</sub>	213 Aa	122 CDA	57 Bb	45 ABa

Para as mesmas variáveis, dentro de uma mesma coluna, médias com mesma letra maiúscula não diferem entre si, a 10% de probabilidade, pelo teste Tukey. Dentro de uma linha, de uma mesma fase, médias com mesma letra minúscula não diferem entre si, a 10% de probabilidade, pelo teste Tukey.

**Tabela 3.17B.** Eficiência (%) média de remoção de ST, SVT, SST e SSV pelos SACESFs, durante as fases II e III

SACESFs	Fase II				Fase III			
	ST	SVT	SST	SSV	ST	SVT	SST	SSV
SAC <sub>1</sub>	44 Aa	54 Aa	70 Aa	74 Aa	18 Aa	35 Aa	64 Aa	58 Aa
SAC <sub>2</sub>	22 Aa	28 Aa	81 Aa	82 Aa	17 Aa	27 Aa	56 Aa	59 Aa
SAC <sub>3</sub>	39 Aa	41 Aa	72 Aa	73 Aa	6 Aa	18 Aa	61 Aa	63 Aa
SAC* <sub>1</sub>	29 Aa	48 Aa	51 Aa	50 Aa	18 Aa	55 Aa	61 Aa	72 Aa
SAC* <sub>2</sub>	15 Aa	27 Aa	48 Aa	17 Aa	29 Aa	35 Aa	15 Aa	19 Aa
SAC* <sub>3</sub>	23 Aa	31 Aa	41 Aa	17 Aa	35 Aa	37 Aa	29 Aa	12 Aa
SAC <sup>F</sup> <sub>1</sub>	47 Aa	47 Aa	52 Aa	70 Aa	25 Aa	54 Aa	42 Aa	74 Aa
SAC <sup>F</sup> <sub>2</sub>	47 Aa	41 Aa	53 Aa	55 Aa	43 Aa	72 Aa	39 Aa	50 Aa
SAC <sup>F</sup> <sub>3</sub>	39 Aa	61 Aa	42 Aa	44 Aa	13 Aa	31 Aa	21 Aa	2 Aa

Para as mesmas variáveis, dentro de uma mesma coluna, médias com mesma letra maiúscula não diferem entre si, a 10% de probabilidade, pelo teste Tukey. Dentro de uma linha, de uma mesma fase, médias com mesma letra minúscula não diferem entre si, a 10% de probabilidade, pelo teste Tukey.



**Tabela 3.18B.** Valores médios e desvio padrão de N e P afluente e efluente dos SACESFs, em cada fase operacional

Variáveis	SACESFs	Fase I		Fase II		Fase III	
		Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
N (mg L <sup>-1</sup> )	SAC <sub>1</sub>	42,8±13,7	19,1±9,9	66,4±19,7	41,6±18,6	68,2±12,9	59,2±11,5
	SAC <sub>2</sub>	57,3±27,7	18,0±8,0	132,2±31,9	63,0±11,9	112,4±51,5	93,3±14,4
	SAC <sub>3</sub>	42,8±13,7	22,9±9,7	162,7±46,3	83,5±28,4	139,4±46,8	87,9±7,8
	SAC* <sub>1</sub>	23,9±11,4	14,3±3,7	295,6±29,1	257,2±30,7	332,5±18,7	297,2±7,5
	SAC* <sub>2</sub>	23,7±11,7	15,3±5,1	365,3±90,5	325,8±93,5	427,6±80,9	413,3±46,1
	SAC* <sub>3</sub>	23,0±6,6	13,5±4,5	562,7±105,4	472,9±58,0	535,9±98,4	497,6±57,1
	SAC <sup>F</sup> <sub>1</sub>	24,0±15,1	11,2±4,3	319,4±17,7	235,0±15,3	271,9±26,0	132,7±74,9
	SAC <sup>F</sup> <sub>2</sub>	30,7±20,9	12,7±5,8	438,4±54,0	390,5±90,9	351,2±59,1	244,1±132,3
	SAC <sup>F</sup> <sub>3</sub>	29,2±15,4	14,6±5,2	467,1±58,3	493,4±158,9	468,9±55,2	368,0±200,4
P (mg L <sup>-1</sup> )	SAC <sub>1</sub>	6,2±2,4	1,5±1,1	7,5±0,5	2,9±1,0	4,6±1,9	3,8±1,9
	SAC <sub>2</sub>	7,2±1,8	2,6±1,0	11,1±2,7	5,9±1,7	9,1±5,9	6,1±2,3
	SAC <sub>3</sub>	4,3±1,9	1,7±0,7	13,5±4,2	8,3±3,6	10,4±4,8	7,0±2,5
	SAC* <sub>1</sub>	3,7±0,6	3,2±1,6	9,0±6,4	5,3±3,0	3,0±1,1	2,9±1,8
	SAC* <sub>2</sub>	3,6±0,7	3,5±1,3	12,3±7,1	4,7±1,9	2,6±1,5	1,7±1,1
	SAC* <sub>3</sub>	3,2±1,2	2,8±1,0	13,0±5,5	9,4±6,9	3,1±1,7	1,7±1,5
	SAC <sup>F</sup> <sub>1</sub>	4,9±2,6	1,5±1,0	5,9±1,9	3,9±0,6	2,0±1,3	1,5±1,2
	SAC <sup>F</sup> <sub>2</sub>	5,3±1,3	2,4±1,3	6,6±1,4	4,3±1,1	1,7±1,5	1,6±1,6
	SAC <sup>F</sup> <sub>3</sub>	4,6±2,8	1,8±1,3	11,1±4,4	6,0±2,3	3,1±2,5	2,6±1,6

Foram feitas cinco amostragens em cada fase.

**Tabela 3.19B.** Valores médios e desvio padrão de  $\text{NO}_3^-$  e  $\text{NH}_4^+$  afluente e efluente dos SACESFs, em cada fase operacional

Variáveis	SACESFs	Fase I		Fase II		Fase III	
		Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
$\text{NO}_3^-$ (mg L <sup>-1</sup> )	SAC <sub>1</sub>	4,2±7,2	1,1±1,9	2,1±1,3	1,0±0,8	0,7±0,1	0,7±0,1
	SAC <sub>2</sub>	4,4±7,6	1,2±2,1	3,7±2,9	2,0±0,7	1,1±0,2	0,9±0,4
	SAC <sub>3</sub>	4,1±6,5	1,5±2,3	5,4±5,5	2,5±1,6	1,8±0,5	0,9±0,5
	SAC* <sub>1</sub>	0,8±1,1	0,6±1,0	1,2±0,9	0,7±0,7	0,3±0,1	0,3±0,2
	SAC* <sub>2</sub>	0,7±0,8	0,6±0,9	2,3±1,6	1,7±1,1	0,6±0,1	0,4±0,3
	SAC* <sub>3</sub>	0,8±0,7	0,7±1,1	2,9±2,2	2,7±1,6	0,9±0,2	0,3±0,3
	SAC <sup>F</sup> <sub>1</sub>	0,9±1,5	0,7±0,9	0,5±0,4	0,6±0,3	0,2±0,2	0,4±0,2
	SAC <sup>F</sup> <sub>2</sub>	0,5±0,9	0,5±0,6	1,1±0,8	0,7±0,2	0,1±0,1	0,4±0,2
	SAC <sup>F</sup> <sub>3</sub>	0,4±0,5	0,7±1,2	2,1±3,1	2,2±2,7	0,2±0,1	0,4±0,2
$\text{NH}_4^+$ (mg L <sup>-1</sup> )	SAC <sub>1</sub>	ND	5,5±3,7	ND	7,9±8,1	ND	28,4±13,1
	SAC <sub>2</sub>	ND	6,3±3,9	ND	4,2±6,8	ND	26,7±12,7
	SAC <sub>3</sub>	ND	5,5±3,8	ND	2,2±2,7	ND	17,8±19,3
	SAC* <sub>1</sub>	0,3±0,5	2,9±2,1	0,3±0,4	52,5±36,5	0,3±0,2	291,2±8,4
	SAC* <sub>2</sub>	ND	2,9±2,0	0,1±0,1	47,3±26,7	0,5±0,4	401,6±44,5
	SAC* <sub>3</sub>	ND	2,7±2,8	0,1±0,1	52,0±28,9	0,3±0,3	484,1±66,9
	SAC <sup>F</sup> <sub>1</sub>	2,5±1,8	1,4±1,4	136,9±60,9	99,0±67,2	277,6±32,3	129,6±73,7
	SAC <sup>F</sup> <sub>2</sub>	5,5±4,0	2,4±0,9	123,1±91,7	123,1±104,7	378,7±27,6	241,0±131,1
	SAC <sup>F</sup> <sub>3</sub>	6,8±3,9	1,1±0,7	149,1±98,8	137,3±123,2	413,2±54,6	362,2±198,4

Foram feitas cinco amostragens em cada fase.

ND – Não Detectado.

**Tabela 3.20B.** Valores médios e desvio padrão de K e compostos fenólicos afluente e efluente dos SACESFs, em cada fase operacional

Variáveis	SACESFs	Fase I		Fase II		Fase III	
		Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
K (mg L <sup>-1</sup> )	SAC <sub>1</sub>	82,6±5,0	84,7±5,1	175,1±31,2	166,3±16,3	176,7±24,7	185,6±42,8
	SAC <sub>2</sub>	88,1±4,7	92,6±5,4	293,8±22,2	280,3±16,6	296,0±46,5	292,2±34,5
	SAC <sub>3</sub>	80,3±7,8	88,4±5,6	382,7±57,4	378,9±61,4	374,6±46,2	372,7±24,4
	SAC* <sub>1</sub>	91,1±15,3	144,1±44,7	199,1±28,0	197,3±17,9	171,5±37,3	190,4±31,3
	SAC* <sub>2</sub>	141,9±34,8	176,0±29,9	285,1±39,2	317,1±58,7	285,9±82,1	299,2±43,5
	SAC* <sub>3</sub>	82,9±22,2	143,5±22,2	424,2±54,7	369,5±22,0	315,7±59,7	341,2±85,2
	SAC <sup>F</sup> <sub>1</sub>	83,1±18,7	138,4±37,5	192,4±23,8	165,3±48,1	162,7±44,8	235,2±48,9
	SAC <sup>F</sup> <sub>2</sub>	156,2±41,6	141,4±53,7	278,9±30,3	240,1±78,1	264,7±42,8	331,4±97,5
	SAC <sup>F</sup> <sub>3</sub>	89,2±20,7	139,4±30,4	393,7±81,3	368,7±143,2	309,7±38,1	343,6±67,9
Compostos fenólicos (mg L <sup>-1</sup> )	SAC <sub>1</sub>	19,3±8,1	10,0±6,8	51,5±11,2	45,6±5,1	28,0±5,5	36,3±6,0
	SAC <sub>2</sub>	22,9±7,9	14,6±5,4	79,0±13,1	76,5±22,2	47,2±5,3	51,4±5,7
	SAC <sub>3</sub>	19,8±8,3	13,7±6,5	102,4±12,9	99,0±8,0	67,7±8,3	64,4±7,6
	SAC* <sub>1</sub>	14,7±2,2	7,8±5,5	30,1±26,6	18,4±9,2	6,8±4,2	3,6±4,4
	SAC* <sub>2</sub>	13,2±4,5	9,8±4,9	49,4±41,5	33,0±18,3	13,7±6,0	5,9±4,3
	SAC* <sub>3</sub>	12,2±3,8	6,5±4,8	65,0±42,1	40,1±23,6	19,4±8,4	14,5±6,3
	SAC <sup>F</sup> <sub>1</sub>	10,4±3,6	3,3±1,2	13,0±3,4	5,6±0,6	29,1±20,8	9,2±4,2
	SAC <sup>F</sup> <sub>2</sub>	8,7±4,6	4,3±2,5	20,2±2,1	14,1±3,0	45,4±30,8	15,9±7,5
	SAC <sup>F</sup> <sub>3</sub>	7,0±2,9	4,2±2,7	28,3±6,5	23,0±3,2	64,3±44,7	41,4±32,5

Foram feitas cinco amostragens em cada fase.

**Tabela 3.21B.** Valores médios e desvio padrão de Ca afluente e efluente dos SACESFs, em cada fase operacional

Variáveis	SACESFs	Fase I		Fase II		Fase III	
		Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
Ca (mg L <sup>-1</sup> )	SAC <sub>1</sub>	66,5±24,8	235,6±166,7	83,8±12,4	163,3±53,7	87,5±14,4	116,6±43,8
	SAC <sub>2</sub>	100,3±64,6	244,8±187,2	135,6±31,8	201,7±67,8	113,6±12,3	154,8±38,8
	SAC <sub>3</sub>	69,6±20,6	252,3±199,7	179,2±44,0	250,5±120,6	163,7±23,1	183,2±33,9
	SAC* <sub>1</sub>	363,4±165,4	333,5±106,5	395,8±54,4	278,0±34,4	178,8±45,2	146,5±24,6
	SAC* <sub>2</sub>	370,5±204,2	399,6±161,0	337,8±77,2	406,0±116,5	417,1±95,0	231,1±44,3
	SAC* <sub>3</sub>	381,2±258,8	324,3±190,7	509,9±121,8	549,0±172,3	450,8±102,2	338,5±81,9
	SAC <sup>F</sup> <sub>1</sub>	522,7±185,5	491,1±177,8	973,5±319,5	712,3±243,3	373,8±161,1	393,3±119,6
	SAC <sup>F</sup> <sub>2</sub>	638,1±309,6	527,2±203,7	1.296,2±258,3	1.330,3±537,6	1.058,7±200,7	478,5±137,0
	SAC <sup>F</sup> <sub>3</sub>	520,7±317,4	546,2±256,2	1.618,1±478,4	1.202,0±557,0	1.357,8±142,4	992,9±288,3

Foram feitas cinco amostragens em cada fase.

**Tabela 3.22B.** Valores médios de N e P afluente e efluente dos SACESFs, durante a fase I

Variáveis	SACESFs	Fase I	
		Afluente	Efluente
N (mg L <sup>-1</sup> )	SAC	47,6 A	20,0 A
	SAC*	23,5 B	14,3 B
	SAC <sup>F</sup>	27,9 B	12,8 B
P (mg L <sup>-1</sup> )	SAC	5,9 A	2,0 A
	SAC*	4,9 AB	3,2 B
	SAC <sup>F</sup>	3,5 B	1,9 A

Dentro de uma mesma coluna, médias com mesma letra maiúscula não diferem entre si, a 10% de probabilidade, pelo teste Tukey.

**Tabela 3.23B.** Valores médios de K e compostos fenólicos afluente e efluente dos SACESFs, durante a fase I

Variáveis	SACESFs	Fase I	
		Afluente	Efluente
K (mg L <sup>-1</sup> )	SAC	83,7 A	88,6 A
	SAC*	105,3 A	154,5 B
	SAC <sup>F</sup>	109,5 A	139,8 B
Compostos fenólicos (mg L <sup>-1</sup> )	SAC <sub>1</sub>	20,7 A	12,8 A
	SAC <sub>2</sub>	13,4 B	8,0 B
	SAC <sub>3</sub>	8,7 C	4,0 C

Dentro de uma mesma coluna, médias com mesma letra maiúscula não diferem entre si, a 10% de probabilidade, pelo teste Tukey.

**Tabela 3.24B.** Eficiência (%) média de remoção de N, P, K e compostos fenólicos pelos SACESFs, durante a fase I

SACESFs	Fase I			
	N	P	K	Compostos Fenólicos
SAC	54 A	60 A	-6 A	28 A
SAC*	32 A	9 B	-58 B	44 A
SAC <sup>F</sup>	40 A	54 A	-45 B	46 A

Dentro de uma mesma coluna, médias com mesma letra maiúscula não diferem entre si, a 10% de probabilidade, pelo teste Tukey.

**Tabela 3.25B.** Valores médios de N e P afluente e efluente dos SACESFs, durante as fases II e III

Variáveis	SACESFs	Fase II		Fase III	
		Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
N (mg L <sup>-1</sup> )	SAC <sub>1</sub>	66,4 Aa	41,6 Aa	68,2 Aa	59,2 Aa
	SAC <sub>2</sub>	132,2 Aa	63,0 Aa	112,4 Aa	93,3 Aa
	SAC <sub>3</sub>	162,7 Aa	83,5 Aa	139,4 Aa	87,9 Aa
	SAC* <sub>1</sub>	295,6 Ba	257,2 BCa	332,5 BCa	297,2 CDa
	SAC* <sub>2</sub>	365,3 BCa	325,8 BCa	427,6 CDa	413,3 DEa
	SAC* <sub>3</sub>	562,7 Da	472,9 Da	535,9 Ea	497,6 Ea
	SAC <sup>F</sup> <sub>1</sub>	319,4 Ba	235,0 Ba	271,9 Ba	132,7 ABb
	SAC <sup>F</sup> <sub>2</sub>	438,4 Ca	390,5 CDa	351,2 BCa	244,1 BCb
	SAC <sup>F</sup> <sub>3</sub>	467,1 CDa	493,4 Da	468,9 DEa	368,0 CDEb
P (mg L <sup>-1</sup> )	SAC <sub>1</sub>	7,5 ABa	2,9 Aa	4,6 ABa	3,8 ABCa
	SAC <sub>2</sub>	11,1 ABCa	5,9 ABCa	9,1 BCa	6,1 BCa
	SAC <sub>3</sub>	13,5 Ca	8,3 BCa	10,4 Cb	7,0 Ca
	SAC* <sub>1</sub>	9,0 ABCa	5,3 ABCa	3,0 Ab	2,9 ABCa
	SAC* <sub>2</sub>	12,3 BCa	4,7 ABa	2,6 Ab	1,7 ABb
	SAC* <sub>3</sub>	13,0 BCa	9,4 Ca	3,1 Ab	1,7 ABb
	SAC <sup>F</sup> <sub>1</sub>	5,9 Aa	3,9 ABa	2,0 Ab	1,5 Aa
	SAC <sup>F</sup> <sub>2</sub>	6,6 Aa	4,3 ABa	1,7 Ab	1,6 Ab
	SAC <sup>F</sup> <sub>3</sub>	11,1 ABCa	6,0 ABCa	3,1 Ab	2,6 ABCb

Para as mesmas variáveis, dentro de uma mesma coluna, médias com mesma letra maiúscula não diferem entre si, a 10% de probabilidade, pelo teste Tukey. Dentro de uma linha, de uma mesma fase, médias com mesma letra minúscula não diferem entre si, a 10% de probabilidade, pelo teste Tukey.

**Tabela 3.26B.** Valores médios de K e Compostos fenólicos afluente e efluente dos SACESFs, durante as fases II e III

Variáveis	SACESFs	Fase II		Fase III	
		Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
K (mg L <sup>-1</sup> )	SAC <sub>1</sub>	175,1 Aa	166,3 Aa	176,7 Aa	185,6 Aa
	SAC <sub>2</sub>	293,8 Ba	280,3 BC Da	296,0 Ba	292,2 BCa
	SAC <sub>3</sub>	382,7 Ca	378,9 Da	374,6 Ca	372,7 Ca
	SAC* <sub>1</sub>	199,1 Aa	197,3 ABa	171,5 Aa	190,4 Aa
	SAC* <sub>2</sub>	285,1 Ba	317,1 CDa	285,9 Ba	299,2 BCa
	SAC* <sub>3</sub>	424,2 Ca	369,5 Da	315,7 BCb	341,2 Ca
	SAC <sup>F</sup> <sub>1</sub>	192,4 Aa	165,3 Aa	162,7 Aa	235,2 ABa
	SAC <sup>F</sup> <sub>2</sub>	278,9 Ba	240,1 ABCa	264,7 Ba	331,4 BCa
	SAC <sup>F</sup> <sub>3</sub>	393,7 Ca	368,7 Da	309,7 BCb	343,6 Ca
Compostos fenólicos (mg L <sup>-1</sup> )	SAC <sub>1</sub>	51,5 Aa	45,6 Aa	28,0 ABb	36,3 Aa
	SAC <sub>2</sub>	79,0 Ba	76,5 Ba	47,2 ADb	51,4 ABb
	SAC <sub>3</sub>	102,4B a	99,0 Ca	67,7 Db	64,4 Bb
	SAC* <sub>1</sub>	30,1 Ca	18,4 DEa	6,8 BCa	3,6 Ca
	SAC* <sub>2</sub>	49,4 Ca	33,0 Ea	13,7 Ca	5,9 Ca
	SAC* <sub>3</sub>	65,0 Ca	40,1 DEa	19,4 BCa	14,5 Ca
	SAC <sup>F</sup> <sub>1</sub>	13,0 Ca	5,6 DEa	29,1 Aa	9,2 Ca
	SAC <sup>F</sup> <sub>2</sub>	20,2 Ca	14,1 DEa	45,4 ADa	15,9 Ca
	SAC <sup>F</sup> <sub>3</sub>	28,3 ACa	23,0 Da	64,3 Da	41,4 Ab

Para as mesmas variáveis, dentro de uma mesma coluna, médias com mesma letra maiúscula não diferem entre si, a 10% de probabilidade, pelo teste Tukey. Dentro de uma linha, de uma mesma fase, médias com mesma letra minúscula não diferem entre si, a 10% de probabilidade, pelo teste Tukey.

**Tabela 3.27B.** Eficiência (%) média de remoção de N, P, K e compostos fenólicos pelos SACESFs, durante as fases II e III

SACESFs	Fase II				Fase III			
	N	P	K	Copostos fenólicos	N	P	K	Copostos fenólicos
SAC <sub>1</sub>	38 ABCa	79 Aa	2 Aa	10 Aa	11 Ab	62 Aa	-4 Aa	-32 Ab
SAC <sub>2</sub>	50 Aa	45 ABa	4 Aa	4 Aa	6 Ab	24 ABa	1 Aa	-9 ABa
SAC <sub>3</sub>	49 ABa	40 ABa	1 Aa	2 Aa	32 ABa	26 ABa	-1 Aa	5 ABCa
SAC* <sub>1</sub>	13 BCDA	27 Ba	-1 Aa	24 Aa	10 Aa	5 ABa	-14 Aa	55 CDA
SAC* <sub>2</sub>	11 CDA	44 ABa	-12 Aa	16 Aa	2 Aa	23 ABa	-8 Aa	60 CDB
SAC* <sub>3</sub>	15 ABCDA	29 Ba	12 Aa	24 Aa	6 Aa	41 ABa	-8 Aa	24 ABCDA
SAC <sup>F</sup> <sub>1</sub>	26 ABCDA	28 Ba	11 Aa	54 Aa	52 Ba	28 ABa	-51 Bb	65 Da
SAC <sup>F</sup> <sub>2</sub>	10 CDA	30 Ba	14 Aa	29 Aa	30 ABa	7 ABa	-25 Ab	59 CDA
SAC <sup>F</sup> <sub>3</sub>	-8 Da	33 ABa	9 Aa	14 Aa	23 ABa	9 Ba	-11 Aa	37 BCDA

Para as mesmas variáveis, dentro de uma mesma coluna, médias com mesma letra maiúscula não diferem entre si, a 10% de probabilidade, pelo teste Tukey. Dentro de uma linha, de uma mesma fase, médias com mesma letra minúscula não diferem entre si, a 10% de probabilidade, pelo teste Tukey.



**Tabela 3.28B.** Resumo da análise de variância composta das variáveis pH e CE obtidas no monitoramento dos SACESFs, durante as fases II e III

F.V.	G.L.	Quadrados médios			
		pH <sup>(a)</sup>	pH <sup>(e)</sup>	CE <sup>(a)</sup>	CE <sup>(e)</sup>
EX	1	24,9008 **	10,4244 **	0,4788 <sup>NS</sup>	1,8571 *
TR	8	21,9053 **	17,3524 **	23,7219 **	24,953 **
EX * TR	8	0,1812 <sup>NS</sup>	0,6587 **	0,6612 ***	0,1554 <sup>NS</sup>
BL / EX	8	0,6189 **	0,2277 **	1,1323 *	3,3844 **
Resíduo	64	1.525.558	0,0808	1.050.868	0,3782
CV (%)		22,61	4,58	28,54	20,30

<sup>(a)</sup> Afluente; <sup>(e)</sup> Efluente.

\*\* F significativo a 1% de probabilidade; \* F significativo a 5% de probabilidade; \*\*\* F significativo a 10% de probabilidade; <sup>NS</sup> F não significativo a 10%.

**Tabela 3.29B.** Resumo da análise de variância composta das variáveis DQO e DBO obtidas no monitoramento dos SACESFs, durante as fases II e III

F.V.	G.L.	Quadrados médios			
		DQO <sup>(a)</sup>	DQO <sup>(e)</sup>	DBO <sup>(a)</sup>	DBO <sup>(e)</sup>
EX	1	667.220.000 **	653.909.600 **	154.811.700 **	27.967.740 **
TR	8	134.219.900 **	118.403.100 **	161.848.200 **	13.306.340 **
EX * TR	8	30.018.540 **	18.706.740 ***	24.118.450 **	1.401.993 <sup>NS</sup>
BL / EX	8	60.443.380 **	42.745.470 **	16 440 990 **	7.996.221 **
Resíduo	64	1.525.558	9.905.269	1.050.868	877.129
CV (%)		22,61	47,31	28,54	39,92

<sup>(a)</sup> Afluente; <sup>(e)</sup> Efluente.

\*\* F significativo a 1% de probabilidade; \* F significativo a 5% de probabilidade; \*\*\* F significativo a 10% de probabilidade; <sup>NS</sup> F não significativo a 10%.

**Tabela 3.30B.** Resumo da análise de variância composta das variáveis ST e SVT obtidas no monitoramento dos SACESFs, durante as fases II e III

F.V.	G.L.	Quadrados médios			
		ST <sup>(a)</sup>	ST <sup>(e)</sup>	SVT <sup>(a)</sup>	SVT <sup>(e)</sup>
EX	1	313.495.500 **	124.030.800 **	187.691.100 **	56.709.600 **
TR	8	393.566.600 **	27.033.120 **	13.493.310 **	9.959.737 **
EX * TR	8	2.668.153 <sup>NS</sup>	2.933.998 <sup>NS</sup>	1.960.958 ***	1.885.662 <sup>NS</sup>
BL / EX	8	12.744.750 **	5.805.714 ***	10.219.330 **	3.058.579 ***
Resíduo	64	1.525.558	2.959.162	1.050.868	1.537.652
CV (%)		22,61	46,19	28,54	62,66

<sup>(a)</sup> Afluente; <sup>(e)</sup> Efluente.

\*\* F significativo a 1% de probabilidade; \* F significativo a 5% de probabilidade; \*\*\* F significativo a 10% de probabilidade; <sup>NS</sup> F não significativo a 10%.

**Tabela 3.31B.** Resumo da análise de variância composta das variáveis SST e SSV obtidas no monitoramento dos SACESFs, durante as fases II e III

F.V.	G.L.	Quadrados médios			
		SST <sup>(a)</sup>	SST <sup>(e)</sup>	SSV <sup>(a)</sup>	SSV <sup>(e)</sup>
EX	1	648.664,3 **	45.092,7 **	467.760,8 **	47.834,1 **
TR	8	233.953,8 **	5.232,1 **	174.303,8 **	3.821,5 **
EX * TR	8	81.476,81 <sup>NS</sup>	6.296,9 **	32.783,05 <sup>NS</sup>	3.506,9 **
BL / EX	8	120.681,9*	3.269,7 *	100.796,0 *	1.299,6 **
Resíduo	64	52.548,91	1.299,0	37.719,00	971,69 <sup>NS</sup>
CV (%)		77,48	35,98	87,84	45,12

<sup>(a)</sup> Afluente; <sup>(e)</sup> Efluente.

\*\* F significativo a 1% de probabilidade; \* F significativo a 5% de probabilidade; \*\*\* F significativo a 10% de probabilidade; <sup>NS</sup> F não significativo a 10%.

**Tabela 3.32B.** Resumo da análise de variância composta das variáveis N e P obtidas no monitoramento dos SACESFs, durante as fases II e III

F.V.	G.L.	Quadrados médios			
		N <sup>(a)</sup>	N <sup>(e)</sup>	P <sup>(a)</sup>	P <sup>(e)</sup>
EX	1	2.877,2 <sup>NS</sup>	7.985,6 <sup>NS</sup>	706,99 <sup>**</sup>	133,52 <sup>**</sup>
TR	8	270.488,5 <sup>**</sup>	26.0261,2 <sup>**</sup>	68,164 <sup>**</sup>	27,49 <sup>**</sup>
EX * TR	8	4.881,1 <sup>NS</sup>	17.364,4 <sup>**</sup>	22,275 <sup>**</sup>	15,48 <sup>*</sup>
BL / EX	8	4.840,0 <sup>NS</sup>	10.714,7 <sup>***</sup>	52,798 <sup>**</sup>	9,056 <sup>NS</sup>
Resíduo	64	3.088,9	5.985,8	8,9486	5,834
CV (%)		18,13	30,56	41,63	54,47

<sup>(a)</sup> Afluente; <sup>(e)</sup> Efluente.

\*\* F significativo a 1% de probabilidade; \* F significativo a 5% de probabilidade; \*\*\* F significativo a 10% de probabilidade; <sup>NS</sup> F não significativo a 10%.

**Tabela 3.33B.** Resumo da análise de variância composta das variáveis K e compostos fenólicos obtidas no monitoramento dos SACESFs, durante as fases II e III

F.V.	G.L.	Quadrados médios			
		K <sup>(a)</sup>	K <sup>(e)</sup>	Comp. fenólicos <sup>(a)</sup>	Comp. fenólicos <sup>(e)</sup>
EX	1	19.851,6 <sup>**</sup>	3.244,4 <sup>NS</sup>	407,99 <sup>NS</sup>	950,29 <sup>**</sup>
TR	8	66.867,4 <sup>**</sup>	57.611,3 <sup>**</sup>	7.466,5 <sup>**</sup>	8.301,2 <sup>**</sup>
EX * TR	8	3.998,30 <sup>*</sup>	4.461,5 <sup>NS</sup>	1.570,0 <sup>**</sup>	612,81 <sup>**</sup>
BL / EX	8	6.601,38 <sup>**</sup>	10.230,7 <sup>**</sup>	621,98 <sup>**</sup>	189,05 <sup>**</sup>
Resíduo	64	1.678,33	2.954,9	182,31	96,475
CV (%)		14,80	19,28	39,26	34,79

<sup>(a)</sup> Afluente; <sup>(e)</sup> Efluente.

\*\* F significativo a 1% de probabilidade; \* F significativo a 5% de probabilidade; \*\*\* F significativo a 10% de probabilidade; <sup>NS</sup> F não significativo a 10%.