

CLAUDÉTY BARBOSA SARAIVA

**TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE TANQUE DE  
RESFRIAMENTO DE LEITE UTILIZANDO SISTEMA ALAGADO  
CONSTRUÍDO COM DIFERENTES MEIOS SUPORTE E DISPOSIÇÃO  
DAS ESPÉCIES VEGETAIS CULTIVADAS**

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  
2016

**Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da Universidade  
Federal de Viçosa - Câmpus Viçosa**

T

Saraiva, Claudety Barbosa, 1980-

S243t Tratamento de água residuária de tanque de resfriamento de  
2016 leite utilizando sistema alagado construído com diferentes meios  
suporte e disposição das espécies vegetais cultivadas / Claudety  
Barbosa Saraiva. – Viçosa, MG, 2016.  
xxi, 148f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Inclui apêndice.

Orientador: Antonio Teixeira de Matos.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.

Inclui bibliografia.

1. Águas residuais - Purificação - Tratamento biológico.  
2. Capim-elefante. 3. Leite - Resfriamento. I. Universidade  
Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia Agrícola.  
Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola. II. Título.

CDD 22 ed. 628.3

CLAUDETY BARBOSA SARAIVA

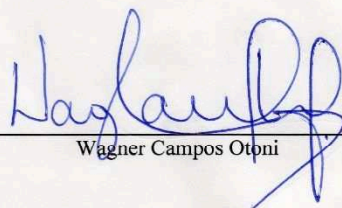
**TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE TANQUE DE RESFRIAMENTO  
DE LEITE UTILIZANDO SISTEMA ALAGADO CONSTRUÍDO COM  
DIFERENTES MEIOS SUPORTE E DISPOSIÇÃO DAS ESPÉCIES VEGETAIS  
CULTIVADAS**

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*.

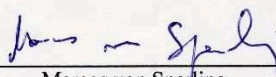
APROVADA: 04 de novembro de 2016.



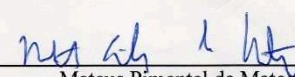
Alisson Carraro Borges



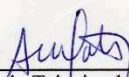
Wagner Campos Ottoni



Marcos von Sperling



Mateus Pimentel de Matos  
(Coorientador)



Antonio Teixeira de Matos  
(Orientador)

A gratidão é mais do que um exercício mental, mais que uma  
formulação de palavras. Ser grato é reconhecer o amor de Deus em  
tudo que ele nos deu e ele deu-nos tudo  
Thomas Merton.

## DEDICO

Ao Nosso Senhor Jesus Cristo, que amo acima de todas as coisas.

Ao meu amado filho Arthur, uma benção de Deus, razão da minha vida.  
Meu filho, que Deus te abençoe sempre.

Aos meus pais,  
Maria Elizabete e José Jacinto  
pelo amor verdadeiro, dedicação e ensinamentos,  
Por seus esforços imensuráveis, que favoreceram minha chegada até aqui, fazendo  
mais do que podiam fazer.

Aos meus irmãos,  
Débora, Júnior, Cláudia, Claudiana, Claudinéia e Gabriel, pelo amor e carinho.

Aos meus sobrinhos ,  
Gustavo, Ana Luiza, Yasmim, Maria Eduarda, Geovanna, Pedro, por existirem.

À, Gracinha Oliveira, e meu namorado, Anderson Oliveira, pelo amor, carinho,  
apoio, orações e compreensão nos momentos difíceis.

## AGRADECIMENTOS

A Deus, por tudo.

À toda minha família, pelo amor e dedicação.

Ao professor Antonio Teixeira de Matos, pela orientação, oportunidade, apoio e ensinamentos.

Ao coorientador Mateus Pimentel de Matos pelas considerações que tanto enriqueceram o meu trabalho.

Ao professor Paulo Roberto Cecon, pela ajuda e sugestões.

Aos colegas “Quito” e “Fiote”, pela grande força dada na montagem e condução do experimento em campo.

Aos membros da banca, Alisson Borges, Marcos von Sperling e Wagner Campos Otoni, pelos conselhos e sugestões.

Aos membros da associação de tanque comunitário de resfriamento de leite pela disponibilização da área para a instalação do experimento em campo.

Ao Simão, pela agradável convivência, auxílio e ensinamentos.

Aos colegas, Tamara, Suymara, Renan, Vinicius e Fernanda, pela boa convivência, ajuda e troca de conhecimentos.

Aos funcionários da usina de reciclagem de Viçosa, pela ajuda na coleta das garrafas PET.

À FAPEMIG, pelo apoio financeiro que permitiu o desenvolvimento deste projeto e concessão da bolsa de estudos.

À EPAMIG e Instituto de Laticínios Cândido Tostes pela oportunidade concedida e pelo apoio.

A todos da EMATER de Silveirania-MG, especialmente ao Eurides, pela oportunidade de desenvolver a pesquisa e ajuda na construção do experimento em campo.

À Universidade Federal de Viçosa e ao Departamento de Engenharia Agrícola, pelo apoio e infraestrutura.

À prefeitura de Silveirania, pelo apoio na montagem do experimento em campo.

A todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho, os meus sinceros agradecimentos.

## CONTEÚDO

CONTEÚDO.....	v
LISTA DE FIGURAS.....	viii
LISTA DE TABELAS .....	ii
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS.....	v
RESUMO.....	ix
ABSTRACT.....	xi
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVO .....	3
2.1 Objetivo Geral.....	3
2.2 Objetivos específicos.....	3
3. REVISÃO DE LITERATURA .....	4
3.1 Tanque Comunitário de Resfriamento de Leite.....	4
3.2 Sistemas Alagados Construídos .....	6
3.2.1 Sistema alagado construído de escoamento vertical.....	9
3.2.2 Sistema alagado construído de escoamento horizontal.....	10
3.2.3 Sistema alagado construído híbrido .....	11
3.3 Componentes dos Sistemas Alagados Construídos .....	11
3.3.1 Tipo de Vegetação.....	12
3.3.1.1 Capim-elefante cv. Napier ( <i>Pennisetum purpureum</i> Schum) .....	15
3.3.1.2 Capim-tifton 85 ( <i>Cynodon</i> ssp.).....	17
3.3.2 Meio Suporte.....	18
3.4 Mecanismos de remoção de nutrientes/poluentes .....	21
3.4.1 Remoção de Sólidos Totais (ST) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO <sub>5</sub> ).....	22
3.4.2 Remoção de nitrogênio.....	22
3.4.3 Remoção de fósforo .....	24
3.4.4 Remoção de potássio e sódio.....	25

4.	MATERIAL E MÉTODOS .....	25
4.1	Local do experimento.....	25
4.2	Água residuária do tanque comunitário de leite (ARTL) .....	26
4.3	Infraestrutura experimental e montagem do experimento em campo .....	27
4.3.1	Meio suporte.....	27
4.3.2	Espécies vegetais cultivadas.....	32
4.4	Condução do experimento .....	35
4.5	Monitoramento dos SACs-EHSS .....	36
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	39
5.1	Características operacionais dos SACs-EHSS.....	40
5.2	Caracterização das condições ambientais .....	44
5.3	Vazão afluente e efluente.....	45
5.4	Desenvolvimento e comportamento das forrageiras .....	47
5.4.1	Adaptação das espécies.....	47
5.4.2	Avaliação da biomassa das forrageiras – Produção de matéria seca da parte aérea. ....	49
5.4.3	Avaliação da biomassa das forrageiras – Remoção de nitrogênio .....	56
5.4.4	Avaliação da biomassa das forrageiras – Remoção de fósforo (P).....	61
5.4.5	Avaliação da biomassa das forrageiras – Remoção de potássio (K) .....	66
5.4.6	Avaliação da biomassa das forrageiras – Remoção de sódio (Na) .....	71
5.5	Desempenho dos SACs-EHSS .....	76
5.5.1	Potencial hidrogeniônico (pH).....	76
5.5.2	Condutividade elétrica (CE).....	79
5.5.3	Turbidez (UNT).....	83
5.5.4	Demanda bioquímica de oxigênio (DBO <sub>5</sub> ).....	86
5.5.5	Demanda química de oxigênio (DQO).....	91
5.5.6	Sólidos totais (ST) e sólidos suspensos totais (SST) .....	95
5.5.7	Fósforo total (P-Total).....	101
5.5.8	Nitrogênio total – (N-Total) .....	106

5.5.9	Potássio e sódio .....	111
6	CONCLUSÕES .....	119
7	RECOMENDAÇÕES .....	120
	REFERÊNCIAS .....	122
	Apêndice: .....	140

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1:</b> Tanque de resfriamento de leite. ....	5
<b>Figura 2:</b> Aspecto visual da biomassa produzida pelo capim-elefante. ....	16
<b>Figura 3:</b> Aspecto visual da biomassa produzida pelo capim-tifton 85. ....	17
<b>Figura 4:</b> Plataforma de recepção do leite (a); parte do processo de higienização (b). .....	26
<b>Figura 5:</b> Tanques construídos de alvenaria (a); impermeabilização do fundo dos tanques (b). ....	27
<b>Figura 6:</b> Instrumento utilizado para amassar as garrafas (a); local de inserção das garrafas (b) e (c); alavanca (d); garrafas após serem amassadas (e); garrafas prontas para serem utilizadas com meio suporte (f). ....	28
<b>Figura 7:</b> Recipiente utilizado para determinação da porosidade das garrafas PET amassadas (a); e recipiente preenchido com as garrafas PET amassadas (b). ...	29
<b>Figura 8:</b> Tanques preenchidos com garrafas PET amassadas (a) e tela plástica na superfície (b). ....	30
<b>Figura 9:</b> Visão geral dos seis SAC-EHSS, três preenchidos de garrafas PET e três preenchidos com brita # 0 (a) e após a colocação da camada de cobertura com brita gnáissica # 3(b). ....	31
<b>Figura 10:</b> Croqui detalhando o esquema geral do experimento. ....	33
<b>Figura 11:</b> Croqui do corte frontal dos SACs (a); corte frontal do SAC preenchido com as garrafas PET amassadas (c) e corte frontal do SAC preenchido com brita # 0 (c). ....	34
<b>Figura 12:</b> Plantio das mudas nos SACs. ....	35
<b>Figura 13:</b> Temperatura máxima, mínima e média do ar, registradas no município de Silveirânia-MG, durante o período de monitoramento dos SACs-EHSS. ....	44
<b>Figura 14:</b> Precipitação registrada no município de Silveirânia-MG, durante o período de monitoramento. ....	44
<b>Figura 15:</b> Evaporação/evapotranspiração nos SACs-EHSS, no período de julho a novembro /2015. ....	46
<b>Figura 16:</b> Visão geral após o plantio das mudas (a); amarelecimento do tecido foliar do capim-elefante (b) e; antes (c) e depois (d) do corte da biomassa para iniciar o experimento. ....	49
<b>Figura 17:</b> Vista geral das plantas, antes e após serem efetuados os cortes da parte aérea, nos dias 27/07/2015 (a); 14/09/2015 (b); 30/10/2015 (c); e 15/12/2015 (d). ....	50
<b>Figura 18:</b> Valores médios de produtividade de matéria seca da parte aérea, nos quatro cortes efetuados, do capim-tifton 85 e capim-elefante. ....	51
<b>Figura 19:</b> Valores do teor de N na matéria seca da parte aérea, nos quatro cortes efetuados, do capim-tifton 85 e capim-elefante. ....	56
<b>Figura 20:</b> Valores do teor de P na matéria seca da parte área do capim-tifton 85 e do capim-elefante, nos quatro cortes efetuados. ....	61
<b>Figura 21:</b> Valores do teor de K na matéria seca da parte área do capim-tifton 85 e do capim-elefante, nos quatro cortes efetuados. ....	66

<b>Figura 22:</b> Valores do teor de Na na matéria seca da parte aérea do capim-tifton 85 e do capim-elefante, nos quatro cortes efetuados. ....	71
<b>Figura 23:</b> Valores de potencial hidrogeniônico (pH) no afluente e efluente dos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental. ....	76
<b>Figura 24:</b> Variação do potencial hidrogeniônico (pH) no afluente e efluente dos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental. ....	77
<b>Figura 25:</b> Condutividade elétrica (CE) no afluente e efluente dos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental. ....	79
<b>Figura 26:</b> Variação na condutividade elétrica (CE) no afluente e efluente dos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental. ....	79
<b>Figura 27:</b> Eficiência na remoção de condutividade elétrica (CE) da ARTL em tratamento nos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental. ....	80
<b>Figura 28:</b> Variação na eficiência na remoção de condutividade elétrica (CE) da ARTL em tratamento nos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental. ....	81
<b>Figura 29:</b> Valores de turbidez no afluente e efluente dos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental. ....	83
<b>Figura 30:</b> Variação da turbidez no afluente e efluente dos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental. ....	83
<b>Figura 31:</b> Eficiência na remoção de turbidez da ARTL em tratamento nos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental. ....	84
<b>Figura 32:</b> Variação na eficiência na remoção de turbidez da ARTL em tratamento nos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental. ....	84
<b>Figura 33:</b> Valores da concentração de DBO <sub>5</sub> no afluente e efluente dos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental. ....	87
<b>Figura 34:</b> Variação na concentração de DBO <sub>5</sub> no afluente e efluente dos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental. ....	87
<b>Figura 35:</b> Eficiências na remoção de DBO <sub>5</sub> da ARTL em tratamento nos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental. ....	88
<b>Figura 36:</b> Variação nas eficiências na remoção de DBO <sub>5</sub> da ARTL em tratamento nos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental. ....	88
<b>Figura 37:</b> Valores da concentração de DQO no afluente e efluente dos SAC-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental. ....	91
<b>Figura 38:</b> Variação na concentração de DQO no afluente e efluente dos SAC-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental. ....	91
<b>Figura 39:</b> Eficiências na remoção de DQO da ART em tratamento nos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental. ....	92
<b>Figura 40:</b> Variação nas eficiências na remoção de DQO da ART em tratamento nos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental. ....	92
<b>Figura 41:</b> Valores da concentração de ST no afluente e efluente dos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental. ....	95
<b>Figura 42:</b> Valores de concentração de SST no afluente e efluente dos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental. ....	96

<b>Figura 43:</b> Variação na concentração de ST no afluente e efluente dos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental.....	96
<b>Figura 44:</b> Variação na concentração de SST no afluente e efluente dos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental.....	96
<b>Figura 45:</b> Eficiências na remoção de ST da ARTL em tratamento nos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental.....	98
<b>Figura 46:</b> Eficiências na remoção de SST da ARTL em tratamento nos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental.....	98
<b>Figura 47:</b> Variação nas eficiências na remoção de ST da ARTL em tratamento nos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental.....	99
<b>Figura 48:</b> Variação nas eficiências na remoção de SST da ARTL em tratamento nos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental.....	99
<b>Figura 49:</b> Valores da concentração de P-Total no afluente e efluente, ao longo do período de monitoramento experimental.....	102
<b>Figura 50:</b> Variação na concentração de P-Total no afluente e efluente, ao longo do período de monitoramento experimental.....	102
<b>Figura 51:</b> Eficiências na remoção do P-Total da ARTL em tratamento nos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental.....	103
<b>Figura 52:</b> Variação nas eficiências na remoção do P-Total da ARTL em tratamento nos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental.....	103
<b>Figura 53:</b> Valores da concentração de N-Total no afluente e efluente, ao longo do período de monitoramento experimental.....	106
<b>Figura 54:</b> Valores da concentração de N-Total no afluente e efluente, ao longo do período de monitoramento experimental.....	106
<b>Figura 55:</b> Eficiências na remoção de N-Total, ao longo do período de monitoramento experimental.....	108
<b>Figura 56:</b> Variação nas eficiências na remoção de N-Total, ao longo do período de monitoramento experimental.....	108
<b>Figura 57:</b> Valores da concentração de K no afluente e efluente, ao longo do período de monitoramento experimental.....	112
<b>Figura 58:</b> Variação na concentração de K no afluente e efluente, ao longo do período de monitoramento experimental.....	112
<b>Figura 59:</b> Valores da concentração de Na no afluente e efluente, ao longo do período de monitoramento experimental.....	113
<b>Figura 60:</b> Variação na concentração de Na no afluente e efluente, ao longo do período de monitoramento experimental.....	113
<b>Figura 61:</b> Eficiências na remoção de K, ao longo do período de monitoramento experimental.....	114
<b>Figura 62:</b> Variação nas eficiências na remoção de K, ao longo do período de monitoramento experimental.....	114
<b>Figura 63:</b> Eficiências na remoção de Na, ao longo do período de monitoramento experimental.....	115
<b>Figura 64:</b> Variação nas eficiências na remoção de Na, ao longo do período de monitoramento experimental.....	115

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1:</b> Tempo de detenção hidráulica (TDH) e valores de vazões médias afluentes. ....	36
<b>Tabela 2:</b> Variáveis avaliadas e os respectivos métodos utilizados. ....	37
<b>Tabela 3:</b> Características físicas, químicas e bioquímicas da água residuária do processo de higienização do tanque comunitário de resfriamento de leite (ARTL). ....	40
<b>Tabela 4:</b> Taxas de aplicação superficial de matéria orgânica (DBO), sólidos totais (ST), nutrientes e sódio aplicadas durante o período de monitoramento. ....	42
<b>Tabela 5:</b> Taxas de aplicação transversal de matéria orgânica (DBO), sólidos totais (ST), nutrientes e sódio aplicadas durante o período de monitoramento. ....	43
<b>Tabela 6:</b> Valores médios de lâmina de água perdida por evaporação/evapotranspiração nos SACs-EHSS. ....	47
<b>Tabela 7:</b> Valores médios e desvio padrão da média de produtividade de matéria seca da parte aérea do capim-elefante e do capim-tifton 85 cultivados nos SACs-EHSS. ....	52
<b>Tabela 8:</b> Produtividade média de matéria seca da parte aérea dos capins avaliados, relativa ao material suporte de preenchimento dos SACs-EHSS. ....	54
<b>Tabela 9:</b> Produtividade média de matéria seca da parte aérea dos capins avaliados, relativa à interação entre a espécie vegetal e a posição de cultivo nos SACs-EHSS. ....	54
<b>Tabela 10:</b> Valores médios e desvio padrão da média do teor de N e proteína bruta na matéria seca da parte aérea do capim-elefante e capim-tifton 85 e da CEN deste nutriente via parte aérea dos capins cultivados nos SACs-EHSS. ....	57
<b>Tabela 11:</b> Valores médios do teor de N e PB na matéria seca da parte aérea do capim-elefante e capim-tifton 85 e da CEN via parte aérea desses capins, quando cultivados com diferentes tipos de material suporte e posições nos SACs-EHSS. ....	58
<b>Tabela 12:</b> Capacidade de extração de nutriente (CEN) média, via parte aérea das plantas, relativa à interação entre material suporte e posição de cultivo nos SACs-EHSS. ....	58
<b>Tabela 13:</b> Valores médios e desvio padrão da média do teor de P na matéria seca da parte aérea do capim-elefante e capim-tifton 85 e da capacidade de extração de nutriente via parte aérea dos capins cultivados nos diferentes SACs-EHSS. ....	62
<b>Tabela 14:</b> Valores médios do teor de P na matéria seca da parte aérea do capim-elefante e capim-tifton 85 e da CEN, via parte aérea desses capins, quando cultivados com diferentes tipos de material suporte e posições nos SACs-EHSS. ....	64
<b>Tabela 15:</b> Valores médios e desvio padrão da média do teor K na matéria seca da parte aérea do capim-elefante e capim-tifton 85 e da capacidade de extração de nutriente via parte aérea dos capins cultivados nos SACs-EHSS. ....	67
<b>Tabela 16:</b> Valores médios do teor de K na matéria seca da parte aérea do capim-elefante e capim-tifton 85 e da CEN via parte aérea desses capins, quando	

cultivados em diferentes tipos de material suporte, espécie vegetal e posições nos SACs-EHSS.....	68
<b>Tabela 17:</b> Capacidade de extração de nutriente (CEN) relativas à interação entre espécie vegetal e material suporte de preenchimento nos SACs-EHSS.....	68
<b>Tabela 18:</b> Valores médios, desvio padrão da média do teor de Na e da capacidade de extração via parte aérea do capim-elefante e do capim-tifton 85 cultivados nos diferentes SACs-EHSS.....	72
<b>Tabela 19:</b> Valores médios do teor de Na na matéria seca da parte aérea do capim-elefante e capim-tifton 85 e da CEN via parte aérea desses capins, quando cultivados em diferentes posições nos SACs-EHSS.....	73
<b>Tabela 20:</b> Valores médios do teor de Na na matéria seca da parte aérea do capim-elefante e capim-tifton 85 e da CEN via parte aérea desses capins, considerando-se as interações entre meio suporte e espécie vegetal, nos SACs-EHSS.....	73
<b>Tabela 21:</b> Resumo da capacidade de extração de nutrientes e sódio pelo capim-elefante e capim-tifton 85.....	75
<b>Tabela 22:</b> Valores médios de potencial hidrogeniônico (pH) no efluente relativos à interação entre a combinação de cultivo e do tipo de material suporte nos SACs-EHSS.....	78
<b>Tabela 23:</b> Eficiências médias na remoção de CE relativas à combinação de cultivo e ao material suporte de preenchimento nos SACs-EHSS.....	82
<b>Tabela 24:</b> Eficiências médias na remoção de turbidez relativas ao material suporte e a combinação de cultivo nos SACs-EHSS.....	85
<b>Tabela 25:</b> Eficiências médias na remoção de DBO <sub>5</sub> relativas ao material suporte e a combinação de cultivo nos SACs-EHSS.....	89
<b>Tabela 26:</b> Eficiências médias na remoção de DQO relativas ao material suporte e a combinação de cultivo nos SACs-EHSS.....	93
<b>Tabela 27:</b> Eficiências médias na remoção de ST e SST relativas ao material suporte e a combinação de cultivo nos SACs-EHSS.....	100
<b>Tabela 28:</b> Eficiências médias na remoção de P-Total relativas ao material suporte e combinação de cultivo nos SACs-EHSS.....	104
<b>Tabela 29:</b> Eficiências médias na remoção de N-Total relativas ao material suporte e a combinação de cultivo nos SACs-EHSS.....	109
<b>Tabela 30:</b> Eficiências médias na remoção de K e Na relativas ao material suporte e combinação de cultivo nos SACs-EHSS.....	116
<b>Tabela 31:</b> Resumo da eficiência na remoção de poluentes/nutrientes dos SACs-EHSS.....	118
<b>Tabela 32:</b> Resumo da análise de variância da produtividade média de matéria seca (MS) da parte aérea do capim-elefante e do capim-tifton 85, nos SACs-EHSS cultivados.....	140
<b>Tabela 33:</b> Resumo da análise de variância do teor médio de nitrogênio (N) da parte aérea do capim-elefante e do capim-tifton 85, nos SACs-EHSS cultivados....	140
<b>Tabela 34:</b> Resumo da análise de variância do teor médio de nitrogênio (N) da parte aérea do capim-elefante e do capim-tifton 85, nos SACs-EHSS cultivados....	141

<b>Tabela 35:</b> Resumo da análise de variância do teor médio de proteína bruta (PB) da parte aérea do capim-elefante e do capim-tifton 85, nos SACs-EHSS cultivados. ....	141
<b>Tabela 36:</b> Resumo da análise de variância da capacidade média de extração de nitrogênio (N) da parte aérea do capim-elefante e do capim-tifton 85, nos SACs-EHSS cultivados. ....	142
<b>Tabela 37:</b> Resumo da análise de variância do teor médio de fósforo (P) da parte aérea do capim-elefante e do capim-tifton 85, nos SACs-EHSS cultivados....	142
<b>Tabela 38:</b> Resumo da análise de variância da capacidade média de extração de fósforo (P) da parte aérea do capim-elefante e do capim-tifton 85, nos SACs-EHSS cultivados. ....	143
<b>Tabela 39:</b> Resumo da análise de variância do teor médio de potássio (K) da parte aérea do capim-elefante e do capim-tifton 85, nos SACs-EHSS cultivados....	143
<b>Tabela 40:</b> Resumo da análise de variância da capacidade média de extração de potássio (K) da parte aérea do capim-elefante e do capim-tifton 85, nos SACs-EHSS cultivados. ....	144
<b>Tabela 41:</b> Resumo da análise de variância do teor médio de sódio (Na) da parte aérea do capim-elefante e do capim-tifton 85, nos SACs-EHSS cultivados....	144
<b>Tabela 42:</b> Resumo da análise de variância da capacidade média de extração de sódio (Na) da parte aérea do capim-elefante e do capim-tifton 85, nos SACs-EHSS cultivados. ....	145
<b>Tabela 43:</b> Resumo da análise de variância da eficiência média na remoção da condutividade elétrica (CE), nos SACs-EHSS. ....	145
<b>Tabela 44:</b> Resumo da análise de variância do valor médio do pH efluente, nos SACs-EHSS. ....	145
<b>Tabela 45:</b> Resumo da análise de variância da eficiência média na remoção de turbidez, nos SACs-EHSS.....	146
<b>Tabela 46:</b> Resumo da análise de variância da eficiência média na remoção de DBO, nos SACs-EHSS.....	146
<b>Tabela 47:</b> Resumo da análise de variância da eficiência média na remoção de DQO, nos SACs-EHSS.....	146
<b>Tabela 48:</b> Resumo da análise de variância da eficiência média na remoção de nitrogênio (N-Total), nos SACs-EHSS.....	147
<b>Tabela 49:</b> Resumo da análise de variância da eficiência média na remoção de fósforo (P-Total), nos SACs-EHSS.....	147
<b>Tabela 50:</b> Resumo da análise de variância da eficiência média na remoção de potássio (K), nos SACs-EHSS.....	148
<b>Tabela 51:</b> Resumo da análise de variância da eficiência média na remoção de sódio (Na), nos SACs-EHSS. ....	148

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

(A) - Afluente;

(E) - Efluente;

°C - Graus Celsius;

ANOVA- Análise de variância;

APHA- American Public Health Association;

ARL- Água residuária de laticínios;

ARS- Água residuária da suinocultura;

ARTL-Água residuária de tanque comunitário de resfriamento de leite;

Ca - Cálcio;

C<sub>Af</sub> - Concentração Afluente;

C<sub>Ef</sub> - Concentração Efluente;

CE - Condutividade elétrica;

CEN - Capacidade de extração de nutriente (kg ha<sup>-1</sup>);

CERH - Conselho Estadual de Recursos Hídricos;

COPAM - Conselho de Política Ambiental;

CU - Coeficiente de uniformidade;

CV - Coeficiente de variação;

D<sub>10</sub> - Diâmetro correspondente a 10% do material que passa, tomado na curva granulométrica;

D<sub>60</sub> - Diâmetro correspondente a 60% do material que passa, tomado na curva granulométrica;

DBC - Delineamento em blocos casualizados;

DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio;

DEA - Departamento de Engenharia Agrícola da UFV;

DQO - Demanda Química de Oxigênio;

EMATER - Empresa de Assistência Técnica aos Produtores Rurais;

EP - Eficiência percentual (%);

EPAMIG - Empresa de Pesquisa Agropecuária de Minas Gerais;

FAPEMIG - Fundação de Amparo a Pesquisa de Minas Gerais;

GL- Grau de liberdade;

IN - Instrução Normativa;

INMET - Instituto Nacional de Meteorologia;

K - Potássio ;

LQA - Laboratório de Qualidade da Água, do DEA, da UFV;

MAPA - Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento;

Mg - Magnésio;

MS - Massa seca a 65°C;

n – porosidade do substrato ( $m^3m^{-3}$ );

N<sub>2</sub> - Nitrogênio gasoso;

Na - Sódio ;

NH<sub>3</sub> - Amônia;

NH<sub>4</sub><sup>+</sup> - Amônio;

N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> - Nitrogênio na forma de amônio;

N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> -Nitrogênio na forma de nitrato;

N-NT - Nitrogênio na forma de nitrogênio total;

NO<sub>2</sub><sup>-</sup> - Nitrito;

NRC - National Research Council;

ns - Não significativo;

NT - Nitrogênio total;

P - Fósforo;

PB - Proteína bruta;

PET - Polietileno Tereftalato;

pH -Potencial hidrogeniônico;

PMS - Produtividade de matéria seca;

PMV - Produtividade de matéria verde;

PNQL - Programa Nacional de Melhoria da Qualidade do Leite;

PVC- Cloreto de polivinila;

Q<sub>A</sub> - Vazão média afluyente aos SAC-EHSS;

Q<sub>E</sub> - Vazão média efluente aos SAC-EHSS;

RSU - Resíduos sólidos;

SACs - Sistemas alagados construídos;

SAC-B - Sistema alagado construído preenchido com brita # 0;

SAC-BET- Cultivado a primeira metade com capim-elefante e segunda metade com capim-tifton 85, preenchido com brita # 0;

SAC-BSV - Sem cultivo e preenchido com brita # 0;

SAC-BTE- Cultivado a primeira metade com capim-tifton 85 e segunda metade com capim-elefante, preenchido com brita# 0;

SAC-EHSS - Sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial;

SAC- P - Sistema alagado construído preenchido com garrafas PET;

SAC-PET- Cultivado a primeira metade com capim-elefante e segunda metade com capim-tifton 85, preenchido com garrafas PET;

SAC-PSV - Sem cultivo e preenchido com garrafas PET;

SAC-PTE- Cultivado a primeira metade com capim-tifton 85 e segunda metade com capim-elefante, preenchido com garrafas PET;

SAC-EHS - Sistemas alagados construídos de escoamento horizontal superficial;

SAC-EV - Sistemas alagados construídos de escoamento vertical;

SAC-EVD - Sistemas alagados construídos de escoamento vertical descendente;

SAC-EVA - Sistemas alagados construídos de escoamento vertical ascendente;

SDT - Sólidos Dissolvidos Totais ( $\text{mg L}^{-1}$ );

SST - Sólidos Suspensos Totais ( $\text{mg L}^{-1}$ );

ST - Sólidos Totais ( $\text{mg L}^{-1}$ );

TCO - Taxa de carregamento orgânico;

TCOs - Taxa de carregamento orgânico superficial ( $\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$ );

TDH - Tempo de detenção hidráulico (d);

UFV - Universidade Federal de Viçosa;

V - Volume total do sistema ( $\text{m}^3$ );

Vv- Volume de vazios no sistemas ( $\text{m}^3$ );

$\Delta$  - Estimativa da perda de água por evaporação ou evapotranspiração nos SAC-EHSS;

\*- Significativo a 1% de probabilidade, pelo teste F;

\* \* - Significativo a 5% de probabilidade, pelo teste F;

## RESUMO

SARAIVA, Claudéty Barbosa, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, novembro de 2016. **Tratamento de água residuária de tanque de resfriamento de leite utilizando sistema alagado construído com diferentes meios suporte e disposição das espécies vegetais cultivadas.** Orientador: Antonio Teixeira de Matos. Coorientador: Mateus Pimentel de Matos.

No presente trabalho, procurou-se avaliar a eficiência de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS), cultivados com capim-elefante cv. Napier (*Pennisetumpurpureum* Schum.) e capim-tifton 85 (*Cynodon* spp.), de forma consorciada, utilizando garrafas PET amassadas ou brita # 0 como meio suporte, no tratamento de água residuária de tanque comunitário de resfriamento de leite (ARTL). A infraestrutura experimental foi constituída por seis SACs-EHSS, nas dimensões de 0,6 m de altura x 1,0 m de largura x 2,5 m de comprimento, posicionados sobre o solo, tendo o fundo (em nível) e as laterais impermeabilizadas com lona de PVC de 0,5 mm de espessura, montados paralelamente e delimitados por muretas de alvenaria. Os SACs-EHSS 1, 2 e 3 (SAC-BSV, SAC-BET e SAC-BTE) foram preenchidos com brita # 0 ( $D_{60} = 9,1$  mm, coeficiente de uniformidade –  $CU D_{60}/D_{10} = 3,1$  e volume de vazios inicial,  $n = 0,398 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ ), enquanto os SACs-EHSS 4, 5 e 6 (SAC-PET, SAC-PTE e SAC-PSV) foram preenchidos com garrafas PET (250 e 500 mL) amassadas ( $n = 0,642 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ ). Nos SAC-BET (2) e SAC-PET (4), cultivou-se o capim-elefante na primeira metade e capim-tifton 85 na segunda metade. Os SAC-BTE (3) e SAC-PTE (5), por sua vez, foram plantados com disposição inversa das espécies vegetais, tendo o capim-tifton 85 na primeira metade e o capim-elefante na segunda metade. Nessas unidades, realizou-se o plantio de cada espécie vegetal com densidade de 19 propágulos por metro quadrado. Já os SAC-BSV (1) e SAC-PSV (6) foram mantidos não cultivados. Cada leito foi alimentado com vazão média de  $0,18 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$  e taxa de carga orgânica (TCO) média de  $318 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de  $\text{DBO}_5$ . Essas condições de operação proporcionaram tempo de detenção hidráulica de 1,84 dias nos SACs-EHSS preenchidos com a brita (SACs-B) e 2,97 dias nos preenchidos com as garrafas PET amassadas (SACs-P). Para avaliar o desempenho dos sistemas, foram efetuadas 12 amostragens da água residuária afluyente e efluyente de cada SAC-EHSS, no decorrer do período de monitoramento experimental, de 01/04/2015 a 15/12/2015, medindo-se a condutividade elétrica, turbidez e o pH e quantificando-se as concentrações de

DBO<sub>5</sub>, DQO, SST, N-total, P-total, K e Na. Para a quantificação da produtividade de matéria verde, matéria seca e dos teores de N, P, K e Na no tecido vegetal, foram efetuados quatro cortes da biomassa aérea das espécies vegetais cultivadas nos SACs-EHSS. Durante a avaliação, observou-se que de uma maneira geral, as espécies avaliadas se adaptaram bem ao cultivo em SACs-EHSS utilizados no tratamento ARTL, considerando-se a TCOs aplicada. O capim-tifton 85 foi a espécie vegetal que apresentou maior teor e capacidade extratora de Na, enquanto no capim-elefante, observou-se os maiores teores de N, PB e capacidade extratora de N, K e P, quando observados os valores médios das espécies em todos os tratamentos. O capim-tifton 85 apresentou maior média do teor de Na e da capacidade extratora em sua parte aérea, quando cultivado nos SACs-P. O capim-elefante, quando cultivado na primeira metade dos SACs-EHSS, apresentou maiores médias de produtividades de matéria seca da parte aérea e de capacidades de extração de N. O capim-elefante apresentou produtividade média de matéria seca superior à do capim-tifton 85, quando cultivado na primeira metade dos SACs-EHSS. O cultivo, de ambos os capins, na segunda metade dos SACs-B, proporcionou maiores extrações médias de N em comparação a quando cultivados nos SACs-P, na mesma posição de cultivo. O material suporte constituído por garrafas PET amassadas foi tão eficiente quanto a brita na remoção de algumas variáveis (DBO<sub>5</sub>, DQO, P-Total e K-Total) sendo, em algumas situações, até mais efetivo (turbidez, ST, SST e Na). A brita, por outro lado, proporcionou maiores remoções de N-Total da ARTL. Diante dos resultados obtidos, verificou-se que garrafas PET amassadas podem constituir alternativa viável de meio suporte em SACs-EHSS, tendo em vista que propiciam eficiente remoção de poluentes da ARTL e que a técnica de monocultivo ou policultivo dependerá do objetivo do tratamento.

## ABSTRACT

SARAIVA, Claudéty Barbosa, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, November, 2016. **Treatment of milk cooling tank wastewater using a constructed wetland with different substrates and arrangements of the cultivated plant species.** Advisor: Antonio Teixeira de Matos. Co-advisor: Mateus Pimentel de Matos

In the present work, the efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands (HSSF-CWs) for treating wastewater from a bulk milk cooling tank (MTWW) was evaluated when grasslands were cultivated with elephant grass cv. Napier (*Pennisetum purpureum* Schum.) and Tifton 85 bermudagrass (*Cynodon* spp.) in intercropping, using crushed PET bottles or gneiss gravel # zero as substrate. The experimental setting consisted of six HSSF-CWs with dimensions 0.6 m height x 1.0 m width x 2.5 m length placed aboveground, having their leveled bottoms and their sides all waterproofed with a 0.5-mm thick PVC canvas, mounted in parallel and delimited by brick walls. HSSF-CWs 1, 2, and 3 (CW-BSV, CW-BET, and CW-BTE) were filled with gravel 0 ( $D_{60} = 9.1$  mm; uniformity coefficient –  $UCD_{60}/D_{10} = 3.1$ ; initial void volume,  $n = 0.398$  m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup>), while HSSF-CWs 4, 5, and 6 (CW-PET, CW-PTE, and CW-PSV) were filled with crushed ( $n = 0.642$  m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup>) PET bottles (250 and 500 mL). In CW-BET (2) and CW-PET (4), elephant grass was cultivated in the first half while Tifton 85 bermudagrass was cultivated in the second half. In SAC-BTE (3) and SAC-PTE (5), on the other hand, grasses were planted in the inverse arrangement: Tifton 85 bermudagrass in the first half and elephant grass in the second half. In all those four units, each plant species was cultivated at a density of 19 propagules per square meter. CW-BSV (1) and CW-PSV (6) were kept non-cultivated. Each bed was fed at a mean flow rate of 0.18 m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup> and mean organic loading rate (OLR) of 318 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> BOD<sub>5</sub>. These operating conditions provided a hydraulic retention time of 1.84 day in the gravel-filled HSSF-CWs (CWs-B) and 2.97 days in the crushed-PET-filled HSSF-CWs (CWs-P). In order to evaluate wetland performance, 12 samplings of inflow and outflow wastewater were performed at each HSSF-CW along the experimental period, from 04/01/2015 through 12/15/2015, by measuring electrical conductivity, turbidity, and pH, and by quantifying BOD<sub>5</sub>, COD, TSS, N<sub>total</sub>, P<sub>total</sub>, K, and Na. For quantification of shoot fresh and dry weight, and of N, P, K, and Na contents in plant tissues, shoots were cut four times. During the evaluation period, both studied species overall adapted well to cultivation in HSSF-CWs used for treating MTWW, considering the OLR

used. Tifton 85 bermudagrass showed the highest Na amounts as well as Na removal capacity, while the elephant grass showed the highest amounts of N and CP as well as removal capacity of N, K, and P, regarding the mean values observed for the species at all treatments. Tifton 85 bermudagrass showed the highest mean Na amount and removal capacity when cultivated in the CW-P's. When cultivated in the first half of the HSSF-CWs, elephant grass showed the highest means for shoot dry matter productivity and N removal capacity, as well as a higher mean shoot dry matter productivity than Tifton 85 bermudagrass. Cultivation of both grasses in the second half of the CW-B's showed higher means for N removal capacity than cultivation in the same half of CW-P's. Crushed-PET substrate was as efficient as the gravel one in the removal of some variables ( $BOD_5$ , COD,  $P_{total}$ , and  $K_{total}$ ). For some other variables, crushed-PET substrate was even more efficient than the gravel one (turbidity, TS, TSS, and Na). Gravel, on the other hand, showed higher  $N_{total}$  removal from the MTWW. The results showed that crushed PET bottles might constitute a viable alternative as substrate in HSSF-CWs, as they provide an efficient pollutant removal from MTWW and in view of the fact that the adoption of either monoculture or polyculture will depend on the aim of the treatment.

## 1. INTRODUÇÃO

O tanque de resfriamento de leite, também denominado tanque de expansão, é um equipamento que recebe e armazena o leite a granel (dispensando o uso do latão) e proporciona o seu resfriamento direto (MELO; REIS, 2007). Esses tanques estão sujeitos às mesmas operações de higienização que ocorrem na indústria de laticínios, consumindo grandes volumes de água, produtos químicos e, conseqüentemente, gerando um efluente com potencial poluidor. Como agravante esse efluente tem sido descartado sem nenhum tipo de tratamento prévio em corpos hídricos.

Diante da importância do setor de laticínios para a economia estadual e da exigência de se minimizar os impactos ambientais da atividade, surge a necessidade de implantação de sistemas de tratamentos das águas residuárias geradas, que sejam ao mesmo tempo, eficientes, simples (fácil operação e manutenção) e de baixo custo, sendo compatíveis com a realidade de pequenos produtores.

Neste contexto, o sistema alagado construído (SAC), também denominado *wetland* construído, pode ser uma alternativa técnica promissora por apresentar os requisitos desejáveis. Tratam-se de sistemas artificiais, utilizados para tratamento de águas residuárias, e que são constituídos por lagoas ou canais, preenchidos com um substrato que atua como meio suporte (substrato) para o cultivo de macrófitas e a aderência de biofilme.

A utilização de SACs no tratamento de águas residuárias domésticas, industriais e agrícolas tem se intensificado cada vez mais (PARK, 2009). Em regiões tropicais, como no caso do Brasil, as áreas são especialmente aptas, o que contribui para que hajam melhores desempenhos desses sistemas (HARBEL, 1999).

A forma de escoamento, as espécies de plantas e o tipo de meio suporte utilizado determinam as diferentes configurações dos SACs (VYMAZAL, 2007). Em relação à forma de escoamento, destacam-se os SACs de escoamento horizontal subsuperficial (SAC-EHSS), em que a água escoava abaixo da superfície do substrato, no sentido horizontal, através de um meio poroso cultivado (KADLEC; WALLACE, 2009).

As principais espécies cultivadas em SACs são as macrófitas aquáticas (BRIX, 1987), plantas adaptadas a ambientes alagados, sendo a *Typha* spp., o *Phragmites* spp., o *Juncus ingens*, o *Schoenoplectus validus*, a *Salvinia molesta* e o *Scirpus* spp., as mais comumente avaliadas (MATOS *et al.*, 2010e). Segundo Tanner

(2001) e Kadlec e Wallace (2009), a participação das plantas cultivadas na depuração de águas residuárias em SACs está relacionada à capacidade de assimilação de poluentes, introdução de oxigênio e influência sobre comunidade microbiana, tornando o meio propício ao desenvolvimento de biofilmes ativos que atuam na degradação dos compostos orgânicos.

Dentre os vários tipos de espécies vegetais indicadas para o cultivo em SACs, foram escolhidas, nesta pesquisa, duas espécies de gramíneas forrageiras, o capim-elefante (*Pennisetum purpureum* Schum) e o capim-tifton 85 (*Cynodon* ssp.), por serem espécies amplamente utilizadas na alimentação animal, alto valor nutritivo, adaptadas às condições climáticas em nosso país e pelo bom desempenho obtidos em outras pesquisas.

O tipo do meio suporte em SACs também interfere, de forma decisiva, no desempenho e durabilidade do sistema. Para Pitaluga (2011), o meio suporte dos SACs é um dos fatores mais importantes para o bom desempenho do sistema, pois, além da questão associada ao custo de implantação, é nele que se desenvolverá o biofilme que atua na degradação da matéria orgânica, além de ser base de sustentação para o sistema radicular das plantas. Os substratos utilizados como meios suporte em SACs podem ser classificados de acordo com a origem, em naturais, artificiais ou em constituídos por subprodutos industriais (VOHLA *et al.*, 2011). Dentre esses, ocasalho, a areia, a brita e o solo são os materiais mais utilizados como meio suporte em SACs, segundo Dordio e Carvalho (2013).

Entretanto, hoje a utilização de materiais reutilizáveis ou facilmente encontrados na própria comunidade (KORKUSUZ *et al.*, 2004), notadamente aqueles de natureza inerte, pode se tornar uma solução interessante em função dos custos associados e do desejável reaproveitamento de resíduos descartados. Dessa forma, ao invés de causarem impactos nos meios físicos, serviriam como meio para depuração de águas residuárias.

Garrafas PET (Polietileno Tereftalato), cuja destinação vem se tornando, cada vez mais, problema ambiental, pelo longo tempo para sua degradação no meio ambiente, têm potencial para constituir meio suporte alternativo para SACs-EHSS, por serem inertes, de fácil aquisição e baratos. Por outro lado, ainda é pequena a disponibilidade de artigos científicos que dizem respeito à sua utilização, com esse fim. Altvater (2008) utilizou unidade tubular preenchida com tiras confeccionadas com material de garrafas PET para promover crescimento de biofilme e tratar esgoto

doméstico proveniente de tanque séptico modificado. De acordo com o autor, a escolha de tiras de garrafa PET foi decorrente do seu satisfatório desempenho no que se refere à aderência de massa biológica, o que foi verificado em trabalho conduzido anteriormente, assim como pelo baixo custo e facilidade de aquisição.

Entende-se assim, ser importante o desenvolvimento de pesquisas que tenham como propósito estudar a eficiência de garrafas PET, utilizadas como meio suporte de SACs-EHSS, no tratamento de águas residuárias, dentre elas, as provenientes de tanque comunitário de resfriamento de leite (ARTL). Além disso, considerando-se que, por hipótese, as espécies vegetais e a forma de cultivo também sejam fatores de influência no desempenho dos SACs-EHSS e que a frequente disponibilização de capim fresco pode ser atrativa e fator de aceitação à implantação e operação desses sistemas de tratamento pelas comunidades de produtores de leite, optou-se pelo cultivo de espécies vegetais de interesse na alimentação de bovinos.

## **2. OBJETIVO**

### **2.1 Objetivo Geral**

Neste trabalho, o objetivo geral foi avaliar o comportamento de Sistemas Alagados Construídos de Escoamento Horizontal Subsuperficial (SACs-EHSS), cultivados com capim-elefante cv. Napier (*Pennisetum purpureum* Schum) e capim-tifton85 (*Cynodon* spp.), de forma consorciada, utilizando garrafas PET ou brita # 0 como meio suporte no tratamento de água residuária de tanque comunitário de resfriamento de leite (ARTL).

### **2.2 Objetivos específicos**

- ✓ Avaliar a qualidade do efluente e a eficiência de SACs-EHSS na remoção de poluentes da ARTL, quando cultivados com capim-elefante cv. Napier (*Pennisetum purpureum* Schum.) consorciado com capim-tifton85 (*Cynodon* spp);
- ✓ Avaliar a capacidade de extração de nutrientes, o desempenho agrônomico e a influência da forma de cultivo, em consórcio, das duas espécies vegetais, no tratamento da ARTL; e

✓ Avaliar a influência do tipo de meio suporte (brita # 0 e garrafas PET) na qualidade do efluente e eficiência do sistema na remoção de nutrientes/poluentes da ARTL.

### 3. REVISÃO DE LITERATURA

#### 3.1 Tanque Comunitário de Resfriamento de Leite

Em Minas Gerais, a cadeia agroindustrial do leite é a principal atividade na pecuária e está presente em todos os municípios do estado, empregando mão-de-obra, gerando excedentes comercializáveis e garantindo renda para grande parcela da sua população (FERREIRA; LOPES, 2002).

Um marco importante para o setor leiteiro foi a implantação, em 1996, pelo Ministério de Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), do Programa Nacional de Melhoria da Qualidade do Leite (PNQL). O programa teve como objetivo a proposição de ações de elaboração, diagnóstico e formulação de estratégias para a melhoria na qualidade do leite produzido no Brasil.

A partir da implementação do programa, foi publicado a Instrução Normativa nº. 51 (IN 51), com novas normas de produção, visando o aumento na competitividade e a modernização do setor leiteiro no Brasil (NERO *et al.*, 2005). A IN 51 entrou em vigor em 2005 e, com ela, iniciou-se a implantação da coleta do leite a granel e seu resfriamento a 4°C em tanques de resfriamento por expansão, até que esse produto possa chegar às indústrias (BRASIL, 2002). De acordo com Jayarão *et al.*(2004), o principal objetivo dessa regulamentação é o de limitar o desenvolvimento da microbiota mesofílica, na qual se encontra a grande maioria dos microrganismos patógenos e deterioradores do leite.

O resfriamento do leite na propriedade rural tem por objetivo inibir o crescimento bacteriano e prolongar o tempo de armazenamento do produto, de forma a reduzir os custos de transporte e a perda de sua qualidade. O crescimento de bactérias no leite é reduzido em meio do rápido resfriamento abaixo de 10°C, atingindo temperaturas próximas de 3 a 4°C (VINHOLES; BRANDÃO, 2009).

O tanque de resfriamento ou tanque de expansão direta é um equipamento que recebe e estoca o leite a granel, promovendo o seu resfriamento direto (Figura 1). Esses tanques são instalados nas propriedades rurais ou em comunidades, visando, neste caso, atender a grupos de produtores. A localização do tanque deve

ser estratégica, considerando-se as distâncias de cada propriedade e o acesso do caminhão-tanque, responsável pelo recolhimento do leite (MELO; REIS, 2007).



**Figura 1:** Tanque de resfriamento de leite.

No que diz respeito às instalações, deve existir local próprio e específico para a instalação dos tanques de refrigeração e armazenagem do leite, mantido sob condições adequadas de limpeza e higiene, dentro das seguintes exigências e recomendações: ser coberto, arejado, pavimentado e de fácil acesso ao veículo coletor; possuir isolamento por paredes; ter iluminação natural e artificial adequada; haver pontos de água corrente de boa qualidade, de forma a facilitar higienização dos latões e utensílios de coleta de amostras do produto; dispor de fonte de água com qualidade microbiana necessária para utilização na limpeza e sanitização do equipamento de refrigeração e utensílios em geral, que por se tratar de ponto crítico no processo, deve ser adequadamente clorada (MARIANI, 2006).

Assim como acontece na indústria de laticínios, durante a higienização dos tanques comunitários, são geradas águas residuárias que, quando dispostas de forma inadequada, poderão causar diversos impactos ao meio ambiente. Sabe-se que esse tipo de resíduo possui em sua composição resíduos de leite, detergentes e dejetos bovinos (parte externa dos latões), porém, pouca informação encontra-se atualmente disponível sobre a sua caracterização física e química e formas de seu tratamento.

A disponibilização de tecnologia de tratamento dos resíduos gerados, que sejam eficientes, simples e de baixo custo, compatíveis com a realidade desses pequenos produtores é fundamental e a utilização de SACs-EHSS pode constituir alternativa promissora para isso.

### 3.2 Sistemas Alagados Construídos

*Wetlands* ou sistemas alagados naturais são áreas reconhecidas como as várzeas dos rios e brejos e podem ser encontradas, no caso do Brasil, na bacia do rio Amazonas, no Pantanal, em zonas úmidas de regiões tropicais e subtropicais bem como nos manguezais. Como característica principal dessas áreas naturais tem-se a saturação do solo com água, de forma permanente ou sazonal, constituindo um ecossistema colonizado por vegetação de macrófitas ou plantas aquáticas típicas e adaptadas a esse ambiente (SALATI *et al.*, 2009).

Esses ecossistemas possuem alta atividade biológica e transformam diversos poluentes oriundos das águas residuárias convencionais em subprodutos menos danosos onde, muito deles, são utilizados pelas plantas e microrganismos do meio, por meio de processos biológicos. Assim, os sistemas alagados naturais funcionam como filtros biológicos que, por meio de mecanismos físicos, químicos, físico-químicos, reação biológica aeróbia e anaeróbia, evapotranspiração e infiltração, os poluentes são removidos (WOOD; McATAMNEY, 1994).

Por causa desse potencial de depuração observado, até o final do século XX, os sistemas naturais eram utilizados para tratamento de esgotos. No entanto, essa prática, se por um lado causava a redução da concentração de poluentes, por outro causava a descarga de efluentes nesse ambiente propiciava alterações na dinâmica natural, causando sérios danos ao ecossistema. Assim, visando-se aproveitar a capacidade observada sem causar impactos negativos ao ambiente, foi construído em 1973, nos Estados Unidos, o primeiro sistema experimental americano de tratamento por sistemas alagados, com base tecnológica, surgindo, a partir daí, maior interesse em pesquisa e utilização desse tipo de sistema de tratamento (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

De acordo com Toniato (2005), essas unidades que simulam áreas alagadas, passaram a ter várias denominações em língua portuguesa, tais como: *wetlands* construídos, sistemas alagados construídos, leitos cultivados e zonas de raízes. No Brasil, as formas mais usuais são a denominação "zona de raízes" e "sistemas alagados construídos (SACs)".

Como já discutido, nos SACs, atuam mecanismos e ocorrem todos os processos presentes em sistemas naturais, sendo, o que os diferenciam, apenas o maior controle sobre esses processos (WANG *et al.*, 2014). Nessas condições, são

reatores que apresentam grande potencial de remoção de poluentes, podendo tratar diversos tipos de águas residuárias, como pode ser observado na literatura. Há relatos de SACs tratando esgoto doméstico, efluentes industriais e agroindustriais, líquidos percolados de aterro sanitários, efluentes de drenagem ácida de mina e águas de drenagem pluvial, entre outros (IWA, 2000). Além dessa vantagem, os SACs também se apresentam como sistemas de fácil construção e manutenção, grande potencial na produção de massa vegetal, de possível emprego na alimentação animal, na produção de alimentos ou como de interesse agrícola, além de proporcionar ornamentação paisagística do ambiente (CASELLES-OSORIO *et al.*, 2007; KADLEC; WALLACE, 2009; de la VARGA *et al.*, 2013; MATOS, 2015b). No entanto, os SACs, assim como todo sistema de tratamento, apresentam desvantagens, tais como as enumeradas por Rousseau *et al.* (2005), Taylor *et al.* (2011) e Garfi *et al.* (2012). Segundo esses autores, SACs podem demandar grandes áreas, terem eficiência dependentes das condições ambientais do meio (atividade de microrganismos e crescimento de plantas), apresentar dificuldade no estabelecimento de algumas espécies vegetais, além de requerer tempo relativamente longo para a sua partida. Outras desvantagens descritas pelos autores, no entanto, são questionáveis já que dependem das condições de funcionamento. Caso não sejam projetados e operados corretamente, esses sistemas podem atrair proliferação de moscas e exalar odores fétidos. A manutenção para corte da parte aérea da planta e controle de invasores e do sistema de distribuição é essencial para que as eficiências não se reduzam, além disso, pode ocorrer perda na capacidade de remoção de poluentes da água residuária em tratamento, em decorrência da colmatação do meio poroso.

Em SACs, ocorrem processos bióticos e abióticos durante a remoção de nutrientes/poluentes. O processo biótico se dá por ação de microrganismos que crescem aderidos à superfície dos substratos e na raiz das plantas, sendo responsável pela mineralização do material orgânico presente na água residuária e, assim, disponibilizar nutrientes para as plantas. Já os processos abióticos incluem a precipitação química, a sedimentação e a adsorção de íons ao substrato (LIN *et al.*, 2005; BRASIL; MATOS, 2008).

Para que esses mecanismos de remoção ocorram, os SACs possuem alguns componentes, sendo os principais, o meio suporte ou substrato (solo, areia, brita ou outro material), espécies vegetais tolerantes a ambientes alagados, além dos

microrganismos, que crescem aderidos a esses dois componentes do sistema. Em conjunto, os citados componentes são os principais responsáveis pela remoção dos contaminantes da água residuária (VALENTIM, 2003; COSTA, 2004).

A eficiência do sistema e o bom funcionamento são dependentes de alguns fatores, tais como: as espécies vegetais cultivadas, a profundidade e o tipo de material suporte, as taxas de aplicação hidráulica e orgânica, tempo de detenção hidráulica (TDH), as condições de aeração, o potencial redox e a temperatura do meio, além do tipo de efluente (HIJOSA-VALSERO *et al.*, 2010; GARFI *et al.*, 2012, ÁVILA *et al.*, 2013; MATOS, 2015b). Excessivas cargas podem proporcionar baixo potencial redox, assim como maiores profundidades, resultando em menores eficiências de remoção de matéria orgânica, além de menor TDH para absorção de nutrientes pelas plantas. Essas, por sua vez, têm requisitos nutricionais diferentes, podendo remover mais determinado elemento químico que outros presentes na água residuária em tratamento. A temperatura influencia no crescimento das plantas e no metabolismo microbiano, enquanto a escolha do tipo de meio suporte refere-se à capacidade do sistema em formar biofilme, filtrar sólidos e adsorver íons.

A orientação do escoamento dos SACs também é um fator de influência na sua capacidade de remoção, razão pela qual, é importante que seja escolhida de acordo com a sua potencialidade e qualidade do efluente desejada. De acordo com a configuração de entrada e saída do líquido em tratamento, os SACs podem ser classificados em sistemas de escoamento horizontal (SACs-EH) e sistemas de escoamento vertical (SACs-EV). Os SACs-EH podem, ainda, ser subdivididos em grupo dos que apresentam escoamento superficial(SACs-EHS), cuja lâmina de água residuária é aparente;e o grupo dos que apresentam escoamento subsuperficial (SACs-EHSS), não observável em superfície. Os SACs-EV, por sua vez, podem ser de escoamento descendente (SAC-EVD) ou ascendente (SAC-EVA). Além dessas alternativas, pode-se ainda combiná-los entre si e criar sistemas híbridos que satisfaçam as necessidades específicas.

De acordo com Toniato (2005), os SACs podem ser construídos de alvenaria ou pré-moldados, porém, em ambos os casos devem ser impermeáveis, a fim de se prevenir perdas do líquido por infiltração/percolação, provocando contaminação do solo e das águas subterrâneas.

### 3.2.1 Sistema alagado construído de escoamento vertical

Nos sistemas alagados construídos de escoamento vertical (SACs-EV), o escoamento da água residuária ocorre no sentido vertical e poderá ser ascendente ou descendente. Nos sistemas descendentes, a água residuária passa verticalmente pela superfície do leito, escoando verticalmente no sentido descendente, em decorrência da ação da gravidade, até ser recolhida, na base do sistema, que é a configuração mais comum de ser encontrada. Nos sistemas ascendentes, o escoamento ocorre em sentido contrário ao da gravidade, sendo a água residuária aplicada na parte inferior e recolhida na parte superior do substrato.

De acordo com Platzer *et al.* (2007), no SAC-EV, a distribuição do afluente se dá por toda a área de entrada, o que o torna mais eficiente na utilização do volume do sistema, o que resulta na necessidade de menor área para a unidade de tratamento, embora os autores não tenham mencionado que, com menor eficiência na remoção de poluentes, dado o menor TDH em comparação às outras configurações. Os mesmos autores relatam que esse tipo de sistema pode ser aplicado para qualquer tipo de efluente, sejam águas negras ou cinzas, efluentes sanitários ou industriais.

Outra característica que diferencia os SACs-EV da maioria das unidades de escoamento horizontal é a que se refere ao regime de alimentação, sendo de aplicação intermitente, o que promove boa aeração, tornando-o suficiente aeróbio para a degradação da matéria orgânica e a oxidação do íon amônio (COOPER *et al.*, 1996), ou seja, condiciona-se o meio para que ocorra a nitrificação (VYMAZAL, 2005). A alternância entre as fases de alimentação com água residuária e descanso do sistema é também fundamental no controle de crescimento da biomassa no material filtrante (meio suporte e raízes), proporcionando a manutenção de condições aeróbias no meio poroso desses sistemas. Há aporte de oxigênio na ocasião da entrada do líquido em tratamento, que somado às trocas gasosas no período de repouso, possibilita a mineralização do material orgânico da água residuária retido nos poros do substrato e reduz a colmatação superficial (BOUNTIN; LIÉRNARD, 2004).

Segundo Cooper (2005), os fatores de maior importância para o bom funcionamento desses sistemas estão associados ao tipo de material do meio suporte e a área superficial do sistema. Deve-se utilizar no leito um meio suporte que seja

permeável, mas que ao mesmo tempo proporcione um tempo de contato longo entre a água residuária em tratamento e a biomassa aderida ao substrato. Além disso, a área superficial deve ser adequadamente dimensionada para que possibilite suficiente aeração ao sistema.

### **3.2.2 Sistema alagado construído de escoamento horizontal**

O sistema de escoamento horizontal (SAC-EH) é assim denominado porque o aflente percola horizontalmente através dos poros do substrato até a zona de saída. Durante esse percurso, a água residuária passa por zonas anaeróbias, anóxicas e aeróbias, neste sentido da entrada para a saída, em função do aporte de matéria orgânica, que é maior próximo ao sistema de distribuição. O escoamento horizontal proporciona maior remoção de sólidos por sedimentação e retenção nos poros, em razão da baixa velocidade de deslocamento da água residuária, quando comparada à imposta em SACs-EV (KADLEC; WALLACE, 2009).

Nessa configuração de SACs, a introdução de oxigênio ocorre, preferencialmente, via macrófitas em cultivo no sistema, embora a quantidade aportada ainda seja insuficiente para possibilitar metabolismo predominantemente aeróbio no meio. Segundo Kadlec e Wallace (2009), nos SACs-EH, a transferência de oxigênio na interface ar-substrato é limitada, permanecendo o sistema em condições anóxicas, o que, de acordo com Monteiro (2009), é suficiente para que haja sua remoção como N<sub>2</sub>.

Os SACs-EHS podem ser constituídos por canais ou tanques impermeabilizados, preenchidos com substrato, com profundidade de 0,1 a 0,6 m, nos quais se cultiva vegetação adaptada ao meio (METCALF; EDDY, 2003). De acordo com Monteiro (2009), nesse tipo de configuração, é importante que a água residuária a ser tratada não apresente aspecto desagradável, uma vez que estará exposta. Por apresentarem superfície livre, são potencialmente criadores de moscas e, muitas vezes, artrópodes, o que pode causar desconforto a homens e animais presentes no entorno. Em contrapartida, tais sistemas, por terem a penetração de raios ultravioleta, possibilitam mais significativa inativação de patógenos.

Nos SACs de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS) não há água exposta na superfície do leito, o qual é constituído por material rochoso de granulometria medianamente grosseira, cascalho, areia, solo ou outro material

poroso que possa ser suporte para plantas. O nível de água nesses sistemas permanece abaixo (5 a 10 cm) da superfície do substrato e a água residuária flui em contato com as raízes e os rizomas das plantas, onde se desenvolve o biofilme bacteriano que atua na degradação do material orgânico nela presente (MATOS, 2007). Considerável remoção de sólidos das águas residuárias em tratamento tem sido observada, por retenção nos poros do substrato de SAC-EHSS, devida à interceptação proporcionada pelas raízes e/ou rizomas das plantas (COOPER *et al.*, 1996). O risco associado à exposição humana ou de animais a organismos patogênicos é minimizado nesse tipo de sistema, devido ao não contato com a água residuária em tratamento.

### **3.2.3 Sistema alagado construído híbrido**

Além dos já apresentados sistemas convencionais, SACs podem ser híbridos ou mistos, concebidos como uma combinação de SAC-EV e SAC-EH. Nesses sistemas, as potencialidades de cada um podem ser combinadas para se complementarem e melhorar a eficiência do tratamento da água residuária, combinando as vantagens e minimizando as desvantagens de cada um deles. Uma sequência apropriada desses sistemas possibilita a remoção de DBO, sólidos suspensos totais, possibilitando-se obter completa nitrificação nos SAC-EV, mais bem oxigenados, seguida de desnitrificação parcial nos SAC-EHSS, onde ocorrem condições anóxicas, com conseqüente redução nas concentrações de N total (COOPER *et al.*, 1999).

Outra possibilidade é a inversão das posições das unidades, na qual o objetivo é o de se remover grande parte da DBO da água residuária em tratamento, para que a mesma não concorra pelo oxigênio necessário à nitrificação, no compartimento de escoamento vertical (PHILIPPI; SEZERINO, 2004). De acordo com Gómez Cerezo *et al.* (2001), a combinação de diferentes tipos de SACs possibilita maior flexibilidade e a obtenção de melhor qualidade no efluente.

## **3.3 Componentes dos Sistemas Alagados Construídos**

Os componentes fundamentais dos SACs são a vegetação e o meio suporte, os quais são responsáveis diretos ou indiretos por diversos mecanismos de remoção

de nutrientes/poluentes em SACs. Segundo Lautenschlager (2001), a remoção de nutrientes, metais pesados e a transformação de compostos tóxicos pelas plantas é um dos principais fatores responsáveis pela diminuição da carga de poluentes das águas residuárias em SACs.

### 3.3.1 Tipo de Vegetação

De acordo com Brix (1997), as plantas utilizadas em SACs são denominadas macrófitas, incluindo as plantas aquáticas vasculares (ex. taboa) e até algumas algas estruturalmente mais desenvolvidas. Ainda, de acordo com o autor, as ações atribuídas às macrófitas, em SACs, são: estabilização da superfície do filtro, promoção de condições para o processo físico de filtração, adesão de microrganismos nas raízes, aeração da rizosfera e embelezamento paisagístico.

O tratamento das águas residuárias ocorre por meio da interação entre o substrato-plantas. As raízes das plantas se fixam no substrato e retiram os elementos essenciais ao seu desenvolvimento, oxigenam e criam ambiente favorável para o desenvolvimento dos microrganismos degradadores de matéria orgânica. Além disso, o sistema radicular das plantas proporciona redução na velocidade de escoamento da água, o que possibilita maior adsorção iônica e retenção de sólidos nos poros do sistema; secretam substâncias que podem ser tóxicas a microrganismos patogênicos (BRIX; SHIERUP, 1989), além de liberar exsudatos que possibilitam a degradação de substâncias orgânicas.

Na literatura, há controvérsias sobre as reais contribuições das macrófitas no tratamento de águas residuárias em SACs (ZHANG *et al.*, 2010), havendo alguns autores que sustentam que essas não contribuem de forma significativa para as remoções de poluentes. Porém, a maioria dos trabalhos têm demonstrado o papel relevante das plantas em SACs. Karathanasis *et al.* (2003), por exemplo, obtiveram remoções de 75 e 88%, respectivamente para DBO e SST, em SACs cultivados e de 46 e 63% nas unidade sem vegetação. Segundo Kadlec e Wallace (2009), o cultivo de plantas em SACs é essencial para o bom desempenho do sistema de tratamento, uma vez que muitos estudos avaliando tratamentos com e sem vegetação tem comprovado maior eficiência nos sistemas cultivados. Fia *et al.* (2011) relataram que o cultivo de vegetais nos SACs é importante, uma vez que há remoção de macro e micronutrientes da água residuária por meio da absorção pelo sistema radicular das

plantas, porém, em seu estudo, não observaram ganhos na remoção de  $\text{DBO}_5$  e DQO.

De acordo Matos (2015b), as controvérsias entre os diversos trabalhos podem estar associadas ao TDH, carga orgânica ou carga de nutrientes aplicados (notadamente nitrogênio e fósforo), às características do sistema (sentido de escoamento) e à frequência de corte da parte aérea. As plantas apresentam capacidades limitadas de absorção de nutrientes, por essa razão, maiores eficiências serão obtidas caso se apliquem cargas menores que sua capacidade de remoção, para isso, há de se dispor de maior área superficial nos SACs-EHSS para que se maximize essa absorção. Caselles-Osorio *et al.* (2007) e Matos *et al.* (2010a) observaram que os efeitos da presença de plantas nos SACs ficaram mais evidentes quando as cargas orgânicas não supera a sua capacidade em metabolizar os poluentes presentes no meio.

Fia *et al.* (2011), ao estudarem duas espécies diferentes, taboa e capim-tifton 85, no tratamento de ARS, em SACs-EHSS, observaram que a primeira não se adaptou bem às cargas orgânicas aplicadas, enquanto a segunda teve maior capacidade de extração de nutrientes quando o SAC recebeu carregamento de  $327 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de DBO. O aumento na carga orgânica aplicada implicou em diminuição na eficiência de remoção, sobretudo de nitrogênio e fósforo.

Em razão dos baixos níveis de oxigênio dissolvido em SACs-EHSS, há uma seleção natural de plantas que se adaptem melhor às condições de anoxia ou anaerobiose do meio (BECCATO, 2004). Espécies vegetais que não se adaptem ao meio apresentam crescimento vegetativo e reprodutivo reduzido, tendendo a serem extintas no sistema. Para sobrevivência em ambientes com baixa concentração, algumas espécies vegetais acabam desenvolvendo em condições de estresse, espaços intercelulares amplos nos seus tecidos estrutural, capazes de transportar oxigênio até suas raízes, sendo essas estruturas denominadas aerênquimas (DREW, 1997). Considerando que, na natureza, essa é uma característica de espécies vegetais como taboa (*Typha* spp.), caniço (*Phragmites* spp.), junco (*Juncus ingens*.) e salvinia molesta (*Schoenoplectus validus*), o cultivo dessas passou a ser mais comumente avaliado e pesquisado em SACs (MATOS *et al.*, 2010e). No entanto, a biomassa gerada nos SACs cultivados com essas macrófitas são de baixo interesse econômico, sendo aproveitado apenas para alguns tipos de artesanatos. Neste contexto, a avaliação de espécies que não são originárias de áreas alagadas, mas que consigam

se adaptar ao ambiente, e ao mesmo tempo, tenham potencial de aproveitamento para outros fins, pode ser interessante.

O cultivo de forrageiras em SACs, com intuito de propiciar seu aproveitamento agrícola é, ainda, pouco explorado. Existem, na literatura, alguns estudos recentes do uso de outras espécies vegetais da família das Poaceae, como o capim-tifton 85 (*Cynodon* spp.), o capimelefante (*Pennisetum purpureum* Schum), o azevém (*Lolium multiflorum* Lam), a aveia preta (*Avena strigosa* Schreb), o capim-braquiária (*Brachiária decumbens*), o capim-amarelo (*Phalaris arundinacea*), o capim-colchão (*Digitaria* spp.) e o capim-vetiver (*Chrysopogon zizanioides*), utilizadas no tratamento de águas residuárias agroindustriais, tais como as de laticínios (MATOS *et al.*, 2010a), as de suinocultura (XIAN, 2010; MATOS *et al.*, 2009), as da lavagem e descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro (LIN *et al.*, 2007; MATOS *et al.*, 2008; FIA *et al.*, 2010), as domésticas (KATSENOVICH *et al.*, 2009; OUATTARA *et al.*, 2011; EDWARDS *et al.*, 2006); e as salinas (KLOMJEK;NITISORAVUT, 2005).

Todavia, são escassos os dados científicos de desempenho de SACs cultivados com duas ou mais espécies forrageiras cultivadas de forma consorciada, em conjunto ou em sequência, ainda que, por hipótes e, entenda-se que o cultivo de uma combinação de diferentes espécies vegetais possa aumentar a eficiência do sistema de tratamento. Segundo Campos (1999), isso deve ocorrer tendo em vista que, no cultivo multiespécie (policultura), cada espécie deverá responder, diferentemente, às variações nas cargas orgânicas e apresentará capacidade diferenciada na remoção de nutrientes/poluentes. Por exemplo, as espécies vegetais mais resistentes às altas cargas podem se cultivadas próximo à zona de entrada, e aquelas com maior consumo de nitrogênio, cultivadas na zona final, mais mineralizadas (MATOS, 2015b). No tratamento de água residuária da suinocultura, Matos *et al.* (2011) verificaram que grande parte na remoção de DQO se deu nos primeiros 4,0 m dos SACs-EHSS, que representava 17% do comprimento total, sugerindo o cultivo de outras espécies vegetais com alta capacidade de remoção dos nutrientes de alta solubilidade no comprimento restante do sistema.

As plantas são funcionalmente e morfológicamente diferentes e podem ter diferentes respostas quanto à remoção de nutrientes e compostos orgânicos nos SACs. Matos *et al.* (2009) avaliaram o desempenho de SACs-EHSS no tratamento de água residuária da suinocultura, nos quais o primeiro terço cultivado com

alternantera, o segundo terço com taboa e o terceiro terço com capim-tifton 85 e obtiveram melhor desempenho agrônômico das plantas e maior eficiência do sistema na remoção de algumas variáveis relacionadas à qualidade da água, quando comparadas em sistemas de monocultivo. Calheiros *et al.* (2009) estudaram alterações na diversidade bacteriana em SACs utilizados no tratamento de águas residuárias de curtume, sendo a primeira parte do SAC plantado com taboa (*Typha latifolia*) e a segunda parte com junco (*Phragmites australis*). De acordo com os autores, a espécie vegetal e a sua posição no SACs parecem ter efeito importante sobre a dinâmica das populações bacterianas e desempenho do sistema. Zhang *et al.* (2010) estudaram o efeito da diversidade vegetal na retenção de nutrientes em SACs e obtiveram melhores resultados em SACs cultivados com o maior número de espécies vegetais, em consórcio.

#### **3.3.1.1 Capim-elefante cv. Napier (*Pennisetum purpureum* Schum)**

O capim-elefante (*Pennisetum purpureum* Schum), Figura 2, pode ser descrito como uma gramínea perene, de crescimento cespitoso, com colmos eretos dispostos em touceiras. Possui rizomas curtos e folhas de coloração verde escura ou clara, apresentando grande quantidade de perfilhos aéreos e basilares, podendo formar touceiras, não cobrindo, dessa forma, totalmente a superfície de cultivo. Sua propagação é, geralmente, feita por meio de colmos (DEREZO, 1999), sendo uma das gramíneas mais difundidas e importantes no Brasil, podendo ser utilizada de diversas formas. Quando utilizada como forrageira, constitui nutritivo alimento para a produção animal. Segundo Pereira (1993), a espécie foi introduzida no país a partir dos anos de 1960, e o seu sucesso no país deve-se a sua adaptabilidade às condições de clima e de solo de praticamente todo o Brasil, porte avançado e grande produtividade.



**Figura 2:** Aspecto visual da biomassa produzida pelo capim-elefante.

De acordo com Jacques (1994), o capim-elefante está presente em altitudes desde o nível do mar até 2000 m, sendo mais adaptada a temperaturas entre 18 e 30°C, com temperaturas ótimas até 35°C, mas suportando, dependendo da variedade, até a ocorrência de geadas (algumas cessam o crescimento em torno de 10°C). Essas condições podem ser observadas pela descrição de que 70% da produção de massa verde ocorre no verão, sendo uma gramínea tropical e C<sub>4</sub>. O crescimento da planta é bom sob índices de precipitação entre 800 e 4000 mm, apresentando, no entanto, baixa tolerância à seca. O capim é exigente em relação à fertilidade do solo, não tolerando acidez e elevado teor de alumínio no solo (HILLESHEIM, 1988).

De origem africana, a gramínea possui grande número de variedades, o que explica a sua grande adaptabilidade. Pode ser citados: Napier, Mercher, Porto Rico, Albano Mineiro, Mole de Volta Grande, Gigante de Pinda, Mott, Taywan, Cameron, Vruckvona, Elefante roxo e Elefante Híbrido (VILELA, 1998). Dentre essas variedades, o cultivar utilizado neste estudo foi o capim-elefante cv. Napier (*Pennisetum purpureum* Schum), que apresenta as características de colmos grossos, folhas largas, época de florescimento intermediária (abril a maio) e touceiras abertas, e que têm como exemplares as cultivares Napier, Mineiro e Taiwan A-146 (PEREIRA, 1993).

Como exemplo da aplicabilidade e do potencial uso da espécie em SACs, pode-se citar o trabalho de Matos *et al.* (2011). Os autores estudaram o desempenho de SACs-EHSS cultivados com capim-elefante cv. Napier (*Pennisetum purpureum* Schum), submetidos a diferentes taxas de carregamento orgânico (TCOs), proporcionadas pela aplicação de águas residuárias da indústria de laticínios (ARL), verificando sua boa adaptabilidade ao meio de cultivo, com bom enraizamento,

embora predominantemente superficial; grande produtividade de biomassa aérea e capacidade de remover nutrientes, especialmente nitrogênio e potássio da ARL.

### 3.3.1.2 Capim-tifton 85 (*Cynodon* spp.)

De acordo com Vilela e Alvim (1998), por ser o capim-tifton 85 (Figura 3), originário da África, está adaptado às regiões de clima tropical e subtropical, tendo seu cultivo também recomendado como forrageira para a alimentação animal.



**Figura 3:** Aspecto visual da biomassa produzida pelo capim-tifton 85.

O *Cynodon* spp. cv. Tifton caracteriza-se como uma planta perene, estolonífera e rizomatosa, com hastes longas e folhas largas, de coloração verde escura e porte relativamente alto e, por causa da boa relação lâmina foliar/colmo que possui, é um capim recomendado para fenação e pastejo. Possui boa resistência a doenças, ao déficit hídrico, ao fogo e baixa tolerância à acidez do solo (BURTON *et al.*, 1993).

Por pertencer ao grupo  $C_4$ , as gramíneas do gênero *Cynodon* apresentam elevado potencial de utilização da radiação solar. Possui rizomas que lhe conferem a característica de resistência à seca e ao frio, estando a temperatura ótima de crescimento e desenvolvimento na faixa de 30 a 35°C, com requerimento hídrico na ordem de 1000 a 1200 mm ano<sup>-1</sup>, embora as informações referentes a essas características ainda sejam escassas. Esse capim tem seu cultivo adaptado a vários tipos de solo, não sendo a textura, aparentemente, limitante à sua produção, desde

que não haja problemas de compactação excessiva ou baixa capacidade de retenção de água no meio (PEDREIRA *et al.*, 1998). Hill *et al.* (1996) verificaram que, entre várias gramíneas da espécie *Cynodon dactylon*, a variedade capim-tifton 85 é a que proporciona a produção de forragem com maior digestibilidade para ruminantes.

Alguns estudos foram realizados para avaliar a capacidade de remoção de elementos químicos pela espécie vegetal. Matos *et al.* (2013), por exemplo, avaliaram os efeitos da aplicação de diferentes doses de percolado de resíduos sólidos urbanos (RSU) na produtividade e composição mineral do capim-tifton 85, obtendo, em todos os cortes realizados, efeito positivo de doses de aplicação de percolado RSU equivalentes até 750 kg ha<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup> de DBO no teor de proteína bruta (PB) e na produtividade de matéria seca do capim-tifton 85. Estudando o desempenho de quatro espécies forrageiras cultivadas em rampas de tratamento por escoamento de água residuária da suinocultura, Queiroz *et al.* (2004) verificaram que o capim-tifton 85 foi a espécie que apresentou maior produtividade e capacidade de extração de nutrientes, além de rápida recuperação após o corte, proporcionando boa cobertura do solo, o que dificultou o desenvolvimento de espécies invasoras no local.

Vilas Bôas (2012) avaliou o desempenho de seis SACs de diferentes configurações, sendo três de escoamento vertical e três de escoamento horizontal, cultivados com capim-tifton 85 e taboa, no pós-tratamento da água residuária da suinocultura (ARS), observando o desempenho agrônomico e a capacidade de extração de nutrientes pelas plantas. O autor verificou que o capim-tifton 85 foi a espécie vegetal que apresentou maior capacidade extratora de nutrientes, chegando a extrair, respectivamente, até 17,65 e 1,76 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de nitrogênio e fósforo e 6,67 e 54,75 g ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de cobre e zinco. Fia *et al.* (2011), por sua vez, obtiveram aumento nas concentrações de proteína bruta e de P no tecido vegetal da parte aérea do capim-tifton 85 com o aumento na dose de aplicação de ARS em tratamento em SACs-EHSS. Doses mais altas limitaram, no entanto, o desenvolvimento, em termos de produtividade de matéria seca do capim. Dessa forma, observa-se o potencial de geração de massa verde e de remoção do capim-tifton 85.

### 3.3.2 Meio Suporte

O substrato utilizado em SACs pode ser definido como material suporte, com grande área específica de contato, que tem a função de servir como meio

suporte para adesão e crescimento de biofilme e para fixação das raízes das plantas. O substrato pode ser natural (areia, brita e solo), industrializado (anéis de PVC, anéis plásticos) ou até mesmo materiais recicláveis como resíduos da construção civil, pneus triturados, garrafas PET, entre outros.

Por se tratar de um sistema de tratamento em que diversos mecanismos de remoção estão atuantes, o conhecimento das características do material suporte a ser utilizado nos SACs é de extrema importância. A seleção vai depender do tipo de água residuária a ser tratada, do tipo de regime hidráulico e do tipo do poluente principal a ser removido (TONIATO, 2005). A porosidade drenável depende do tipo e granulometria do substrato, sendo diretamente associada à permeabilidade do meio poroso e, conseqüentemente, à condutividade hidráulica em meio saturado dos SACs ( $K_s$ ), o que condiciona o comportamento da água residuária no meio, até que se inicie a interferência do fenômeno da colmatação (PHILIPPI; SEZERINO, 1999; KAICK, 2002; BRASIL, 2005). Características específicas do substrato, notadamente no que se refere à sua susceptibilidade ao ataque químico, proporcionado por constituintes da água residuária em tratamento, também têm influência na eficiência do tratamento e na vida útil dos SACs.

Ao longo do tempo de operação de SACs, os mecanismos de remoção dos poluentes concorrem para acúmulo de sólidos no meio poroso, o que leva à diminuição na porosidade drenável. Com a maturação do leito, o meio se torna mais restritivo à passagem de substâncias, aumentando a eficiência desses sistemas de tratamento. Entretanto, o avançar da obstrução dos poros proporciona baixa condutividade hidráulica no meio saturado ( $K_s$ ), passando a água residuária a se movimentar por caminhos menos tortuosos ou impedidos, ocorrendo a formação de zonas mortas e caminhos preferenciais (MATOS, 2015b). Em estágio mais avançado da colmatação, que é associado ao acúmulo de sólidos, com redução da porosidade drenável, o escoamento passa de subsuperficial a superficial, potencializando a geração de maus odores e a proliferação de moscas e outros insetos (FU *et al.*, 2013). Dessa forma, em unidades de escoamento horizontal subsuperficial, pode haver, com o avançar do fenômeno de obstrução dos poros, diminuição do TDH no sistema, implicando em possível prejuízo das remoções física, química e bioquímica dos poluentes (ROUSSEAU, 2005; BABATINDE, 2010).

Na literatura, ainda há muitas controvérsias, porém os mecanismos mais citados como contribuintes para a colmatação do meio filtrante são a deposição de

sólidos orgânicos e inorgânicos na superfície dos SACs, deposição de precipitados químicos, crescimento de biofilme e desenvolvimento de raízes e rizomas das plantas no leito de material poroso (GARCIA *et al.*, 2007; KNOWLES *et al.*, 2013; PAOLI; VON SPERLING, 2013).

Têm sido desenvolvidas pesquisas nas quais se investiga a possível associação da presença de sólidos colmatantes em SACs com o desgaste do próprio material filtrante. Pedescoll *et al.* (2009) verificaram que os sólidos inorgânicos ligados à colmatação apresentaram composição mineral análoga à do material filtrante, que pode ser pelo desgaste do material e/ou ataque de ácidos (ácido sulfúrico e sulfídrico), que são formados na degradação do material orgânico e, segundo Pedescoll *et al.* (2011), o uso de substratos de má qualidade para compor o leito de SACs-EHSS pode acelerar a colmatação.

Matos (2015b) avaliou os principais fatores interferentes na colmatação de SACs-EHSS, em operação há 8 anos no tratamento de esgoto sanitário, bem como os métodos para a caracterização do grau de obstrução do meio poroso dos leitos. De acordo com o autor, as condições de pH, potencial redox e a constituição do material suporte podem tanto tornar o ambiente propício à precipitação de sólidos como contribuir para o desgaste do substrato. Se os detritos desprendidos contribuem com os sólidos de obstrução, a diminuição na granulometria dos grãos que compõem o meio suporte também colabora para o fenômeno, pela redução no volume de poros do meio.

Diante disso, para vida útil mais longa dos SACs, a escolha de um substrato mais resistente e menos susceptível ao ataque de ácidos é desejável. Materiais alternativos têm sido avaliados como meio suporte em diferentes tipos de reator utilizados no tratamento de águas residuárias. Motta (1995) conduziu um trabalho experimental para o tratamento de esgoto sanitário, cujo processo era constituído de um reator anaeróbio de leito fixo, submerso, seguido por um decantador secundário. O leito submerso (recheio) com 1,83 m de altura era constituído de material corrugado em PVC, BLODEK 19060 (“*cross-flow media 60 degrees*”), com um índice de vazios superior a 95%. Rolô (2003), utilizando frascos de “Yakult” como substrato para filtros biológicos, obteve índice de vazios de 97,01% de vazios, enquanto Belloni (2005) que estudou o desempenho de um filtro biológico aerado submerso, utilizando como meio suporte tampas de garrafas PET, encontrou porosidade drenável de 75,89%. Burgoon *et al.* (1991) enfatizaram a importância de

se aprofundar a avaliação de substrato plásticos, em razão de seu baixo potencial de entupimento, sua não reatividade com o meio (material inerte) e a possibilidade de manutenção da condutividade hidráulica no meio poroso em níveis adequados.

Dallas e Ho (2005) estudaram a eficiência de SACs-EHSS preenchidos com dois diferentes meios suporte, garrafas PET, cortadas em duas ou três partes (dependendo do tamanho), com porosidade drenável de 94%, e brita, com índice de vazios de 40%. De acordo com os autores, além do substrato de garrafas PET ter apresentado melhores resultados, em termos de remoção de nutrientes, houve redução de 50% nos custos para construção dos SAC-EHSS, em comparação aos SACs preenchidos com a brita. Outra importante vantagem do uso das garrafas PET é o fato de que a brita é um recurso não renovável e precisa ser substituída em um prazo mais curto de tempo, por ser mais susceptível à colmatção.

Além da escolha correta do material utilizado como meio suporte em SACs, é importante que sejam adotadas algumas ações para retardar o entupimento precoce do meio poroso desses sistemas. Quando possível, recomenda-se que seja realizado um pré-tratamento da água residuária para retirar os sólidos grosseiros, por exemplo, passagem por tanques de flotação (retenção de óleos e gordura), peneiras de remoção de sólidos grosseiros, decantadores, dentre outros.

### **3.4 Mecanismos de remoção de nutrientes/poluentes**

Estudos, em escala real, mostram que os SACs apresentam boa capacidade de remoção de Demanda Bioquímica de Oxigênio ( $DBO_5$ ), Sólidos Suspensos Totais (SST), Nitrogênio (N), Fósforo (P), traços de compostos orgânicos e organismos patogênicos das águas residuárias. Estas remoções são proporcionadas por diversos mecanismos, tal como já citado: sedimentação, precipitação, filtração, adsorção química e interações microbianas e interações da vegetação (MARQUES, 1999). Os principais mecanismos na remoção de ST, SST,  $DBO_5$ , N-total, P, K e Na, serão detalhados, em sequência.

### **3.4.1 Remoção de Sólidos Totais (ST) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO<sub>5</sub>)**

Os SACs-EHSS agem como filtro horizontal, de modo a favorecer a separação de SST, por sedimentação discreta ou floclulenta; além do aprisionamento físico e a adsorção sobre o biofilme aderido ao meio suporte e às raízes das plantas. Em razão da baixa velocidade de escoamento e as grandes áreas específicas do meio suporte, esses sistemas mostram-se bastante eficientes na remoção destas variáveis (USEPA, 2000b).

As partículas biodegradáveis removidas por mecanismos físicos são degradadas por meio da ação de microrganismos e convertidas em partículas solúveis e coloidais, tornando-se DBO<sub>5</sub> solúvel, que será metabolizada para geração de energia para crescimento e reprodução celular. Parte da SST será incorporada à massa microbiana desenvolvida (USEPA, 2000b) e a outra parte ficará acumulada no meio.

A degradação do material orgânico solúvel e particulado, em suspensão, pode ser aeróbia ou anaeróbia, prevalecendo, em SACs-EHSS, os processos anaeróbios, estando os processos aeróbios restritos a pequenas zonas adjacentes aos rizomas e raízes das plantas e a uma fina camada superficial, na qual a difusão de oxigênio da atmosfera possa ocorrer (VYMAZAL; KRÖPFELAVÁ, 2008). Com a degradação do material orgânico carbonáceo, há liberação de sais inorgânicos no meio, disponibilizando, assim, nutrientes para as plantas (MARQUES, 1999).

### **3.4.2 Remoção de nitrogênio**

Segundo von Sperling (1996), o elemento químico nitrogênio (N), apresenta-se predominantemente na forma de nitrogênio orgânico e amônio, em águas residuárias domésticas. Valetim (2003) afirma que, ao passar por SACs, o nitrogênio presente no afluente sofre diversas transformações. O nitrogênio orgânico (N<sub>org</sub>) pode ser convertido em amônio (processo de amonificação), que posteriormente é, em caso da presença de oxigênio, oxidado a nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) e nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>). O nitrato, por sua vez, encontrando um ambiente com baixo potencial redox, sofre desnitrificação, passando a gás nitrogênio (N<sub>2</sub>). A última rota é uma das formas de real remoção de nitrogênio do efluente, sendo que as outras podem

ocorrer por assimilação bacteriana, adsorção no meio suporte e pela absorção pelas plantas (mais relevante) dos íons  $\text{NH}_4^+$  e  $\text{NO}_3^-$ . O aporte de N também ocorre, caso haja plantas associadas a bactérias fixadoras de nitrogênio ( $\text{N}_2$  e  $\text{N}_2\text{O}$ ), gerando  $\text{N}_{\text{org}}$  no tecido vegetal. De acordo com a USEPA (1988), o principal mecanismo para a remoção de nitrogênio em SACs é a sequência nitrificação-desnitrificação e perda de amônia para a atmosfera através do processo de amonificação, caso o pH do meio seja favorável a isso. Devendo ter condições propícias para que a oxidação, a redução ou a volatilização de nitrogênio ocorram dentro do reator.

Estudos mostram que há variações nas concentrações de oxigênio dissolvido ao longo dos SACs-EHSS, seja pela incorporação através das plantas ou difundido diretamente do  $\text{O}_2$  atmosférico, através da superfície do meio suporte. Embora em grande parte da literatura se afirme que as condições dominantes em SACs-EHSS sejam anaeróbias, Matos *et al.*(2010b) verificaram aumento, gradativo, nos valores do potencial redox, passando de uma condição negativa nos afluentes para positiva nos efluentes de SACs-EHSS. Resultados semelhantes foram obtidos por Garcia *et al.*(2004) e Dusek *et al.*(2008). Chagas *et al.* (2013) obtiveram, em todos os SACs avaliados, valores de potencial redox negativos apenas no início do percurso da água residuária em SACs cultivados com *Hemerocallis flava* (lírio amarelo) e que, nos primeiros 4 m de percurso da água residuária, houve rápido aumento nos valores desta variável. Para Dusek *et al.* (2008), essas condições ocorrem, pois os SACs são extremamente dinâmicos em relação aos valores de potencial redox no meio. Diante do discutido, haveria possibilidade de haver certa nitrificação nos SACs, sobretudo em zonas mais afastadas da entrada.

A desnitrificação, por outro lado, requer condições anóxicas, ausência de oxigênio dissolvido, quando é então disponibilizado o nitrato como acceptor final de elétrons, sendo reduzido a óxido nítrico, óxido nitroso e finalmente a nitrogênio gasoso. Esse processo pode ser mais efetivo nos SACs, uma vez que as condições anóxicas, notadamente nas porções iniciais a medianas dos sistemas, estão sempre presentes (USEPA, 2000a).

### 3.4.3 Remoção de fósforo

O fósforo é um dos macronutrientes essenciais para o crescimento de plantas e microrganismos, que, no entanto, quando lançado em excesso no corpo d'água, pode implicar em impactos negativos, como a eutrofização, associado a proliferação de algas em ambientes lênticos. Por essa razão, deve-se atentar para a remoção de P em águas residuárias, que tem como principais contribuintes de P, as excretas humanas e de animais, detergentes e produtos químicos utilizados no tratamento de água para abastecimento (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

Os mecanismos de retenção deste elemento em SACs incluem absorção pela vegetação e microrganismos, adsorção e reações de troca com o meio suporte e sedimentos, precipitação química e sedimentação (SOUSA *et al.*, 2001; CRITES *et al.*, 2005). A precipitação está associada à formação de fosfatos insolúveis de ferro, de alumínio ou de cálcio, sendo controladas pelo pH, ocorrendo em valores de pH neutro a alcalino a precipitação de fósforo com o cálcio; em condições de acidez do meio, com o ferro ou o alumínio (TCHOBANOGLIOUS; BURTON, 1991). Dependendo do potencial redox do meio, pode haver desprendimento do fósforo dos complexos formados (dessorção).

A adsorção de P pode ocorrer no substrato de preenchimento usado nos SACs, por exemplo, na argila ou outro meio reativo, no material orgânico acumulado nos poros ou liberado pelas plantas (exsudatos) ou em óxidos e hidróxidos de ferro ou alumínio (REED, 1995). A redução na concentração de fosfato na água residuária é maior no início de operação dos SACs-EHSS, devido à considerável adsorção inicial, que ocorre no substrato e nos sedimentos. Porém, esse processo de adsorção é finito e diminui acentuadamente com o tempo, devido à saturação de sítios de retenção, podendo, inclusive, uma parte de fosfato inicialmente adsorvido ser novamente solubilizado no sistema (USEPA, 2000b).

A absorção de fosfatos por bactérias ocorre em curto tempo, representando um mecanismo de ciclagem rápida de formas solúveis e insolúveis. Ocorrem fases de absorção, durante o crescimento da planta, e de liberação de fosfatos para o meio externo, quando da morte e decomposição das partes vegetais (KADLEC; WALLACE, 2009). No que se refere ao que foi absorvido pelas plantas, no entanto, esse retorno pode ser evitado, desde que haja frequente corte e remoção da parte área

das plantas, ainda que, conforme ressaltado por Paoli (2010), nesse caso, o fósforo absorvido pelo caule, rizomas e raízes não seja removido do sistema.

#### **3.4.4 Remoção de potássio e sódio**

O sódio e o potássio estão incluídos entre os cátions que, quando presentes em altas concentrações, podem ser absorvidos em excesso pelas plantas causando-lhes problemas de intoxicação. Brasil *et al.* (2005) recomendaram, então, que a concentração desses elementos químicos na água residuária a ser tratada devam ser mensuradas para se evitarem problemas operacionais nos SACs-EHSS, já que, segundo Matos *et al.* (2014), altas concentrações de potássio e sódio, acarretam desequilíbrio químico no meio e podem causar prejuízo à absorção de cálcio e magnésio pelas plantas.

Fia *et al.* (2015) avaliaram as concentrações de Na e K no tratamento de ARS em SACs-EHSS e observaram que as concentrações afluentes e efluentes desses cátions ficaram muito próximas, expressando a pequena capacidade do sistema em reter e/ou remover esses elementos químicos. Conforme relatado no estudo de Lo Monaco *et al.* (2002), as baixas remoções se devem ao baixo requerimento de sódio pelas plantas, que não é nutriente para boa parte das espécies, e, assim como o potássio, não formam complexos orgânicos, os quais são passíveis de relevantes retenções físicas nos SACs.

## **4. MATERIAL E MÉTODOS**

### **4.1 Local do experimento**

O experimento, em escala piloto, foi implantado e conduzido nas instalações do Tanque Comunitário de Resfriamento de Leite, localizado no município de Silveirânia–MG, situado na Zona da Mata Mineira, a 500 m de altitude, com coordenadas geográficas de 21° 09' 31" de latitude sul e 43° 12' 54" longitude oeste. O clima do local é do tipo tropical de altitude com chuvas durante o verão e temperatura média em torno de 18 °C, com variação entre 24 °C (média das máximas) e 13 °C (médias das mínimas).

## 4.2 Água residuária do tanque comunitário de leite (ARTL)

A plataforma de recepção possui dois tanques comunitários de resfriamento de leite com volumes de 5000 L e 3000 L. A dinâmica do processo de beneficiamento do produto começa com a chegada e recepção do leite, todo ele oriundo do rebanho de produtores da região. O horário de recepção do leite é de 9:00 horas às 10:00 horas e de 14:00 horas às 16:00 horas, enquanto a higienização da estrutura e vasilhames é realizada duas vezes por dia. O leite chega em latões que, após filtração em peneira plástica, é despejado nos tanques de resfriamento, onde permanece armazenado.

Para a limpeza diária dos tanques, jatos de água são direcionados para a parte interna e externa do tanque, sendo aberta a válvula de descarga no interior e exterior. O mesmo procedimento é realizado com os latões de leite, peneiras plásticas e baldes. Posteriormente, as laterais e o fundo dos tanques, latões e tubulações são esfregados com uma escova plástica, usando-se uma solução de detergente-sanitizante, realizando novo enxágue com jatos de água. O afluente gerado no tanque comunitário, objeto de estudo deste trabalho, é oriundo do processo de higienização descrito, no qual são gerados, em média, 1500 L de água residuária por dia.

Na Figura 4 é apresentada a plataforma de recepção do leite e parte do processo de higienização dos equipamentos e vasilhames.



**Figura 4:** Plataforma de recepção do leite (a); parte do processo de higienização (b).

### 4.3 Infraestrutura experimental e montagem do experimento em campo

A infraestrutura experimental foi constituída por seis SACs-EHSS, nas dimensões de 0,6 m de altura x 1,0 m de largura x 2,5 m de comprimento, posicionados sobre o solo e tendo o fundo (em nível) e as laterais impermeabilizados com lona de PVC de 0,5 mm de espessura, montados paralelamente e delimitados por muretas de alvenaria (Figura 5).

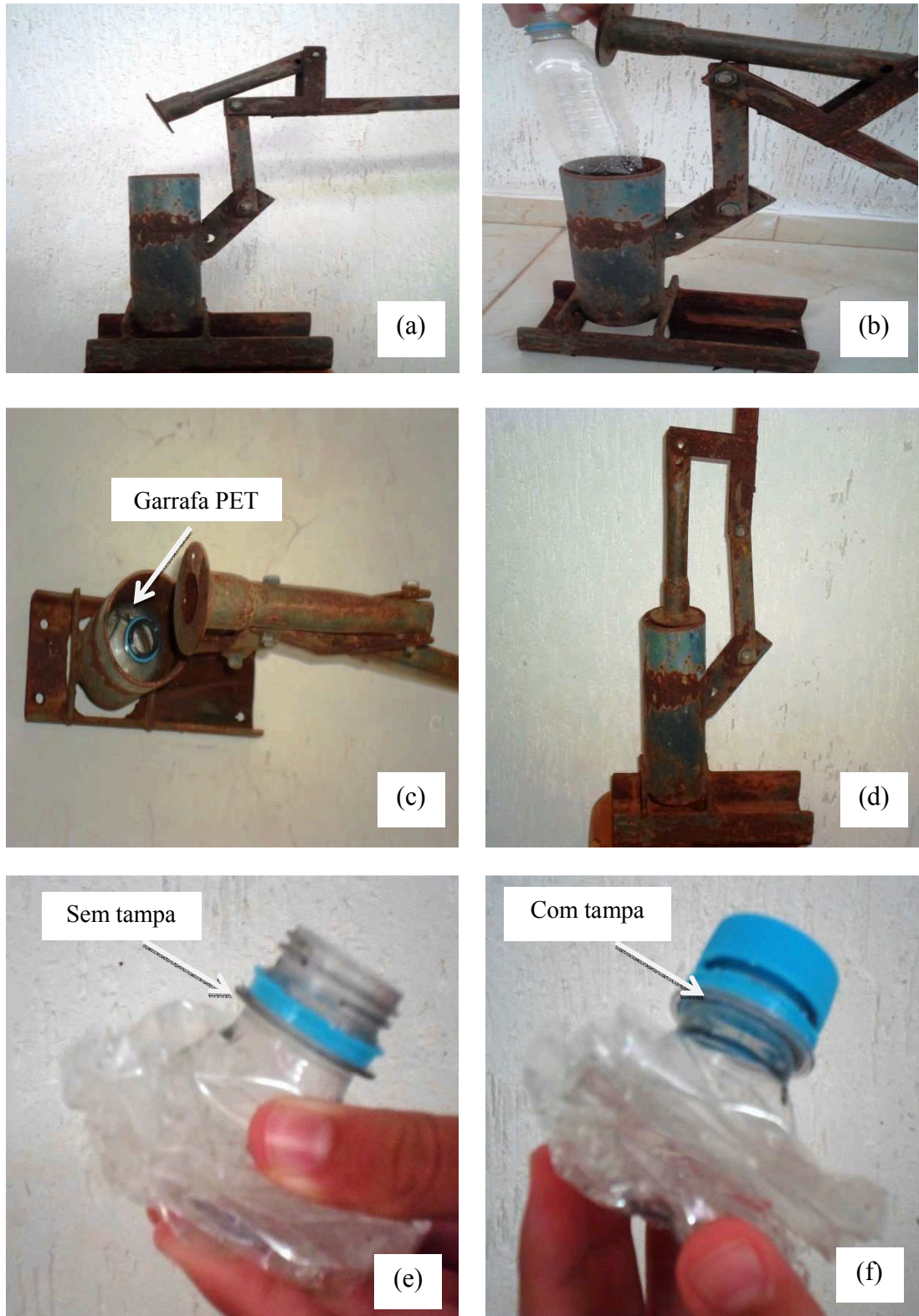


**Figura 5:** Tanques construídos de alvenaria (a); impermeabilização do fundo dos tanques (b).

#### 4.3.1 Meio suporte

Como meio suporte, os SAC-EHSS 1, 2 e 3 foram preenchidos com brita # 0 ( $D_{60} = 9,1$  mm, coeficiente de uniformidade –  $CU D_{60}/D_{10} = 3,1$  e volume de vazios inicial de  $0,398 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ ), enquanto os SACs-EHSS 4, 5 e 6, foram preenchidos com garrafas PET de 250 e 500 mL amassadas. A escolha da brita gnáissica # 0 foi por ser o tipo de substrato mais comumente utilizado em pesquisas científicas.

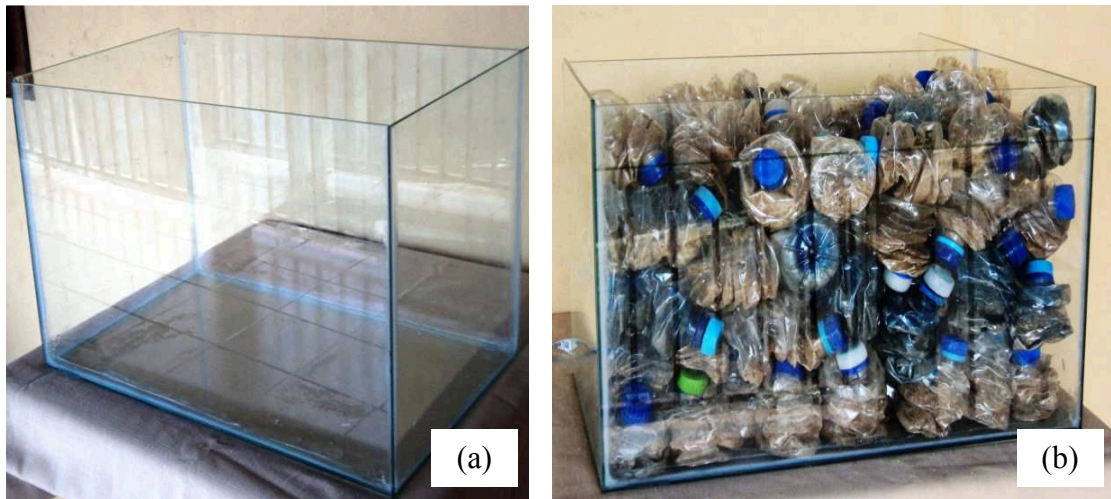
As garrafas PET foram adquiridas em uma usina de reciclagem de resíduos localizada no município de Viçosa-MG e de catadores contratados com este intuito. Foram necessárias, em média, 12000 garrafas PET (massa de, aproximadamente, 100 kg de material) para preenchimento dos tanques de alvenaria. Antes de serem amassadas, foram retiradas as tampas e os rótulos das garrafas PETe, depois disso, foram novamente tampadas. Na Figura 6 apresenta-se o instrumento utilizado para amassar as garrafas neste trabalho e as etapas do processo de preparo do substrato.



**Figura 6:** Instrumento utilizado para amassar as garrafas (a); local de inserção das garrafas (b) e (c); alavanca (d); garrafas após serem amassadas (e); garrafas prontas para serem utilizadas com meio suporte (f).

Para determinar a porosidade do meio constituído pelas garrafas PET amassadas, foi utilizado um recipiente de vidro (semelhante a um aquário), de

volume conhecido, o qual foi preenchido com o material, onde, depois, foi adicionada água, com auxílio de uma proveta, até preenchimento de todo o espaço poroso do material. Na Figura 7, é apresentado o recipiente utilizado para determinar a porosidade das garrafas PET.



**Figura 7:** Recipiente utilizado para determinação da porosidade das garrafas PET amassadas (a); e recipiente preenchido com as garrafas PET amassadas (b).

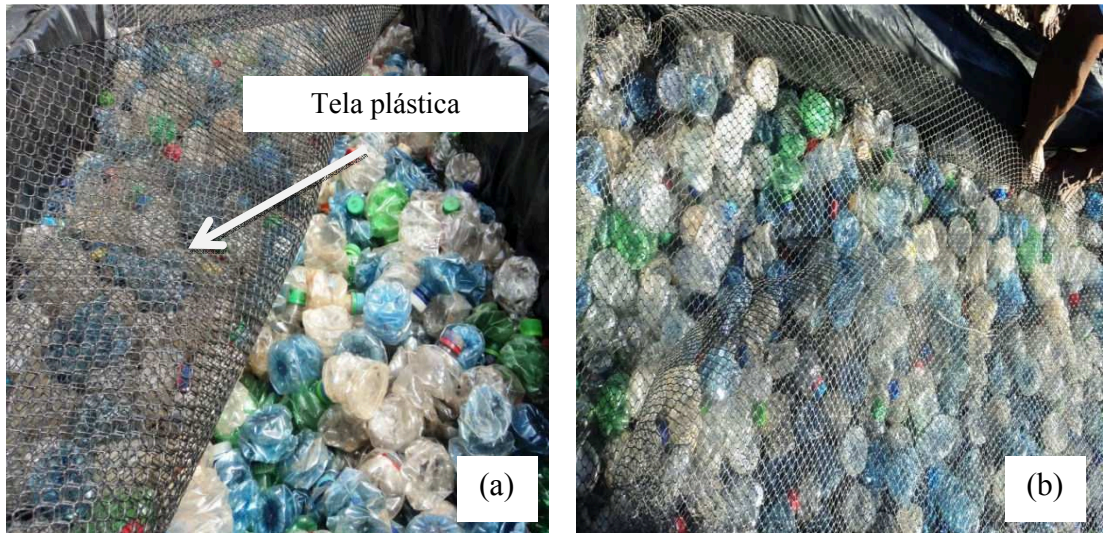
De posse do volume de água necessário para enchimento do recipiente, determinou-se o índice de vazios ou porosidade do substrato, utilizando-se a Equação 1, tendo sido o valor obtido de 64,22%.

$$\text{Índice de vazios (n)} = \frac{\text{Volume de água usado no enchimento do recipiente}}{\text{Volume recipiente}} \text{ Eq. (1)}$$

Em relação à porosidade da brita # 0, foi adotado o valor obtido por Ferres (2012).

A ideia inicial para que as garrafas PET não flutuassem quando os SACs-EHSS fossem alimentados com o afluente, seria a de preenchê-las (após amassadas) com areia. Porém, ao efetuar o enchimento das garrafas PET com areia verificou-se algumas delas apresentaram fissuras, com perda de material. Assim, com o vazamento, a areia poderia contribuir como sólidos de colmatação do meio poroso, o que afetaria o desempenho e o tempo de vida dos SACs-EHSS. Optou-se, então, pelo não preenchimento das garrafas PET amassadas com areia e, com o mesmo propósito de impedir que o material boiasse, foi colocada uma camada de 0,10 m de

brita # 3 acima da camada das garrafas PET amassadas. Porém, antes da disposição dessa camada de brita sobre o leito com as garrafas PET, foi colocada uma tela plástica (malha de 13 mm) para evitar que essas infiltrassem entre as garrafas.



**Figura 8:** Tanques preenchidos com garrafas PET amassadas (a) e tela plástica na superfície (b).

Nos SACs-EHSS em que o substrato utilizado foi a brita # 0, a profundidade de material foi de 0,45 m. Nos SACs-EHSS cujo substrato foi constituído pelas garrafas PET amassadas, a profundidade da camada desse material foi de 0,35 m, sendo colocado acima dessa camada, conforme já informado, outra de 0,10 m de brita # 3.

Como o nível d'água foi mantido a 0,10 m abaixo da superfície de ambos os SACs-EHSS (brita # 0 e de garrafas PET amassadas + camada de brita # 3), torna-se importante salientar que, mesmo com essa alteração na disposição do material de enchimento, o escoamento da água residuária nos SACs-EHSS preenchidos com garrafas PET permaneceu ocorrendo apenas pela camada desse material.

Na Figura 9 está apresentada uma vista geral dos seis SACs-EHSS utilizados neste estudo.



**Figura 9:** Visão geral dos seis SAC-EHSS, três preenchidos de garrafas PET e três preenchidos com brita # 0 (a) e após a colocação da camada de cobertura com brita gnáissica # 3(b).

A água residuária gerada no processo de higienização do tanque comunitário foi conduzida até um reservatório com volume de 1000 L e, de lá, para caixas de alimentação (volume de 200 L) individual de cada SAC-EHSS. A distribuição do afluente se deu, no ponto central na entrada de cada SAC-EHSS, por meio de uma torneira de plástico de  $\frac{1}{2}$  polegada e, por meio dela, se fazia o controle da vazão.

O sistema de drenagem do efluente dos SAC-EHSS foi constituído por um tubo de PVC de 32 mm de diâmetro, perfurado, instalado no fundo da zona de saída. O controle de nível de água residuária no sistema foi efetuado, por meio do ajuste da

altura de tubo conectado externamente ao sistema de drenagem dos SACs-EHSS. A altura do nível de água foi de 0,35 m, em ambos os tipos de material suporte (brita # 0 e garrafas PET amassadas).

De posse do valor da porosidade do substrato e das variáveis construtivas e operacionais dos sistemas, determinou-se o tempo de detenção hidráulica (TDH) nos SACs-EHSS, por meio da Equação 2.

$$TDH = \frac{(n.V)}{Q} \text{ Eq. (2)}$$

em que:

n - porosidade do substrato ( $\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$ );

V - volume molhado do meio poroso ( $\text{m}^3$ );

Q - vazão média afluyente ( $\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$ ).

#### 4.3.2 Espécies vegetais cultivadas

As espécies vegetais plantadas nos SACs-EHSS foram o capim-elefante cv. Napier (*Pennisetum purpureum* Schum) e o capim-tifton 85 (*Cynodon* spp.) que foram coletadas em área de produção do Departamento de Zootecnia, Universidade Federal de Viçosa, UFV.

Com esses diferentes tipos de substrato e espécies, dividiu-se os aparatos experimentais em tratamentos da seguinte forma:

✓ SAC-EHSS 1 -meio suporte constituído por brita # 0 e sem cultivo vegetal (SAC-BSV);

✓ SAC-EHSS 2 - meio suporte constituído por brita # 0 e cultivado, na primeira metade, com capim-elefante cv. Napier (*Pennisetum purpureum* Schum) e, na segunda metade, com capim-tifton 85 (*Cynodon* spp.) (SAC-BET);

✓ SAC-EHSS 3- meio suporte constituído por brita # 0 e cultivado, na primeira metade, com capim-tifton 85 (*Cynodon*spp.) e, na segunda metade, com capim-elefante cv. Napier (*Pennisetum purpureum* Schum) (SAC-BTE);

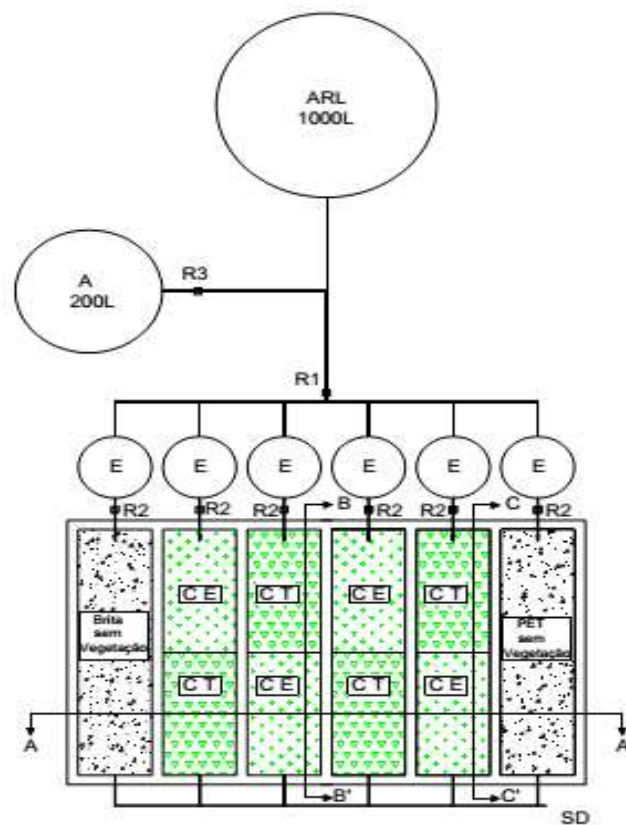
✓ SAC-EHSS 4- meio suporte constituído por garrafas PET amassadas e cultivado, na primeira metade, com capim-elefante cv. Napier (*Pennisetum*

*purpureum* Schum) e, na segunda metade, com capim-tifton 85 (*Cynodon spp*)(SAC-PET);

✓ SAC-EHSS 5 - meio suporte constituído por garrafas PET amassadas e cultivado, na primeira metade, com capim-tifton 85 (*Cynodon spp*) e, na segunda metade, com capim-elefante cv. Napier (*Pennisetum purpureum* Schum) (SAC-PTE); e

✓ SAC-EHSS 6 - meio suporte constituído por garrafas PET amassadas e sem cultivo vegetal (SAC-PSV).

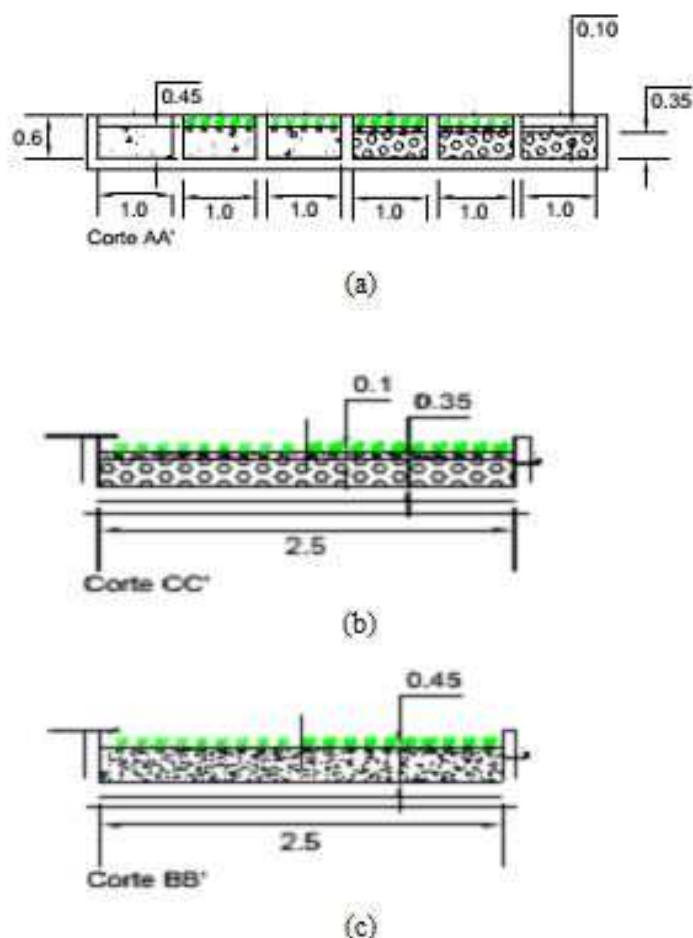
Na Figura 11, está apresentado um croqui com o esquema geral do experimento e, na Figura 12, cortes frontal e longitudinal dos SACs.



Legenda:

ARL = Reservatório de água residuária de laticínios  
A = Reservatório de água pura  
E = Reservatório de equalização  
R1= Válvula Geral  
R2= Válvula de entrada do esgoto nos SAC  
R3 = Válvula de entrada a água pura  
SD = Sistema de drenagem  
CT = Capim-tifton 85  
CE = Capim-elefante

**Figura 10:** Croqui detalhando o esquema geral do experimento.



**Figura 11:** Croqui do corte frontal dos SACs (a); corte frontal do SAC preenchido com as garrafas PET amassadas (b) e corte frontal do SAC preenchido com brita # 0 (c).

Para o plantio do capim-tifton 85, foram utilizados segmentos de caule de 4 a 5 nós, com poucas folhas e para o do capim-elefante foram utilizados propágulos vegetativos com 2 a 4 nós. As mudas foram introduzidas no leito, em pequenas covas de aproximadamente 100 mm de diâmetro e 100 mm de profundidade, depois cobertas com a brita. O espaçamento entre as covas foi triangular, totalizando 48 covas por SACs. A densidade de plantio para cada espécie vegetal foi 19 propágulos vegetativos por metro quadrado. Nos SACs preenchidos com garrafas PET amassadas, foi necessário utilizar um pequeno corte, com auxílio de uma tesoura, na tela plástica para permitir a formação das covas e inserção das mudas.

Para pegamento das mudas das espécies vegetais cultivadas, os SACs tiveram toda a camada de substrato saturada com água residuária do tanque comunitário, diluída em água na proporção de 50/30 (v/v).

Na Figura 12, está apresentada uma visão geral dos SAC-BSV, SAC-BET, SAC-BTE, SAC-PET, SAC-PTE e SAC-PSV, no dia do plantio das mudas.



**Figura 12:** Plantio das mudas nos SACs.

#### **4.4 Condução do experimento**

Após o pegamento das mudas, que ocorreu após 50 dias do seu plantio, iniciou-se, em 15/02/2015 aplicação da ARTL (sem diluição), com o monitoramento dos SACs começando em 01/04/2015, tendo o experimento duração total de 8,5 meses.

Para determinar as taxas aplicadas de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e sódio, os valores das vazões afluentes foram multiplicados pelas concentrações desses elementos nas amostras. O resultado disso foi dividido pela seção transversal (produto da altura do nível d'água pela largura), obtendo-se o valor da taxa aplicada na seção transversal e, no caso de taxa aplicada por área superficial, o resultado foi dividido pela área superficial do sistema.

O controle da vazão afluente para alimentação do sistema foi feito, de forma manual, uma vez por dia, sempre no período da manhã. A vazão média afluente ( $Q_A$ ) e o TDH obtidos ao longo do período de monitoramento do experimento estão apresentados na Tabela 1.

As perdas de água por evaporação (SAC-BSV e SAC-PSV) e a evapotranspiração (SAC-BET, SAC-BTE, SAC-PET e SAC-PTE) foram calculadas com base na diferença entre as vazões afluente e efluente nos sistemas. Uma vez por mês, durante seis meses, as vazões afluente e efluente foram quantificadas, em

intervalos de 60 minutos, utilizando-se, para isso, uma proveta graduada de 1 L, com coleta de amostras durante 12 horas do dia (7:00 às 19:00 h).

**Tabela 1:** Tempo de detenção hidráulica (TDH) e valores de vazões médias afluentes.

Tratamento	TDH	Vazão
	(d)	(m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )
	Média e Desvio-padrão	
SAC-BSV	1,87±0,03	0,183±0,006
SAC-BET	1,85±0,02	0,187±0,004
SAC-BTE	1,84±0,02	0,187±0,006
SAC-PET	2,97±0,04	0,186±0,005
SAC-PTE	2,97±0,03	0,187±0,005
SAC-PSV	2,98±0,01	0,186±0,004

\*SAC-BSV (brita # 0, sem cultivo vegetal), SAC-BET (brita # 0, cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85), SAC-BTE (brita # 0, cultivado na primeira metade com capim-tifton 85 e, na segunda metade, com capim-elefante), SAC-PET (PET, cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85), SAC-PTE (PET, cultivado na primeira metade com o capim-tifton 85 e, na segunda metade, com o capim-elefante) e SAC-PSV(PET, sem cultivo vegetal).

No cálculo da eficiência na remoção de poluentes/nutrientes foi considerada a evaporação/evapotranspiração em cada dos SACs-EHSS, conforme apresentado na Equação 3.

$$EP = \frac{[(Q_{Af} \cdot C_{Af}) - (Q_{Af} - Ev) \cdot C_{Ef}]}{(Q_{Af} \cdot C_{Af})} \cdot 100 \text{ (Eq. 3)}$$

em que,

EF= eficiência na remoção do poluente (%);

C<sub>Af</sub>= concentração de entrada (unidade variável);

Q<sub>Af</sub>= vazão afluente (m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup>);

C<sub>Ef</sub>= concentração efluente (unidade variável);

Ev= evaporação/evapotranspiração nos SACs-EHSS (m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup>).

#### 4.5 Monitoramento dos SACs-EHSS

A coleta de amostras foi efetuada sempre no período da manhã, por volta das 9 h, sendo coletado 1 Lda água residuária na entrada e saída de cada SAC-EHSS. O procedimento de coleta, preservação das amostras e análises foi realizado

conforme recomendações e métodos do *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012) e Matos (2015a). As amostras foram armazenadas sob refrigeração (caixas térmicas com gelo) e, posteriormente, submetida às análises no Laboratório de Qualidade da Água (LQA), Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa (UFV). As variáveis que foram avaliadas com os respectivos métodos estão descritos na Tabela 2.

**Tabela 2:** Variáveis avaliadas e os respectivos métodos utilizados.

Variável	Métodos
DBO	Oxímetro, modelo HQ440D
DQO	Oxigenação química em refluxo aberto.
Sólidos Totais	Desidratação em banho-maria seguido de secagem em estufa a 103 – 105 °C.
Sólidos Suspensos Totais	Método gravimétrico, com a utilização de membranas de fibra de vidro (0,45 µm de diâmetro de poro).
Sólidos Dissolvidos	Diferença entre sólidos totais e sólidos suspensos totais.
Nitrogênio Total	Semi-micro Kjeldahl (modificado com a adição de ácido salicílico).
Fósforo Total	Digestão nítrico-perclórico da amostra, seguido de quantificação em espectrofotômetro.
Sódio	Digestão nítrico-perclórico da amostra, seguido de quantificação em fotômetro de chama.
Potássio	Digestão nítrico-perclórico da amostra, seguido de quantificação em fotômetro de chama.
pH	Peagâmetro de bancada com resolução de 0,1/0,01/ de pH.
Condutividade elétrica	Condutímetro de bancada.

Os SACs foram operados e monitorados de abril/2015 a dezembro/2015, tendo sido coletadas amostras, quinzenais, nos três primeiros meses, e mensais, durante o restante desse período dos afluentes e efluentes, para avaliação desses sistemas na remoção dos nutrientes/poluentes da ATRL.

Para análise de desempenho agrônômico das plantas, foram realizados 4 cortes das culturas, a fim de se avaliar a produtividade de matéria seca, quantificando os teores de nutrientes e sódio na parte aérea da vegetação e a capacidade das plantas em extrair nutrientes e sódio. Os cortes da biomassa aérea das plantas foram efetuados nas seguintes ocasiões: 01/8 (estação do inverno), 17/9 (estação da primavera), 03/11 (estação da primavera) e 15/12 (estação do verão) de 2015, sendo realizados com 40 a 60 dias após o corte anterior, dependendo do desenvolvimento das plantas.

O corte dos capins foi feito a 0,10 m de altura em relação à superfície dos SACs-EHSS, eliminando-se as plantas posicionadas nas bordas (0,5 m nas laterais e nas extremidades) de cada SAC-EHSS. O material colhido foi colocado em sacos de papel, pesado, para determinar a produtividade de massa verde (PMV). Depois, levado à estufa com circulação de ar para secagem sob temperatura de 65°C, até atingir a massa constante, para então ser quantificada a produtividade de matéria seca (Equação 4), enquanto a capacidade das plantas em extrair nutrientes e sódio foi obtida utilizando-se a Equação 5, conforme Matos *et al.* (2010e).

$$PMS = \frac{(PMV \cdot MS)}{100} \text{ (Eq. 4)}$$

$$CEN = \frac{(CN \cdot PMS)}{10} \text{ (Eq. 5)}$$

em que;

PMV = produtividade de massa verde ( $Mg \text{ ha}^{-1}$ );

MS = conteúdo de matéria seca ( $dag \text{ kg}^{-1}$ );

CEN = capacidade de extração de nutrientes ( $kg \text{ ha}^{-1}$ ); e

CN = teor de nutrientes ( $dag \text{ kg}^{-1}$ ).

As análises laboratoriais do tecido vegetal foram realizadas no Laboratório de Solos e Resíduos Sólidos do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa (UFV), em conformidade com as recomendações de Kiehl (1985) e Matos (2015a).

As eficiências na remoção das variáveis estudadas foram analisadas estatisticamente no esquema fatorial 2 x 3, um total de 6 tratamentos. O primeiro

fator, material suporte, com dois níveis (brita # 0 e garrafas PET amassadas) e o segundo fator, combinação de cultivo, com três níveis (sem vegetação - SV, capins elefante e tifton 85 - ET e capins tifton 85 e elefante - TE). O tipo de delineamento foi em blocos casualizados (DBC) com o número de blocos para cada variável em função do número de amostras.

Para análise dos resultados relacionados ao desenvolvimento e comportamento do capim-elefante e capim-tifton 85, também foi utilizado o esquema fatorial 2 x 2 x 2, um total de 8 tratamentos. Os fatores, com dois níveis cada, foram: espécie vegetal (capim-elefante e capim-tifton 85), material suporte (brita # 0 e garrafas PET amassadas) e posição de cultivo (primeira metade e segunda metade). O tipo de delineamento também foi em blocos casualizados (DBC), sendo o número de blocos, para cada variável, constituído pelo número de cortes efetuados.

As médias foram submetidas à Análise de Variância (ANOVA,  $p=0,05$ ) e quando significativas, o Teste de Tukey ( $p=0,05$ ) entre as médias; havendo interação significativa entre os fatores, o desdobramento foi realizado.

Para verificações das pressuposições de normalidade e homogeneidade de variância, foram aplicados o Teste Lilliefors e os Testes de Cochran Bartlett, respectivamente. Os dados que não atenderam as pressuposições de normalidade e homogeneidades foram transformados de acordo com Box e Cox (1964). Para o processamento dos dados e as análises estatísticas, foi utilizado o *software* Assistat Versão 7.7 Beta (SILVA, 1996).

## **5. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

Os resultados obtidos neste experimento serão apresentados e discutidos por tópicos, inicialmente aqueles relacionados á características operacionais, depois às condições ambientais; na sequência, os associados ao desenvolvimento e comportamento das forrageiras no que diz respeito à absorção de nutrientes e, por último; o desempenho dos SACs-EHSS na remoção dos poluentes. As tabelas-resumo da análise de variância (ANOVA) das variáveis analisadas estão apresentadas no APÊNDICE.

## 5.1 Características operacionais dos SACs-EHSS

As características físicas, químicas e bioquímicas da água residuária do processo de higienização do tanque comunitário de resfriamento de leite (ARTL) estão apresentadas na Tabela 3. Por escassez de estudos e pesquisas com a ARTL, os resultados obtidos serão comparados com efluentes brutos da indústria de laticínios e esgoto bruto.

**Tabela 3:** Características físicas, químicas e bioquímicas da água residuária do processo de higienização do tanque comunitário de resfriamento de leite (ARTL).

Variáveis	Média e Desvio Padrão	
	Unidade	Valores
pH	-	5,6 ± 0,1 <sup>(12)</sup>
CE	µS cm <sup>-1</sup>	217 ± 44,3 <sup>(12)</sup>
DBO <sub>5</sub>	mg L <sup>-1</sup>	403 ± 128 <sup>(11)</sup>
DQO	mg L <sup>-1</sup>	702±186 <sup>(12)</sup>
Turbidez	UNT	125±39 <sup>(11)</sup>
SST	mg L <sup>-1</sup>	202±46 <sup>(12)</sup>
SDT	mg L <sup>-1</sup>	366±292 <sup>(11)</sup>
ST	mg L <sup>-1</sup>	570±125 <sup>(11)</sup>
N-total	mg L <sup>-1</sup>	26±6 <sup>(12)</sup>
P-total	mg L <sup>-1</sup>	10±2 <sup>(11)</sup>
Potássio	mg L <sup>-1</sup>	11±2 <sup>(6)</sup>
Sódio	mg L <sup>-1</sup>	12±2 <sup>(6)</sup>
Óleos & Graxas	mg L <sup>-1</sup>	115±107 <sup>(11)</sup>

\* Entre parênteses o número de amostras consideradas no cálculo das médias.

O valor médio de pH da ARTL foi de 5,6, dentro da faixa de sobrevivência de muitas das bactérias responsáveis pelo tratamento biológico do resíduo líquido, que é de 4,0 a 9,0 (Mansor, 1998). Alguns autores relataram, em seus estudos com

efluentes brutos da indústrias de laticínios, valores de pH de 8,0 (AFONSO *et al.*, 2001) e de 2 a 12 (MACHADO *et al.*, 2002).

Os valores médios de DBO ( $403 \text{ mg L}^{-1}$ ) e DQO ( $702 \text{ mg L}^{-1}$ ) obtidos estão próximos aos da faixa de referência para esgoto bruto, de 200 a  $500 \text{ mg L}^{-1}$  e 400 a  $880 \text{ mg L}^{-1}$  (VON SPERLING, 2005) e para ARL, de 450 a  $4790 \text{ mg L}^{-1}$  e 500 a  $4500 \text{ mg L}^{-1}$  (CETESB, 2006), respectivamente.

Saraiva (2008), estudou o potencial poluidor de um laticínio de pequeno porte e obteve os valores de DBO e DQO variando de 83 a  $4633 \text{ mg L}^{-1}$  e 918 a  $6950 \text{ mg L}^{-1}$ , respectivamente. As enormes variações nos efluentes da indústria de laticínios ocorre em função do produto processado, perdas no processo e produtos usados na higienização.

A relação DBO/DQO expressa a biodegradabilidade do efluente, o que pode interferir diretamente na escolha do tipo de tratamento adotado. O coeficiente DBO/DQO da ARTL foi de 0,57. Segundo Machado *et al.* (2002), os efluentes líquidos brutos de laticínios apresentam valores de DBO/DQO na faixa de 0,5 a 0,7. Quanto maior for esse valor, maior será a fração biodegradável dos efluentes e mais indicado é o seu tratamento por processos biológicos.

A concentração média de sólidos totais e sólidos suspensos totais foram inferiores a faixa de valores de 1017 a  $2261 \text{ mg L}^{-1}$  (sólidos totais) e 190 a  $366 \text{ mg L}^{-1}$  (sólidos suspensos totais), encontrados por Kong *et al.* (2000), para efluente bruto de laticínios.

O valor médio da concentração de óleos e graxas foi de  $115 \text{ mg L}^{-1}$ . Machado *et al.* (2002) encontraram valores de concentração de óleos e graxas no efluente de laticínios na faixa de 37 a  $474 \text{ mg L}^{-1}$ , Saraiva (2008) de 735 a  $1334 \text{ mg L}^{-1}$  e Marshall *et al.* (1984) de 35 a  $500 \text{ mg L}^{-1}$ . A concentração de óleos e graxas no esgoto bruto doméstico está na faixa de 50 a  $150 \text{ mg L}^{-1}$  (VON SPERLING, 2005), inferior à obtida em ARTL.

Pode-se dizer que a ARTL apresentou pH, concentração de DBO, DQO, SST e óleos e graxas acima dos limites estabelecidos legalmente para lançamento em corpos hídricos superficiais, o que a caracteriza como de potencial poluente, quando lançado sem tratamento prévio. No estado de Minas Gerais, para o lançamento de efluentes em corpos receptores, segundo COPAM 01/2008, as valores limites de pH, DBO, DQO, SST e óleos e graxas devem ser, respectivamente, 6,0 a 9,0,  $\leq 60 \text{ mg L}^{-1}$ ,  $< 180 \text{ mg L}^{-1}$ ,  $100 \text{ mg L}^{-1}$  e  $\leq 50 \text{ mg L}^{-1}$ .

Os valores médios obtidos de concentração de N, P, K e Na, estão inferiores aos valores obtidos em efluentes da indústria de laticínios, respectivamente, por Abrahão *et al.* (2006) que foram, 89,5 mg L<sup>-1</sup>, 22,5 mg L<sup>-1</sup>, 66,4 mg L<sup>-1</sup> e 107,7 mg L<sup>-1</sup>e, por Marshall e Harper (1984), que foram de 64 mg L<sup>-1</sup>, 48 mg L<sup>-1</sup>, 70 mg L<sup>-1</sup> e 320 mg L<sup>-1</sup>.

As taxas de carregamento orgânico, de nutrientes e sódio a serem aplicadas em SACs são de extrema importância na operacionalidade desses sistemas, visto que altas taxas podem reduzir eficiência na remoção de nutrientes/poluentes. Segundo Matos *et al.* (2014), altas taxas de aplicação de potássio e sódio, proporcionam desequilíbrio químico no meio e podem causar prejuízo à absorção de cálcio e magnésio pelas plantas.

Os valores das taxas de aplicação por área superficial e área transversal, utilizados nesta pesquisa, ao longo do período experimental, estão apresentados, respectivamente, nas Tabelas 4 e 5.

**Tabela 4:** Taxas de aplicação superficial de matéria orgânica (DBO), sólidos totais (ST), nutrientes e sódio aplicadas durante o período de monitoramento.

Amostragem	DBO	N-Total	P-Total	K	Na	ST
	----- kg ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> -----					
1 <sup>a</sup>	304,4	19,5	7,3	7,0	8,9	447,9
2 <sup>a</sup>	497,8	22,6	8,3	4,7	6,8	483,7
3 <sup>a</sup>	497,8	21,5	8,8	4,7	8,4	483,7
4 <sup>a</sup>	412,2	19,2	7,3	5,5	10,7	492,7
5 <sup>a</sup>	236,7	25,5	8,4	7,1	11,0	609,7
6 <sup>a</sup>	260,2	18,6	6,4	10,2	8,6	275,0
7 <sup>a</sup>	240,7	19,7	7,2	6,7	8,6	427,8
8 <sup>a</sup>	289,5	21,8	10,2	9,8	8,6	375,6
9 <sup>a</sup>	305,8	14,1	7,5	9,0	9,2	345,8
10 <sup>a</sup>	162,9	8,2	5,9	9,0	6,2	330,2
11 <sup>a</sup>	356,4	23,1	7,6	6,7	3,3	364,0
12 <sup>a</sup>	252,7	*-	-	-	-	-
Média	318,1	20,0	7,7	7,1	8,2	421,5
Desvio padrão	104,6	4,7	1,2	1,9	2,2	94,8

\* Amostras perdidas durante procedimento laboratorial.

As taxas médias aplicadas de DBO, N-Total, P-Total, K, Na e ST foram respectivamente, 318,1 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>, 20,0 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>, 7,7kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>, 7,1 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>, 8,2 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>e 421,5 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>. Chagas (2008) aplicou, em SACs-EHSS, taxas

superficiais de 2,2 a 12,5 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de fósforo, enquanto Brasil *et al.* (2205) aplicaram taxas de potássio de 2 a 11 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> e sódio de 9,6 e 38,1 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>, faixa de valores próximos aos aplicados neste trabalho.

**Tabela 5:** Taxas de aplicação transversal de matéria orgânica (DBO), sólidos totais (ST), nutrientes e sódio aplicadas durante o período de monitoramento.

Amostragem	DBO	N-Total	P-Total	K	ST	Na
	----- g m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> -----					
1 <sup>a</sup>	217,4	13,9	5,2	6,4	320,0	13,9
2 <sup>a</sup>	355,5	16,1	6,0	4,9	345,5	16,1
3 <sup>a</sup>	355,5	15,4	6,3	6,0	345,5	15,4
4 <sup>a</sup>	294,5	13,7	5,2	7,7	351,9	13,7
5 <sup>a</sup>	169,1	18,2	6,0	7,9	435,5	18,2
6 <sup>a</sup>	185,8	13,3	4,6	6,2	196,4	13,3
7 <sup>a</sup>	171,9	14,1	5,1	6,2	305,6	14,1
8 <sup>a</sup>	206,8	15,5	7,3	6,2	268,3	15,5
9 <sup>a</sup>	218,5	10,1	5,3	6,6	247,0	10,1
10 <sup>a</sup>	116,3	5,9	4,2	4,5	235,8	5,9
11 <sup>a</sup>	254,6	16,6	5,4	2,3	260,0	16,6
12 <sup>a</sup>	180,5	*-	-	-	-	-
Média	227,2	13,9	5,5	5,9	301,1	13,9
Desvio padrão	74,7	3,4	0,9	1,5	67,7	3,4

\* Amostras perdidas durante procedimento laboratorial.

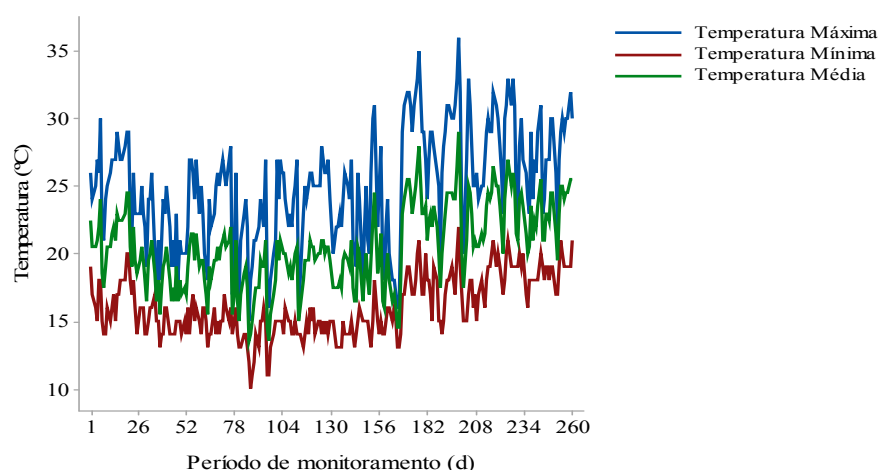
As maiores remoções de poluentes e a comatação do meio poroso ocorrem logo na entrada dos SACs-EHSS (FONDER; XANTHOULIS, 2007), o que torna importante também as taxas aplicadas na seção transversal dos SACs-EHSS.

A taxa de carga orgânica média aplicada por seção transversal foi de 227,2 g m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup> de DBO. Existem alguns valores recomendados na literatura para melhor eficiência e vida útil dos sistemas alagados construídos. Nivala *et al.* (2012) sugerem valores de 244 a 488 g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> de DBO, sendo o valor médio aplicado neste estudo próximo ao valor mínimo desta faixa. Para o N, P, K, ST e Na, as taxas médias aplicadas por seção transversal foram, respectivamente, 13,9 g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, 5,5 g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, 5,9 g m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup>, 301,1g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> e 13,9 g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>.

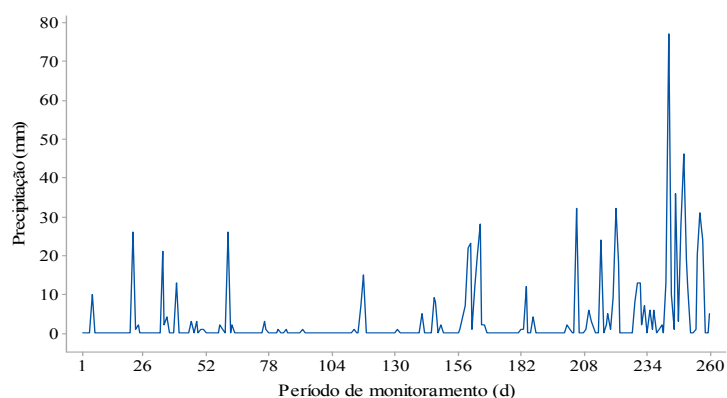
## 5.2 Caracterização das condições ambientais

Considerando-se que o processo de tratamento de águas residuárias em SACs está sujeito a interferências climáticas, torna-se necessário informar as condições meteorológicas do local durante o período de condução do experimento.

Os valores máximos, mínimos e médios de temperatura e dos índices pluviométricos ocorridos no município de Silveirânia-MG, conforme os dados disponíveis no *AccuWeather*, durante o período de monitoramento dos SACs-EHSS (abril até 15 de dezembro/2015), estão apresentados nas Figuras 13 e 14, respectivamente.



**Figura 13:** Temperatura máxima, mínima e média do ar, registradas no município de Silveirânia-MG, durante o período de monitoramento dos SACs-EHSS.



**Figura 14:** Precipitação registrada no município de Silveirânia-MG, durante o período de monitoramento.

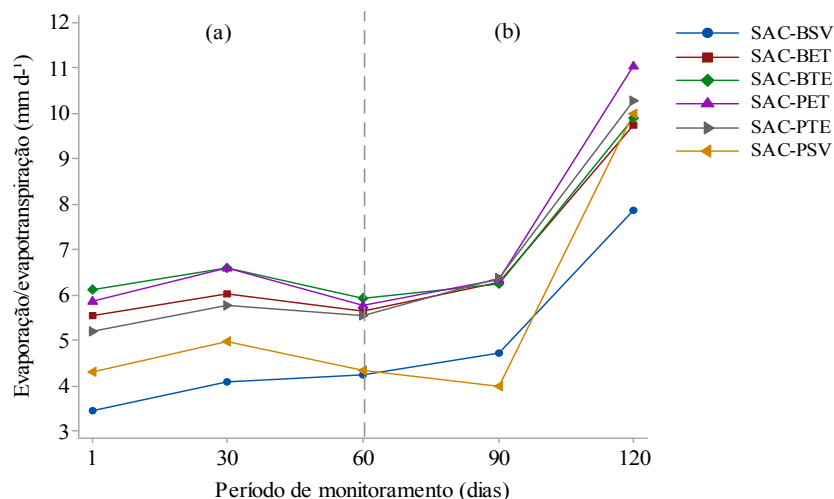
A temperatura mais elevada do ar foi observada nos meses de setembro (36°C) e outubro (35°C), enquanto a temperatura mais baixa, nos meses de junho e julho (11°C), tendo a temperatura média ficado na faixa de 13,5°C (julho) a 29°C (outubro).

As precipitações máximas ocorreram nos dias 5 de dezembro (46 mm) e 29 de novembro (77 mm) e a lâmina total precipitada durante o período de monitoramento experimental (abril até 15 de dezembro/2015) foi de 830 mm, sendo a menor no mês de junho (8 mm) e a maior no mês de novembro (250 mm).

É importante ressaltar que não ocorreram precipitações pluviométricas nos dias que antecederam as coletas das amostras. Em função disso, acredita-se que a ocorrência de chuvas não tenha interferido nas concentrações afluentes e efluentes dos SACs-EHSS.

### **5.3 Vazão afluente e efluente**

A eficiência na remoção de nutrientes/poluentes da água residuária em tratamento em SACs é subestimada quando calculada a partir dos valores de concentração afluente e efluente dos SACs-EHSS (BEEBE *etal.*, 2014). Para se obter as reais eficiências do sistema, deve-se avaliar as cargas afluentes e efluentes, o que torna a quantificação da vazão afluente e efluente ainda mais relevante. Alterações na vazão efluente são proporcionadas por evaporação (nos não vegetados) ou evapotranspiração (nos vegetados). Os valores de evaporação/evapotranspiração quantificados nos SACs-EHSS, monitorados de julho/2015 até novembro/2015, estão apresentados na Figura 15.



\*Estação de Inverno (a) e; Estação da primavera (b).

**Figura 15:** Evaporação/evapotranspiração nos SACs-EHSS, no período de julho a novembro /2015.

Observa-se que nos meses de julho até outubro (do inverno até a primavera) não houve diferença acentuada dos valores de lâminas de água perdida entre os períodos nos SACs-EHSS. A partir de outubro, observa-se, no entanto, tendência de aumento nas perdas de água por evaporação/evapotranspiração, ocorrendo maiores perdas no mês de novembro, sob condições climáticas características da primavera. Temperaturas mais altas e baixos valores de umidade relativa do ar, além dos ventos são variáveis de forte associação com a evaporação/evapotranspiração. De acordo com Camargo e Camargo (2000), esses processos são mais intensos com o aumento no comprimento dos dias, quando a radiação solar é mais intensa.

Os valores médios de lâmina de água perdida por evaporação/evapotranspiração, no período de julho até novembro/2015, estão apresentados na Tabela 6.

A perda máxima observada foi de  $11 \text{ mm d}^{-1}$ , obtida no SAC-PET, preenchido garrafas PET amassadas e presença de vegetação (capins elefante e tifton, nessa ordem), enquanto a menor foi registrada no leito preenchido com brita e sem vegetação (SAC-BSV), de  $3,5 \text{ mm d}^{-1}$ .

**Tabela 6:** Valores médios de lâmina de água perdida por evaporação/evapotranspiração nos SACs-EHSS.

Período monitorado	SAC-BSV	SAC-BET	SAC-BTE	SAC-PET	SAC-PTE	SAC-PSV
	Evaporação/evapotranspiração (mm d <sup>-1</sup> )					
Julho	3,5	5,6	6,1	5,9	5,2	4,3
Agosto	4,1	6,0	6,6	6,6	5,8	5,0
Setembro	4,2	5,7	5,9	5,8	5,6	4,3
Outubro	4,7	6,3	6,2	6,3	6,4	4,0
Novembro	7,9	9,7	9,9	11,0	10,3	10,0
Média	4,9	6,7	7,0	7,1	6,6	5,5
Desvio-padrão	1,7	1,8	1,7	2,2	2,1	2,5

\*SAC-BSV (brita # 0, sem cultivo vegetal), SAC-BET (brita # 0, cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85), SAC-BTE (brita # 0, cultivado na primeira metade com capim-tifton 85 e, na segunda metade, com capim-elefante), SAC-PET (PET, cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85), SAC-PTE (PET, cultivado na primeira metade com o capim-tifton 85 e, na segunda metade, com o capim-elefante) e SAC-PSV (PET, sem cultivo vegetal).

Ao analisar o efeito dos diferentes materiais suportes nas perdas de água em SACs-EHSS, observa-se certa tendência de maiores perdas de água ocorrerem nos SACs-P, preenchidos com garrafas PET amassadas. Supõe-se que a disposição de uma camada brita # 3, sobre esse meio suporte, proporcionou maior porosidade que o meio suporte totalmente constituído por brita # 0 e, dessa forma, maior contato das variáveis do ambiente externo (temperatura, umidade e vento) com o líquido residente nos SACs-EHSS. Além disso, o maior tamanho e a quantidade de poros drenáveis nas camadas do substrato constituído por garrafas PET amassadas também podem ter contribuído para mais fácil perda de água do sistema, na forma de vapor.

Como já esperado, os sistemas cultivados (SAC-BET, SAC-BTE, SAC-PET e SAC-PTE) tenderam a apresentar maiores perdas médias de água que os não cultivados (SAC-BSV e SAC-PSV), o que se deve à componente transpiração, só ocorrente nos cultivados.

## 5.4 Desenvolvimento e comportamento das forrageiras

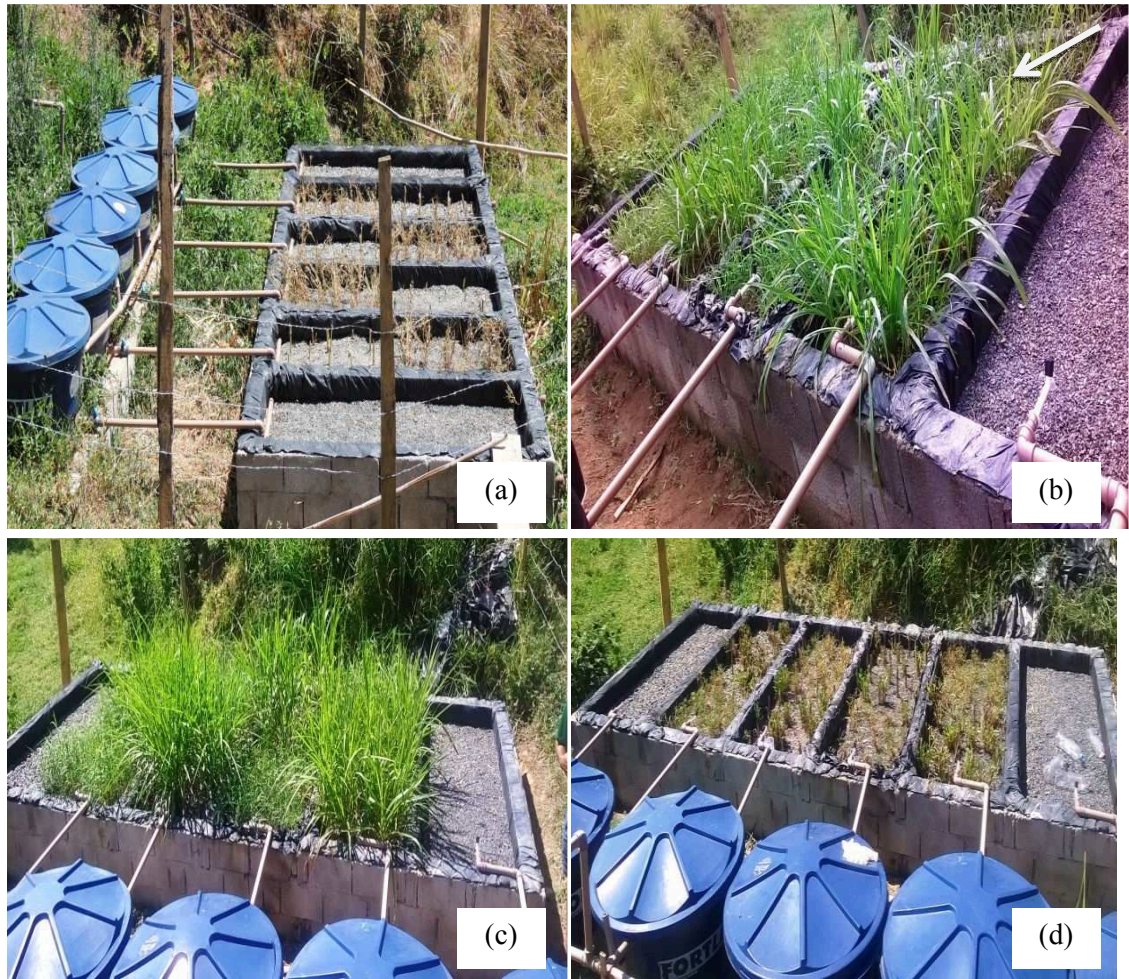
### 5.4.1 Adaptação das espécies

Embora o plantio dos capins tenha ocorrido no dia 18 dezembro/2014, foi necessário o replantio de algumas mudas, no mês de janeiro/2015, para que fosse obtida a cobertura vegetal desejada, nos SACs. Independente disso, pode se

considerar que as plantas se desenvolveram bem em ambos os materiais suportes (brita # 0 e garrafas PET amassadas).

Decorridos 20 dias do início da aplicação da ARTL nos SACs, verificou-se amarelecimento, em algumas mudas, do tecido foliar do capim-elefante, porém, ao se iniciar o período de monitoramento dos sistemas, em abril/2015, as plantas já não apresentavam sintoma visual que pudesse estar ligado a fatores nutricionais ou problemas fitopatológicos. Matos *et al.* (2011), também verificaram, após três dias de aplicação de água residuária de laticínios (ARL) o amarelecimento das folhas do capim-elefante cultivado em SACs-EHSS operados com taxas médias de carregamento orgânico de 190, 320 e 570 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de DBO<sub>5</sub>. Porém, ao final da terceira semana do início de operação do sistema, as plantas já apresentavam aspectos normais, indicando que houve sua adaptação às condições do meio. Mesmas observações foram obtidas no trabalho de Fia *et al.* (2011) que, ao ministrar as maiores taxas de carregamento orgânico de 460 e 607 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> da água residuária da suinocultura (ARS), verificaram amarelecimento da taboa após 15 dias.

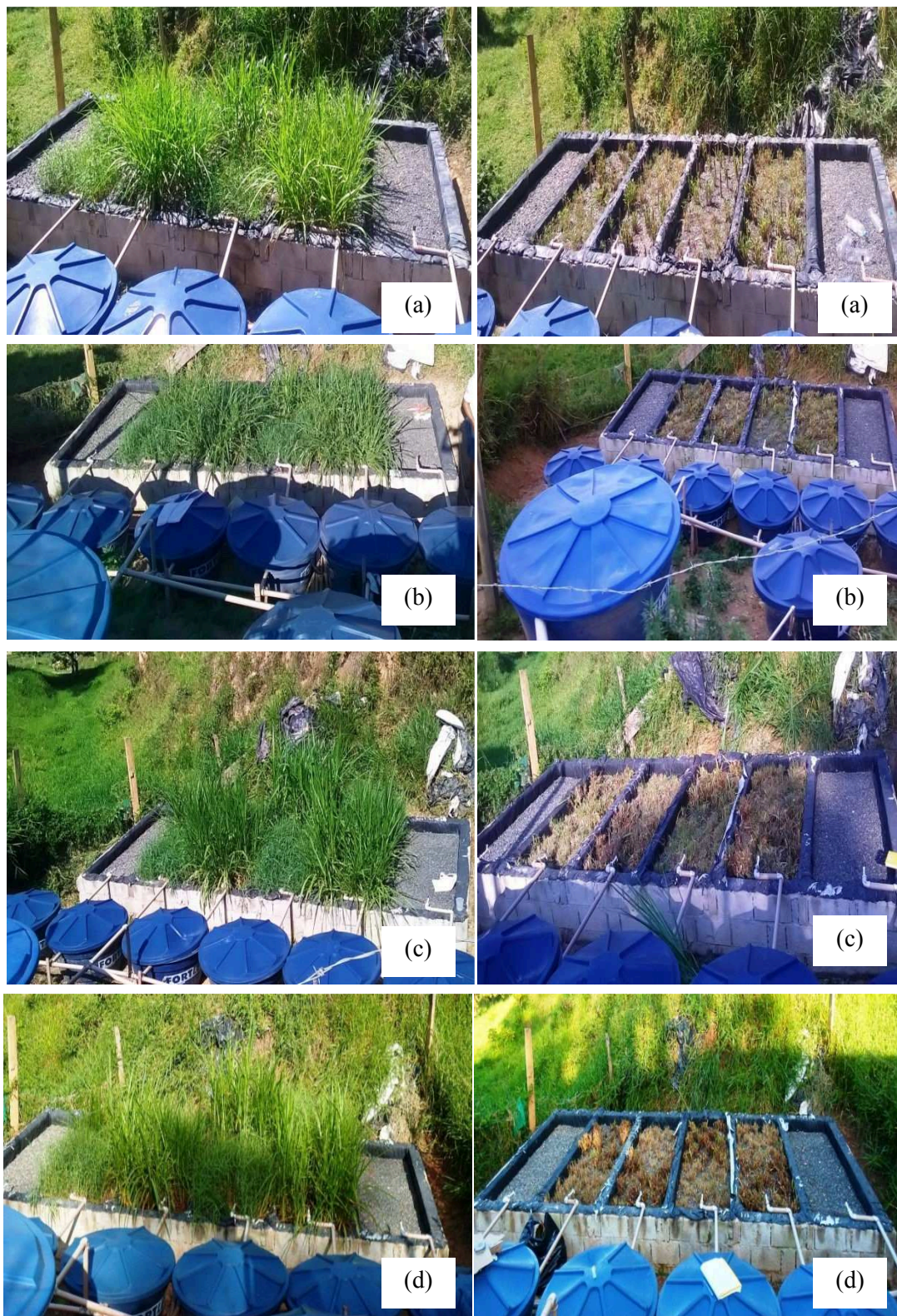
Na Figura 16 apresenta-se uma visão geral, no dia do plantio, desse amarelecimento do tecido foliar do capim-elefante e o primeiro corte efetuado para uniformizar a altura das espécies vegetais se iniciar o monitoramento experimental.



**Figura 16:** Visão geral após o plantio das mudas (a); amarelecimento do tecido foliar do capim-elefante (b) e; antes (c) e depois (d) do corte da biomassa para iniciar o experimento.

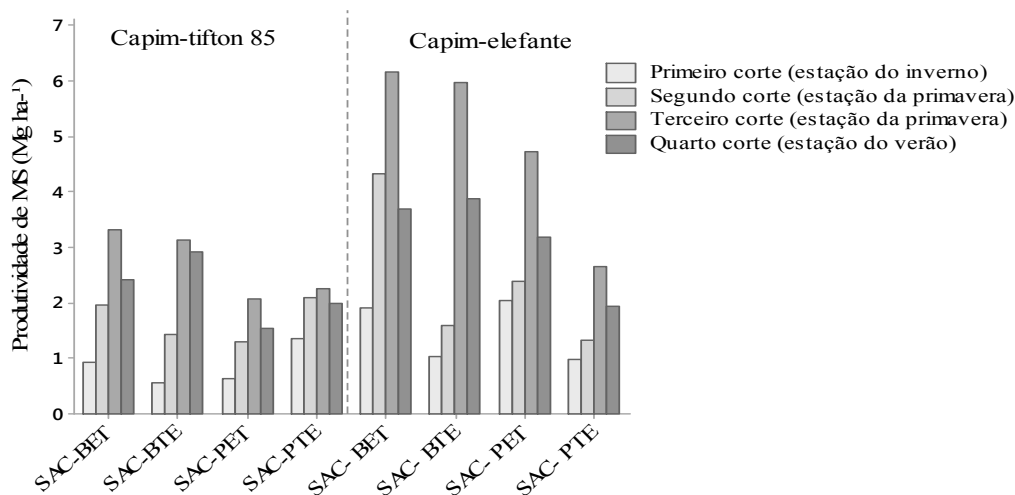
#### **5.4.2 Avaliação da biomassa das forrageiras – Produção de matéria seca da parte aérea.**

Uma vista geral dos SACs-EHSS, antes e após os cortes da parte aérea das plantas, está apresentada na Figura 17 e, na Figura 18, estão apresentados os valores de produtividade de matéria seca da parte aérea, nos quatro cortes efetuados, do capim-tifton 85 e capim-elefante.



**Figura 17:** Vista geral das plantas, antes e após serem efetuados os cortes da parte aérea, nos dias 27/07/2015 (a); 14/09/2015 (b); 30/10/2015 (c); e 15/12/2015 (d).

No primeiro corte da parte aérea, os capins estavam com 56 dias após plantio, o segundo corte com 46 dias após o primeiro corte, o terceiro corte com 47 dias após o segundo e, o quarto corte, com 42 dias após o terceiro.



**Figura 18:** Valores médios de produtividade de matéria seca da parte aérea, nos quatro cortes efetuados, do capim-tifton 85 e capim-elefante.

Houve tendência de se obterem maiores produtividades de matéria seca da parte aérea dos capins nos meses de outubro (terceiro corte-estação da primavera) e dezembro (quarto corte-estação do verão) em relação às obtidas nos meses de julho (primeiro corte-estação do inverno) e setembro (segundo corte-início da estação da primavera). Esse fato já esperado, uma vez que o capim-elefante e o capim-tifton 85 são espécies vegetais de maior desenvolvimento em estação quente, tendo maiores produtividades nesse período.

Verificou-se redução na produtividade de matéria seca da parte aérea no último corte (15/12 - estação do verão) de ambos os capins, em comparação ao terceiro corte (3/11 - estação do verão). Foram registradas fortes chuvas, entre o terceiro e quarto cortes, o que pode, ter influenciado a produtividade dos capins, em virtude de uma possível redução no TDH, havendo maior diluição e menor tempo para absorção dos nutrientes presentes na ARTL. Garcia *et al.* (2015) observaram decréscimo na produtividade de matéria seca no terceiro corte do capim-marandú e do capim-tifton 85 fertirrigados com esgoto doméstico, em condição de casa de vegetação, o que justificaram ter ocorrido em razão da competição por luz e nutrientes, que foram maiores com o aumento do número de cortes das plantas. Resultados semelhantes foram observados por Premazzi *et al.* (2011) em relação ao capim-tifton 85, tendo sido observado decréscimo no desenvolvimento dessas plantas, à medida que foram realizados cortes da sua parte aérea.

Na Tabela 7, estão apresentados os valores médios e desvio padrão da média de produtividade de matéria seca da parte aérea do capim-elefante e do capim-tifton 85 cultivados nos SACs-EHSS.

**Tabela 7:** Valores médios e desvio padrão da média de produtividade de matéria seca da parte aérea do capim-elefante e do capim-tifton 85 cultivados nos SACs-EHSS.

SACs-EHSS	Espécie vegetal	Posição de cultivo	Produtividade MS
			(Mg ha <sup>-1</sup> ) Média e Desvio Padrão
SAC-BET	T	Segunda metade	2,2±1,0
	E	Primeira metade	4,0±1,8
SAC-BTE	T	Primeira metade	2,0±1,2
	E	Segunda metade	3,1±2,3
SAC-PET	T	Segunda metade	1,4±0,6
	E	Primeira metade	3,1±1,2
SAC-PTE	T	Primeira metade	1,9±0,4
	E	Segunda metade	1,7±0,7

\*SAC-BET (brita # 0, cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85), SAC-BTE (brita # 0, cultivado na primeira metade com capim-tifton 85 e, na segunda metade, com capim-elefante), SAC-PET (PET, cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85) e SAC-PTE (PET, cultivado na primeira metade com o capim-tifton 85 e, na segunda metade, com o capim-elefante).

Observa-se que as produtividades médias de matéria seca da parte aérea do capim-tifton 85 variaram de 1,4 a 2,2 Mg ha<sup>-1</sup>e, no capim-elefante, de 1,7 a 4,0 Mg ha<sup>-1</sup>. Matos *et al.* (2009) obtiveram, em SACs-EHSS utilizados no tratamento de ARS, em três diferentes cortes, entre 20 e 34 Mg ha<sup>-1</sup> de matéria seca de capim-tifton 85, em intervalo de 100 a 120 dias entre os cortes, com aplicação média de 93 e 22 kg ha<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup> de nitrogênio e fósforo, respectivamente. Os valores de produtividade de matéria seca obtidos pelos referidos autores foram superiores aos obtidos neste trabalho, o que se pode atribuir ao menor período entre cortes da parte aérea dos capins (40 a 60 dias) e, principalmente, às menores taxas de aplicação de nitrogênio (20,0 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>) e fósforo (7,7kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>) utilizadas neste trabalho.

O efeito do aumento da disponibilidade de nutrientes na produção de massa verde pode ser observado no trabalho de Andrade *et al.* (2000). Os autores avaliaram diferentes doses de adubações nitrogenada (20, 50, 100, 200, 300, 350 e 380 kg ha<sup>-1</sup> de N) e potássica (16, 40, 80, 160, 240, 280 e 304 kg ha<sup>-1</sup> de K) nas produtividades de capim-elefante cv. Napier. Ao quantificarem a biomassa aérea produzida aos cinquenta e quatro dias de cultivo, obtiveram produtividade de matéria seca da parte área de 2,6 a 4,7 Mg ha<sup>-1</sup>, sendo que a adubação potássica e nitrogenada influenciou

positivamente a produção de matéria seca. Doses maiores resultaram em elevação nos valores de produtividade, o que justifica a diferença entre os resultados obtidos neste trabalho e aqueles obtidos por Matos *et al.* (2009).

Matos *et al.* (2010e) verificaram aumento na produtividade de matéria seca da parte aérea do capim-tifton 85 com o acréscimo na TCOs aplicada de ARL nos SACs-EHSS até a dose de  $469 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de  $\text{DBO}_5$ , obtendo produtividade máxima de matéria seca da parte aérea de  $15,4 \text{ Mg ha}^{-1}$ . Por outro lado, o capim-elefante não teve ganho de produtividade com o aumento da dose aplicada, mantendo-se em  $7,65 \text{ Mg ha}^{-1}$ , sob qualquer TCOs aplicada ( $66, 130, 320$  e  $570 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de  $\text{DBO}_5$ ). Esses valores de produção de matéria seca estiveram acima dos reportados neste estudo, mesmo tendo a frequência de corte e carga orgânica superficial aplicada dentro da faixa utilizada por Matos *et al.* (2010e). A explicação para essas diferenças podem estar na disponibilidade diferente de nutrientes essenciais, presentes em cada tipo de água residuária, para os capins. Matos *et al.* (2013), por exemplo, ao aplicarem chorume de lixo urbano em parcelas de solo cultivados com o capim-tifton 85, obtiveram produtividade de matéria seca de  $2,58 \text{ Mg ha}^{-1}$ , aos trinta dias de cultivo, valor próximo ao apresentado na Tabela 7 para o SAC-BET e o SAC-BTE, mesmo sob TCO mais elevada ( $750 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de  $\text{DBO}_5$ ). Isso reforça as hipóteses levantadas quanto às características do efluente e a frequência de corte e associação com a geração de biomassa.

A produtividade média de matéria seca da parte aérea dos capins relativa ao material suporte de preenchimento e a interação entre a espécie vegetal e a posição de cultivo nos SACs-EHSS, estão apresentadas nas Tabelas 8 e 9, respectivamente.

As produtividades médias de MS via corte da parte aérea dos capins apresentaram diferenças significativas (5% de significância) para diferentes materiais suportes, sendo que a brita proporcionou produtividades médias superiores às obtidas pelo meio suporte de garrafas PET amassadas. Por terem os substratos porosidades distintas, espera-se que a retenção e mineralização do material orgânico retido nos poros do SACs cujo meio suporte foi brita tenham sido maiores. Assim, nos SACs-B, teriam sido disponibilizados mais nutrientes para as plantas que nos SACs preenchidos com as garrafas PET amassadas, contribuindo para aumento na produtividade de matéria seca da parte aérea das plantas. Acredita-se, também, que a camada de brita tenha propiciado, inicialmente, melhor suporte para o sistema

radicular dos capins, o que também pode ter acarretado maiores produtividades de matéria seca nesse meio.

**Tabela 8:** Produtividade média de matéria seca da parte aérea dos capins avaliados, relativa ao material suporte de preenchimento dos SACs-EHSS.

Fator	Nível do Fator	Produtividade de MS (Mg ha <sup>-1</sup> )
Material suporte	B	2,83a
	P	2,04b

\*MS (matéria seca da parte aérea dos capins), B (brita # 0), P (garrafas PET amassadas).

\*As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente, pelo teste Tukey, em nível de 5% de significância.

**Tabela 9:** Produtividade média de matéria seca da parte aérea dos capins avaliados, relativa à interação entre a espécie vegetal e a posição de cultivo nos SACs-EHSS.

Espécie Vegetal	Produtividade de MS (Mg ha <sup>-1</sup> )	
	Posição de Cultivo	
	Primeira metade	Segunda metade
E	3,55aA	2,43aB
T	1,97bA	1,77aA

\*E (capim-elefante), T (capim-tifton 85), MS (matéria seca da parte aérea dos capins).

\*Médias seguidas pela mesma letra minúscula na vertical e maiúscula na horizontal não diferem estatisticamente, pelo teste Tukey, em nível de 5% de significância.

Hoa e Koottatep (2007) estudaram diferentes meios suporte em SACs-EV cultivados com taboa, no tratamento de lodo de esgoto doméstico. Foram avaliadas 5 unidades, sendo que cada um possuía uma mistura de 0,15 m de cascalho, 0,3 m de preenchimento, cada leito com um tipo diferente de substrato, e 0,15 m de areia média (disposta na camada superior). Os substratos avaliados foram o cascalho de pequena granulometria, filtros plásticos, tijolo quebrado, garrafas plásticas cortadas e carvão. A maior produtividade de biomassa vegetal foi obtida nos SACs-EV preenchidos com garrafas plásticas e filtros plásticos, contrariando o que foi obtido neste trabalho. No entanto, é importante ressaltar que o autor trabalhou com meios suporte misto e que a disposição do material plástico adicionado ao leito também foi distinta, o que pode ter proporcionado menor porosidade ao meio e, por consequência, os efeitos já discutidos no parágrafo anterior.

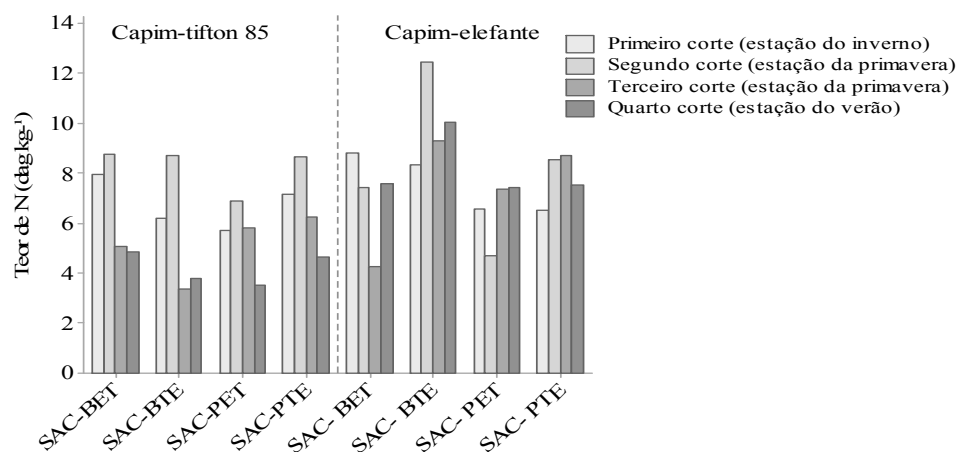
Como houve interação entre a posição de cultivo e a espécie vegetal, pode-se dizer que o capim-elefante se beneficiou mais da condição inicial (primeira metade) dos SACs-EHSS que o capim-tifton 85, na mesma posição de cultivo. Esse

resultado possivelmente esteja associado às diferenças no sistema radicular das duas espécies vegetais. No início do SAC, as condições são predominantemente anaeróbias, por receber maiores cargas orgânicas, porém, é uma zona de maiores aportes de nutrientes. O capim-elefante possui sistema radicular fasciculado e mais denso, sendo capaz de explorar a parte mais superficial dos SACs-EHSS, ao contrário do capim-tifton 85, que possui sistema radicular mais profundo e crescimento vertical (MATOS *et al.*, 2010e), o que justificaria maior produtividade do capim-elefante cultivado na primeira metade dos SACs-EHSS. Na segunda metade de cultivo nos SACs-EHSS, as espécies vegetais apresentaram produtividades de matéria seca da parte aérea estatisticamente iguais, indicando, presumivelmente, não haver nenhuma adaptação preferencial das espécies vegetais avaliadas. Diante dos resultados obtidos, e numa análise exclusiva para a produção de forrageiras para a alimentação animal, sugere-se que a primeira metade dos SACs-EHSS utilizados no tratamento de ARTL sejam cultivados com capim-elefante, podendo ser o restante cultivado ou pelo mesmo capim ou pelo capim-tifton 85. Porém, além da produtividade, a capacidade de remoção de nutrientes também deve ser considerada na escolha das posições e espécies em um SAC-EHSS.

Se forem mantidos os intervalos médios entre os cortes das partes aéreas das plantas de 48 dias e, de acordo com a produtividade de massa seca obtida em cada capim, serão produzidos, por ano, de capim-elefante e de capim-tifton 85, respectivamente, 30,4 e 16,8 Mg ha<sup>-1</sup> (SAC-BET), 23,6 e 15,2 Mg ha<sup>-1</sup> (SAC-BTE), 23,6 e 10,6 Mg ha<sup>-1</sup> (SAC-PET) e 13,6 e 14,4 Mg ha<sup>-1</sup> (SAC-PTE). Vicente-Chandler *et al.* (1974), avaliando o capim-elefante cultivado em solo que recebeu calagem e fertilizantes inorgânicos, obtiveram 28,2 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> de matéria seca em capim cuja parte aérea foi colhida a cada 60 dias, sendo valor inferior ao encontrado no SAC-BET e superior ao que foi obtido nos demais SACs avaliados neste trabalho. Ressalta-se, novamente, a influência da frequência de corte na produtividade das espécies vegetais. Se por um lado, a retirada da parte aérea em maiores intervalos de tempo proporciona maior geração de massa seca, por outro, é esperado que haja menor extração de nutrientes, o que será discutido no item a seguir.

### 5.4.3 Avaliação da biomassa das forrageiras – Remoção de nitrogênio

Os valores do teor de N na matéria seca da parte aérea, nos quatro cortes efetuados do capim-tifton 85 e capim-elefante, estão apresentados na Figura 19.



**Figura 19:** Valores do teor de N na matéria seca da parte aérea, nos quatro cortes efetuados, do capim-tifton 85 e capim-elefante.

O valor máximo do teor de N na matéria seca da parte aérea do capim-tifton 85 foi de 8,75 dag kg<sup>-1</sup>, encontrado no SAC-BET, no segundo corte (estação da primavera), enquanto o mínimo, 3,34 dag kg<sup>-1</sup>, foi registrado no SAC-BTE, no terceiro corte (estação da primavera). Já no capim-elefante, a máxima concentração na matéria seca foi de 12,45 dag kg<sup>-1</sup>, no SAC-BTE (segundo corte-estação da primavera) e 4,29 dag kg<sup>-1</sup>, no SAC-BET (terceiro corte-estação da primavera).

Na Tabela 10, estão apresentados os valores médios e desvio padrão da mediado teor de N e de PB na matéria seca da parte aérea do capim-elefante e do capim-tifton 85 e da capacidade de extração deste nutriente via parte aérea dos capins.

No capim-elefante, os teores médios de N, PB e da capacidade de extração de nitrogênio (CEN) variaram, respectivamente, de 6,5 a 10,0 dag kg<sup>-1</sup>, 40,7 a 62,7 dag kg<sup>-1</sup> e 208,3 a 308,2 kg ha<sup>-1</sup>, enquanto no capim-tifton-85, os valores foram de 5,5 a 6,7 kg ha<sup>-1</sup>, 34,2 a 41,6 kg ha<sup>-1</sup> e 75,1 a 132,5 kg ha<sup>-1</sup>.

**Tabela 10:** Valores médios e desvio padrão da média do teor de N e proteína bruta na matéria seca da parte aérea do capim-elefante e capim-tifton 85 e da CEN deste nutriente via parte aérea dos capins cultivados nos SACs-EHSS.

SACs-EHSS	Espécie Vegetal	Posição de cultivo	N (dag kg <sup>-1</sup> )	PB (dag kg <sup>-1</sup> )
Média e Desvio-padrão				
SAC-BET	T	Segunda metade	6,7±2,0	41,6±12
	E	Primeira metade	7,0±1,9	43,8±12
SAC-BTE	T	Primeira metade	5,5±2,5	34,4±15
	E	Segunda metade	10,0±1,8	62,7±11
SAC-PET	T	Segunda metade	5,5±1,4	34,2±9
	E	Primeira metade	6,5±1,3	40,7±8
SAC-PTE	T	Primeira metade	6,7±1,7	41,6±11
	E	Segunda metade	7,8±1,0	48,9±6
SACs-EHSS	Espécie Vegetal	Posição de cultivo	CEN (kg ha <sup>-1</sup> )	CEN (kg ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )
Média e Desvio-padrão				
SAC-BET	T	Segunda metade	132,5±46,4	2,9±1,1
	E	Primeira metade	258,3±64,5	5,6±1,8
SAC-BTE	T	Primeira metade	94,4±40,2	2,1±1,0
	E	Segunda metade	308,2±206,9	6,8±4,7
SAC-PET	T	Segunda metade	75,1±37,5	1,6±0,8
	E	Primeira metade	208,3±107,7	4,5±2,5
SAC-PTE	T	Primeira metade	128,3±42,3	2,7±1,0
	E	Segunda metade	139,5±71,1	3,0±1,6

\*N (concentração de nitrogênio), CEN (capacidade de extração de nutriente), SAC-BET (brita # 0, cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85), SAC-BTE (brita # 0, cultivado na primeira metade com capim-tifton 85 e, na segunda metade, com capim-elefante), SAC-PET (PET, cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85) e SAC-PTE (PET, cultivado na primeira metade com o capim-tifton 85 e, na segunda metade, com o capim-elefante), T (capim-elefante) e T (capim-tifton 85).

Os valores médios do teor de N e PB na matéria seca da parte aérea do capim-elefante e capim-tifton 85 e da capacidade de extração de nutriente (CEN) via parte aérea das plantas, quando cultivados com diferentes tipos de material suporte e posições e a interação entre o material suporte e a posição de cultivo nos SACs-EHSS, estão apresentadas nas Tabelas 11 e 12, respectivamente.

**Tabela 11:** Valores médios do teor de N e PB na matéria seca da parte aérea do capim-elefante e capim-tifton 85 e da CEN via parte aérea desses capins, quando cultivados com diferentes tipos de material suporte e posições nos SACs-EHSS.

Fator	Nível do Fator	N (dag kg <sup>-1</sup> )	PB (dag kg <sup>-1</sup> )	CEN (kg ha <sup>-1</sup> )
Espécie Vegetal	E	7,85a	49,07a	228,58a
	T	6,08b	38,00b	107,57b
Material Suporte	B	7,31a	45,67a	
	P	6,62a	41,40a	
Posição de Cultivo	Primeira metade	6,73a	40,18a	
	Segunda metade	7,50a	46,88a	

\*N (concentração de nitrogênio), PB (concentração de proteína bruta), CEN (capacidade de extração de nutriente pela parte aérea das plantas), E (capim-elefante), T (capim-tifton 85), B (brita # 0), P (garrafas PET amassadas).

\*Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente, pelo teste Tukey, em nível de 5% de significância.

**Tabela 12:** Capacidade de extração de nutriente (CEN) média, via parte aérea das plantas, relativa à interação entre material suporte e posição de cultivo nos SACs-EHSS.

Espécie Vegetal	CEN (kg ha <sup>-1</sup> )	
	Posição de Cultivo	
Material Suporte	Primeira metade	Segunda metade
B	176,36aA	220,36aA
P	168,29aA	107,29bB

\*B (brita # 0), P (garrafas PET amassadas).

\*Médias seguidas pela mesma letra minúscula na vertical e maiúscula na horizontal não diferem estatisticamente, pelo teste Tukey, em nível de 5% de significância.

Os valores médios do teor de N, da capacidade média de extração e de proteína bruta obtidas do capim-elefante foram superiores às do capim-tifton 85, o que justifica os maiores valores de produtividades médias alcançadas por essa espécie vegetal. Resultados contrários foram obtidos por Matos *et al.* (2010e), ao cultivarem capim-elefante, por 61 dias, e capim-tifton 85, por 45 dias, em SACs-EHSS, no tratamento de ARL, sendo o teor médio de N superior no capim-tifton 85 (3,46 dag kg<sup>-1</sup>) ao do capim-elefante (2,54 a 2,81 dag kg<sup>-1</sup>). Os autores encontraram valor máximo estimado de capacidade de extração de 7,9 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> no SAC submetido à TCOs de 570 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de DBO para o capim-tifton 85, sendo a média máxima de 2,9 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>. Neste trabalho, os capins estavam com o tempo médio de cultivo de 48 dias (TCOs de 318 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>).

Os valores dos teores de N na matéria seca da parte aérea do capim-elefante e capim-tifton estão superiores aos valores observados na literatura, em pesquisas

semelhantes. As diferenças entre os teores de nitrogênio e das capacidades extratoras estão associados às diferenças nas cargas aplicadas, manejo dos capins, tipos de efluentes, frequência de cortes, uma vez que, cortes menos frequentes propiciam em menor valor nutritivo do capim do que corte mais frequente (ALVIM *et al.*, 1998). Isso porque, à medida que a planta evolui para estágio mais avançado, ocorre diminuição na sua capacidade em absorver nutrientes, o que dificulta, em alguns casos, a comparação dos resultados obtidos em diferentes trabalhos científicos.

Queiroz *et al.* (2004) obtiveram capacidade de extração de  $4,6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de N via parte aérea, quando o capim-tifton 85 foi cultivado em SACs-EHSS, no tratamento de ARS, sob carga de  $175 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de N, no período de 4 meses de aplicação. A extração obtida pelos autores foi superior à encontrada neste trabalho ( $1,6$  a  $2,9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ ), para o mesmo capim, porém sob carga de N aplicada quase nove vezes menor ( $20 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de N). Esse fato pode justificar as diferenças encontradas, comprovando indícios de que haja relação entre as cargas aplicadas e a extração de N pelas espécies vegetais.

Hunt *et al.* (2003) verificaram, sob carga de  $3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de N, proporcionada pela aplicação de ARS, extrações de  $1,17 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ , em SAC-EHSS sob cultivo misto de *Sparganium americanum* e *Typha*, e de  $0,97 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ , no cultivo misto de *Juncus effusus* e *Scipus*. Fia *et al.* (2011), por sua vez, obtiveram teores médios variando de  $4,31$  a  $4,68 \text{ dag kg}^{-1}$  e  $27$  a  $29,2 \text{ dag kg}^{-1}$ , respectivamente, de N e PB na parte aérea do capim-tifton 85 cultivados em SACs-EHSS utilizados no tratamento de ARS. Matos *et al.* (2013) obtiveram valores entre  $26$  e  $28 \text{ dag kg}^{-1}$  de PB, no primeiro corte (30 dias) da parte aérea do capim-tifton 85 fertirrigado com chorume de resíduos sólidos urbanos. Capacidades de extração de N, via parte aérea das plantas, variando de  $0,14$  a  $0,61 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  foram obtidas por Garcia *et al.* (2015), em cultivo de capim-tifton 85 fertirrigado, por 30 dias, com esgoto doméstico tratado, em condições de casa-de-vegetação. Matos *et al.* (2009) verificaram que o capim-tifton 85 foi capaz de extrair, em diferentes cortes da sua parte aérea, entre  $5$  e  $6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de N, quando cultivado em SAC-EHSS utilizados no tratamento de ARS, valores superiores aos obtidos neste trabalho.

No que diz respeito à influência dos diferentes materiais suportes e posição de cultivo das plantas nos SACs-EHSS, não foi encontrada diferença estatística (5% de significância) nos teores médios de N e PB na matéria seca da parte aérea dos

capins cultivados, mesmo tendo sido superior o TDH nos SACs com garrafas PET amassadas que nos SACs-EHSS preenchidos com brita # 0.

Hoa e Koottatep (2007), por outro lado, verificaram maior capacidade de extração de N ( $7,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ ) pelas plantas da taboa, em SACs-EV receptor de lodo de esgoto doméstico, com TDH de 7 dias e aplicação de taxas de  $73 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de N, em meio suporte constituído por garrafas plásticas, dentre uma série de outros tipos de substrato de preenchimento (cascalho de pequena granulometria, filtros plásticos, tijolo quebrado, garrafas plásticas cortadas e carvão). Possivelmente, a diferença entre os dois trabalhos se deva ao fato de que Hoa e Koottatep (2007) tenham trabalhado com meios suporte misto e que a forma de disposição das garrafas PET nos leitos pode ter proporcionado menores porosidades, possibilitando, assim, que o substrato plástico tenha proporcionado as melhores remoções de N.

Como houve interação entre o material suporte e a posição de cultivo na capacidade média de extração de N pelas espécies vegetais, pode-se dizer que capins cultivados na segunda metade dos SACs-B extraíram maiores quantidades de N do que os cultivados nos SACs-P, na mesma posição de cultivo. A explicação provavelmente está na dinâmica do nitrogênio dentro dos reatores. Nos SACs-EHSS, a mineralização do material orgânico converte nitrogênio orgânico em nitrogênio amoniacal, que é, então, disponibilizado e pode ser absorvido pelas plantas ou mesmo oxidado, em decorrência de um esperado aumento no potencial redox do meio. Assim, forma-se o nitrato, o qual também pode ser assimilado pelas plantas e/ou incorporado ao material celular microbiano (MATOS, 2015b). Por haver maior disponibilidade de  $\text{O}_2$ , tal como discutido por Garcia *et al.* (2004), Dusek *et al.* (2008), Matos *et al.* (2010b) e Chagas *et al.* (2013), na segunda metade dos SACs, maior será a disponibilidade de nitrato nessa zona, porém, por ser altamente solúvel, esse poderá sair do sistema com mais facilidade em meios suporte de maiores porosidades, o que explica, em parte, o resultado obtido.

Ainda, em relação à interação significativa, no que diz respeito a diferentes posições de cultivo, maiores extrações foram obtidas na primeira metade de cultivo nos SACs-P. Nos SACs-B, as posições de cultivo não fizeram diferença nas extrações de N. A maior porosidade drenável presente no meio suporte constituído por garrafas PET amassadas pode ter possibilitado a degradação mais rápida da matéria orgânica e maior disponibilização de N aos capins na parte inicial do sistema, local de maior aporte de nutrientes, favorecendo maiores extrações na

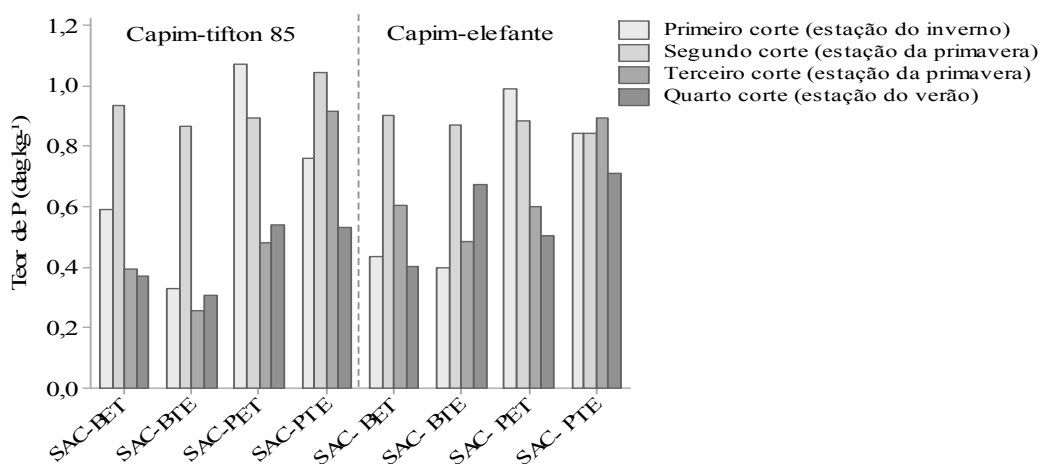
primeira metade dos SACs-P, quando comparada às áreas próximas à saída do sistema.

De acordo com os valores médios de aporte diário (Tabela 2) e de extração diária de N, o capim-tifton 85 e o capim-elefante foram capazes de extrair do sistema, via cortes da parte aérea, respectivamente, 14,5 e 28,0% (SAC-BET), 10,5 e 34,0% (SAC-BTE), 8,0 e 22,5% (SAC-PET) e 13,5 e 15,0% (SAC-PTE).

Para alimentação animal, o valor de uma forrageira está ligado, basicamente, aos seus conteúdos de PB e de carboidratos. Para adultos e jovens, o conteúdo mínimo de proteína bruta necessário na matéria seca de volumosos fornecidos aos bovinos está em torno de 7,0 a 11,0 dag kg<sup>-1</sup>, respectivamente (NRC, 1984). Os valores encontrados na parte aérea das duas espécies vegetais neste trabalho foram superiores aos valores mínimos recomendados e, portanto, as forrageiras atenderiam as exigências mínimas, no que se refere a este quesito, para alimentação animal.

#### 5.4.4 Avaliação da biomassa das forrageiras – Remoção de fósforo (P)

Os valores do teor de P na matéria seca da parte aérea do capim-elefante e do capim-tifton 85, nos quatro cortes efetuados, estão apresentados na Figura 20.



**Figura 20:** Valores do teor de P na matéria seca da parte área do capim-tifton 85 e do capim-elefante, nos quatro cortes efetuados.

Os valores dos teores de P na parte aérea das plantas variaram de 0,26 (SAC-BTE; terceiro corte-estação da primavera) a 1,07 dag kg<sup>-1</sup> (SAC-PET; primeiro corte-estação do inverno), no capim-tifton 85, e de 0,39 (SAC-BTE; primeiro corte-estação do inverno) a 0,99 dag kg<sup>-1</sup> (SAC-PET; primeiro corte-estação do inverno), no capim-elefante. Esses valores podem ser considerados altos, tendo em vista que para o ótimo crescimento das plantas, este nutriente varia, dependendo da espécie e do órgão analisado, de 0,1 a 0,5 dag kg<sup>-1</sup> na matéria seca (FAQUIM, 1994).

Houve tendência de se obterem maiores teores de P no primeiro e segundo cortes do capim-tifton 85. Tal como observado em relação ao N, o P ficou mais concentrado na parte aérea das plantas nesses cortes, em razão das menores produtividades obtidas e, conseqüentemente, menor poder de diluição na massa vegetal

Na Tabela 13, estão apresentados os valores médios e desvio padrão da média do teor de P na matéria seca da parte aérea do capim-elefante e do capim-tifton 85 e da capacidade de extração deste nutriente, via parte aérea dos capins.

**Tabela 13:** Valores médios e desvio padrão da média do teor de P na matéria seca da parte aérea do capim-elefante e capim-tifton 85 e da capacidade de extração de nutriente via parte aérea dos capins cultivados nos diferentes SACs-EHSS.

SACs-EHSS	Espécie vegetal	Posição de cultivo	P (dag kg <sup>-1</sup> )	CEN (kg ha <sup>-1</sup> )	CEN (kg ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )
SAC-BET	T	Segunda metade	0,6±0,3	11,4±5,6	0,2±0,1
	E	Primeira metade	0,6±0,2	24,9±15,6	0,5±0,3
SAC-BTE	T	Primeira metade	0,4±0,3	7,9±4,4	0,2±0,1
	E	Segunda metade	0,6±0,2	18,3±11,5	0,4±0,3
SAC-PET	T	Segunda metade	0,7±0,3	9,2±2,1	0,2±0,1
	E	Primeira metade	0,7±0,2	21,5±5,1	0,5±0,1
SAC-PTE	T	Primeira metade	0,8±0,2	15,9±6,3	0,3±0,1
	E	Segunda metade	0,8±0,1	14,3±6,8	0,3±0,2

\*P (concentração de fósforo), CEN (capacidade de extração de nutriente), SAC-BET (brita # 0, cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85), SAC-BTE (brita # 0, cultivado na primeira metade com capim-tifton 85 e, na segunda metade, com capim-elefante), SAC-PET (PET, cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85) e SAC-PTE (PET, cultivado na primeira metade com o capim-tifton 85 e, na segunda metade, com o capim-elefante), E (capim-elefante) e T (capim-tifton 85).

No capim-elefante, os valores médios do teor de P na matéria seca da parte aérea e da capacidade de extração via parte aérea variaram, respectivamente, de 0,6 a

0,8 dag kg<sup>-1</sup> e 14,3 a 24,9 kg ha<sup>-1</sup>e, no capim-tifton 85, de 0,4 a 0,8 dag kg<sup>-1</sup>e 7,9 a 15,9 kg ha<sup>-1</sup>. Nota-se que o capim-elefante e o capim-tifton 85 apresentaram teores médios de P iguais, à exceção no SAC-BTE, no qual houve tendência de maior teor médio no capim-elefante.

Matos *et al.* (2010e) obtiveram teor de P variando de 0,32 a 0,41 dag kg<sup>-1</sup> no tecido vegetal da parte aérea do capim-tifton 85 e, no capim-elefante, de 0,31 a 0,44 dag kg<sup>-1</sup>, quando cultivados em SACs-EHSS utilizados no tratamento de ARL, valores inferiores aos obtidos neste trabalho. Ainda, de acordo com os autores, os teores de P na parte aérea do capim-elefante foram superiores aos obtidos no capim-tifton 85, nos tratamentos que receberam menores TCOs. No entanto, nos tratamentos que receberam maiores TCOs, observaram-se valores mais próximos de teor de P na parte aérea dos capins.

As capacidades médias de extração de P obtidas via corte da parte aérea do capim-tifton 85, independente das posições de cultivo no SAC-EHSS, foram inferiores aos 0,50 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>, obtidos por Queiroz *et al.* (2004), quando aplicaram, continuamente, no período de 4 meses, carga de 91 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de P, via ARS, em área cultivada com esse capim. Neste trabalho, foi aplicada carga média de 7,7 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de P, valor muito inferior ao aplicado pelos referidos autores, o que explicaria a diferença entre as capacidades de extração de P pelos capins.

Os valores médios do teor de P na matéria seca da parte aérea do capim-elefante e capim-tifton 85 e da capacidade de extração desse nutriente (CEN) via parte aérea desses capins, quando cultivados com diferentes tipos de material suporte e posições nos SACs-EHSS, estão apresentadas na Tabela 14.

Verificou-se que o capim-elefante apresentou capacidade média extratora de P, via parte aérea, superior à obtida pelo capim-tifton 85. Esse resultado se deve, principalmente, à maior produtividade média obtida pelo capim-elefante, uma vez que os capins apresentaram teores médios de P iguais.

No que diz respeito aos diferentes materiais suportes, maiores teores de P foram obtidos na parte aérea dos capins cultivados nos SACs preenchidos com as garrafas PET, enquanto as capacidades médias de extrações foram estatisticamente iguais.

**Tabela 14:** Valores médios do teor de P na matéria seca da parte aérea do capim- elefante e capim-tifton 85 e da CEN, via parte aérea desses capins, quando cultivados com diferentes tipos de material suporte e posições nos SACs-EHSS.

Fator	Nível do Fator	P (dag kg <sup>-1</sup> )	CEN (kg ha <sup>-1</sup> )
Espécie Vegetal	E	0,69a	19,75a
	T	0,64a	11,09b
Material Suporte	B	0,55b	15,63a
	P	0,78a	15,21a
Posição de Cultivo	Primeira metade	0,65a	17,54a
	Segunda metade	0,69a	13,30a

\*P (concentração de fósforo), CEN (capacidade de extração de nutriente), E (capim- elefante), T (capim-tifton 85), B (brita # 0), P (garrafas PET amassadas).

\*Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente, pelo teste Tukey, em nível de 5% de significância.

Sendo P um nutriente muito reativo e de forte adsorção aos sólidos minerais, acredita-se que, nos SACs preenchidos com brita gnáissica, sua disponibilidade para as plantas tenha sido menor que no meio inerte, como o constituído por garrafas PET amassadas. Assim, pode ter ficado mais disponível nos SACs-P do que nos SACs-B, o que possibilitou maior absorção e acúmulo na parte aérea das plantas. Outra possibilidade é o maior fator de diluição do P, proporcionado pela maior produção de biomassa aérea dos capins, quando cultivados nos SACs-EHSS preenchidos com brita # 0. O maior TDH nos SACs-P que nos SACs-B pode, também, ter proporcionado maior tempo para absorção e, com isso, acúmulo de P na parte aérea das plantas. Por outro lado, observou-se que ainda que o teor tenha sido maior no SAC preenchido com garrafa PET, a capacidade de extração não foi maior, em função da menor geração de matéria seca.

Dallas e Ho (2005) estudaram a eficiência de diferentes meios suporte (brita e garrafas PET) em SACs-EHSS e obtiveram produção de biomassa radicular nos SACs preenchidos de garrafas PET superior à obtida nos SACs preenchidos com brita. De acordo com os autores, isso proporcionou maior área superficial disponível na rizosfera para o desenvolvimento de biofilme, o que também poderia explicar os maiores teores médios de P na matéria seca da parte aérea de plantas cultivadas nos SACs preenchidos com garrafas PET, neste trabalho.

Não houve diferença entre os valores médios do teor de P e da capacidade de extração da parte aérea das plantas nas diferentes posições de cultivo do capim- elefante e capim-tifton 85 nos SACs-EHSS. Esses resultados, de certa forma, contrariam os obtidos por Matos *et al.* (2009) que verificaram, no tratamento de

ARS em SACs-EHSS, maiores extrações de P pela parte aérea dos mesmos capins, quando cultivados no início desses sistemas. Torna-se importante ressaltar, no entanto, que essas diferenças ficam mais evidentes sob maiores cargas aplicadas, como foi o caso do referido trabalho, no qual se aplicou  $22,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de P, enquanto neste foi aplicado  $7,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ , já que há estreita relação entre a quantidade disponível de P no meio e sua extração pelas plantas.

Fia *et al.* (2011) obtiveram teores médios de P de 0,79 a 0,95 dag  $\text{kg}^{-1}$  na matéria seca da parte aérea do capim-tifton 85, cultivado, por 60 dias, em SACs-EHSS utilizados no tratamento de ARS, com taxa de aplicação de 34 a  $106 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de N e TDH de 4 a 11,8 dias. Loures *et al.* (2006), por sua vez, obtiveram teores foliares de 0,46 dag  $\text{kg}^{-1}$ , enquanto Queiroz *et al.* (2004) de 0,34 a 0,37 dag  $\text{kg}^{-1}$  na matéria seca da parte aérea do capim-tifton 85, cultivado por 4 meses, no qual se aplicou taxas de  $97 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de N.

Garcia *et al.* (2015) obtiveram capacidade de extração de P variando de 0,31 a  $0,82 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ , em capim-tifton 85 fertirrigado com esgoto doméstico tratado, por 30 dias, em condições de vegetação. No trabalho desses autores, a capacidade extratora de P aumentou com o aumento na dosagem de N (20, 40, 60 e  $80 \text{ kg ha}^{-1}$ ).

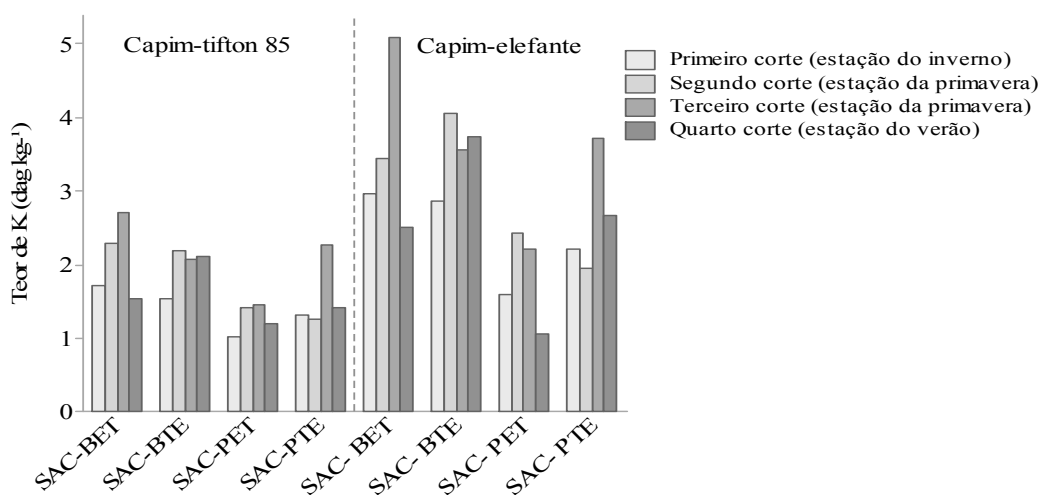
Os valores médios dos teores de P obtidos na matéria seca da parte aérea dos capins, assim como aconteceu com o N, estão acima dos valores observados na literatura, em estudos similares. Como já explicado em relação ao N, a comparação dos resultados obtidos em diferentes trabalhos científicos torna-se complicada, uma vez a composição química das forrageiras em SACs varia com diversos fatores, dentre os quais se destacam aqueles relacionados aos aspectos climáticos estacionais, como luminosidade e temperatura, além de operacionais, tal como cargas aplicadas, tipo de efluente, manejo dos capins, frequência de cortes, etc. Segundo Alvim *et al.* (1998), cortes menos frequentes nas plantas propiciam obtenção de menor valor nutritivo no material do que cortes mais frequentes.

Tanto o capim-elefante como o capim-tifton 85 apresentaram teores médios de P, em todos os tratamentos, que atenderiam às exigências de fósforo para bovinos de corte de 454 kg de peso vivo (PV), consumindo cerca de 2% do PV de MS, que é de  $0,19 \text{ dag kg}^{-1}$  (NRC, 1984). Para vacas em lactação, considerando 590 kg PV, produzindo, em média,  $20 \text{ kg d}^{-1}$  de leite e consumindo, o requerimento, em média, é de 3,0% do PV de MS, em torno de  $0,34 \text{ dag kg}^{-1}$  (NRC, 1988).

A capacidade média de extração de P pela parte aérea das plantas, obtidas neste trabalho, levando em consideração apenas o valor aportado médio diário ao sistema (Tabela 4), foi de 3,0 e 6,6% no SAC-BET, 2,5 a 5,8% no SAC-BTE, 2,7 a 6,2% no SAC-PET e no SAC-PET, de 4,3 e 3,9%, respectivamente, no capim-tifton 85 e capim-elefante. Matos *et al.* (2009) avaliaram a capacidade extratora de diferentes espécies vegetais, via corte da parte aérea, quando cultivadas em SACs-EHSS utilizados no tratamento de ARS e observaram que o capim-tifton 85 removeu em média 3,2% do P-Total aportado ao sistema, valor próximo aos obtidos neste trabalho. Ainda, de acordo com os autores, sendo o P um elemento de difícil remoção em sistemas convencionais de tratamento de águas residuárias, esse valor pode ser considerado expressivo, sobretudo levando em conta, a remoção apenas pelas plantas.

#### 5.4.5 Avaliação da biomassa das forrageiras – Remoção de potássio (K)

Os valores do teor de K na matéria seca da parte aérea do capim-elefante e capim-tifton 85, nos quatro cortes efetuados, estão apresentados na Figura 21.



**Figura 21:** Valores do teor de K na matéria seca da parte aérea do capim-tifton 85 e do capim-elefante, nos quatro cortes efetuados.

Os valores máximos e mínimos do teor de K foram 2,70 dag kg<sup>-1</sup> (SAC-BET; terceiro corte) e 1,01 dag kg<sup>-1</sup> (SAC-PET; primeiro corte) no capim-tifton 85 e, no

capim–elefante, 5,07 dag kg<sup>-1</sup> (SAC-BET; terceiro corte) e 1,05 dag kg<sup>-1</sup> (SAC-PET; quarto corte).

Na Tabela 15, estão apresentados os valores médios e desvio padrão da média do teor de K na matéria seca da parte aérea do capim-elefante e capim-tifton 85 e da capacidade de extração deste nutriente via parte aérea dos capins.

**Tabela 15:** Valores médios e desvio padrão da média do teor K na matéria seca da parte aérea do capim-elefante e capim-tifton 85 e da capacidade de extração de nutriente via parte aérea dos capins cultivados nos SACs-EHSS.

SACs-EHSS	Espécie vegetal	Posição de cultivo	K (dag kg <sup>-1</sup> )	CEN (kg ha <sup>-1</sup> )	CEN (kg ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )
Média e Desvio-padrão					
SAC-BET	T	Segunda metade	2,1±0,5	46,7±31,1	1,0±0,7
	E	Primeira metade	3,5±1,1	152,3±113,4	3,3±2,5
SAC-BTE	T	Primeira metade	2,0±0,3	41,7±26,6	0,9±0,6
	E	Segunda metade	3,5±0,5	113,1±82,1	2,5±1,9
SAC-PET	T	Segunda metade	1,3±0,2	18,3±9,8	0,4±0,2
	E	Primeira metade	1,8±0,6	57,3±33,8	1,2±0,7
SAC-PTE	T	Primeira metade	1,6±0,5	31,0±14,4	0,7±0,3
	E	Segunda metade	2,6±0,8	49,7±35,7	1,1±0,8

\*K (concentração de potássio), CEN (capacidade de extração de nutriente), SAC-BET (brita # 0, cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85), SAC-BTE (brita # 0, cultivado na primeira metade com capim-tifton 85 e, na segunda metade, com capim-elefante), SAC-PET (PET, cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85) e SAC-PTE (PET, cultivado na primeira metade com o capim-tifton 85 e, na segunda metade, com o capim-elefante). E (capim-elefante) e T (capim-tifton 85).

No capim-elefante, os valores médios do teor de K e das capacidades de extração via parte aérea variaram, respectivamente, de 1,8 a 3,5 dag kg<sup>-1</sup> e 57,3 a 152,3 kg ha<sup>-1</sup>; no capim-tifton-85, de 1,3 a 2,1 dag kg<sup>-1</sup> e 18,3 a 46,7 kg ha<sup>-1</sup>. O teor normal de potássio em plantas forrageiras com adequado suprimento de potássio está na faixa de 1,5 a 2,0 dag kg<sup>-1</sup> e concentrações acima desta faixa podem ser consideradas como de "consumo de luxo" (GOMIDE, 1986).

Matos *et al.* (2013) obtiveram teores de potássio variando de 1,05 a 3,66 dag kg<sup>-1</sup> no capim-tifton 85 fertirrigado com chorume de resíduos urbanos. Fia *et al.* (2011) obtiveram faixa de teores e da capacidade média de extração de potássio, via parte aérea das plantas, respectivamente de 1,9 a 2,1 dag kg<sup>-1</sup> e de 1,7 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>, na parte aérea do capim-tifton 85, com carga de aplicação de K variando entre 20,2 e

80,5 kg ha<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup>. As espécies foram cultivadas por períodos entre 60 (primeiro corte) e 120 (segundo corte) dias, em SACs utilizados no tratamento de ARS.

Os valores médios do teor de K na matéria seca da parte aérea do capim-elefante e capim-tifton 85 e da capacidade de extração de nutriente (CEN) via parte aérea, quando cultivados com diferentes tipos de material suporte, espécie vegetal e posições nos SACs-EHSS, e as interações entre o material suporte e as espécies vegetais na CEN estão apresentadas nas Tabelas 16 e 17, respectivamente.

**Tabela 16:** Valores médios do teor de K na matéria seca da parte aérea do capim-elefante e capim-tifton 85e da CEN via parte aérea desses capins, quando cultivados em diferentes tipos de material suporte, espécie vegetal e posições nos SACs-EHSS.

Fator	Nível do Fator	K (dag kg <sup>-1</sup> )	CEN (kg ha <sup>-1</sup> )
Espécie Vegetal	E	2,87a	-
	T	1,71b	-
Material Suporte	B	2,77a	--
	P	1,82b	--
Posição de Cultivo	Primeira metade	2,21a	70,56a
	Segunda metade	2,38a	56,96a

\*K (concentração de potássio), CEN (capacidade de extração de nutriente), E (capim-elefante), T (capim-tifton 85), B (brita # 0), P (garrafas PET amassadas).

\*Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente, pelo teste Tukey, em nível de 5% de significância.

**Tabela 17:** Capacidade de extração de nutriente (CEN) relativas à interação entre espécie vegetal e material suporte de preenchimento nos SACs-EHSS.

Espécie Vegetal	CEN (kg ha <sup>-1</sup> )	
	Material Suporte	
	B	P
E	132,71aA	53,50aB
T	44,20bA	24,61aA

\* E (capim-elefante), T (capim-tifton 85), B (brita # 0), P (garrafas PET amassadas).

\*Médias seguidas pela mesma letra minúscula, na vertical, e maiúscula, na horizontal, não diferem estatisticamente, pelo teste Tukey, em nível de 5% de significância.

Comparando-se as diferentes espécies vegetais, nota-se que os teores médios de K obtidos na matéria seca da parte aérea do capim-elefante foram superiores aos obtidos pelo capim-tifton 85. Matos *et al.* (2010e), ao compararem o teor de potássio na matéria seca da parte aérea do capim-tifton 85 e do capim-elefante, cultivados em SAC-EHSS, verificaram que, com exceção do SAC que recebeu TCOs de 190 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>, o capim-elefante apresentou maior teor de potássio

na parte aérea das plantas submetidas a todas as outras TCOs (66, 130, 320 e 570 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>), corroborando os resultados obtidos neste trabalho.

Tomando-se como referência os materiais suportes, verifica-se que os maiores teores de K ocorreram na matéria seca da parte aérea dos capins cultivados nos SACs-B, resultado contrário ao obtido em relação ao P. Duas hipóteses podem ser levantadas para explicação desses resultados: a brita gnáissica ser fonte de K para as plantas e a mais baixa capacidade das garrafas PET, em vista da sua condição de material inerte, em adsorver eletrostaticamente esse nutriente no sistema, mas o deixando disponível no meio, de forma a aumentar a "oportunidade" para sua absorção pelas plantas.

O gnaïsse é uma rocha de variado grau metamórfico, com grande variação mineralógica, embora comumente rica em feldspatos de K, plagioclásios, micas e quartzo, sendo fonte potencial de potássio para o solo (COMIN-CHIARAMONTI *et al.*, 2003). Posto isso e como o material suporte nos SACs-EHSS podem sofrer desgaste ao longo do tempo com liberação de sólidos no líquido residente (MATOS, 2015b), contribuindo com o aumento do potássio disponível para as plantas, acredita-se que essa seja a principal razão para terem sido obtidas maiores teores de K na parte aérea das plantas cultivadas nos SACs-B. Carvalho (2012) verificou, que o teor de K na matéria seca da parte aérea das plantas foi 17% maior que nas que não receberam pó da rocha gnáissica, corroborando a hipótese de que a rocha gnáissica possa ser fonte de K para as plantas.

Já a outra hipótese é sustentada pelo fato de que o potássio é um elemento químico que apresenta alta solubilidade e mobilidade (MATOS *et al.*, 2010c). Como o meio suporte de garrafas PET amassadas apresenta índice de vazios superior aos proporcionados pela brita, e não há capacidade de adsorção do íon monovalente, existe favorecimento da lavagem do meio poroso dos SACs-EHSS, reduzindo a capacidade das plantas em absorverem esse nutriente.

Para as diferentes posições de cultivo, nota-se que os valores médios do teor de K e da capacidade de extração foram estatisticamente iguais entre os tratamentos, o que confirma a alta mobilidade e homogeneidade na distribuição deste elemento químico no meio poroso dos SACs-EHSS.

Houve interação entre os materiais suportes e as espécies vegetais na capacidade média de extração de K. O capim-elefante, quando cultivado nos SACs-B foi capaz de extrair, via corte da sua parte aérea, maiores quantidades de K que

nos SACs-P, porém, no capim-tifton 85, os diferentes materiais suportes não proporcionaram efeito significativo na extração pela parte aérea das plantas. Além disso, o capim-elefante apresentou superioridade na extração de K, em comparação ao que foi obtido pelo capim-tifton 85, quando cultivados nos SACs-B, enquanto que nos SACs-P, os capins apresentaram extrações de K estatisticamente iguais.

Neste trabalho, foi aplicada uma carga média de  $7,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de K por aproximadamente 9 meses e, levando-se em consideração apenas o valor aportado ao sistema, o capim-tifton 85 e o capim-elefante foram capazes de extrair do sistema, respectivamente,  $1,0$  e  $3,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  (14 e 46% do que foi aportado), no SAC-BET,  $0,9$  e  $2,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  (13 e 35% do que foi aportado), no SAC-BTE,  $0,4$  e  $1,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  (6 e 17% do que foi aportado), no SAC-PET, e  $0,7$  e  $1,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  (10 e 15% do que foi aportado), no SAC-PTE.

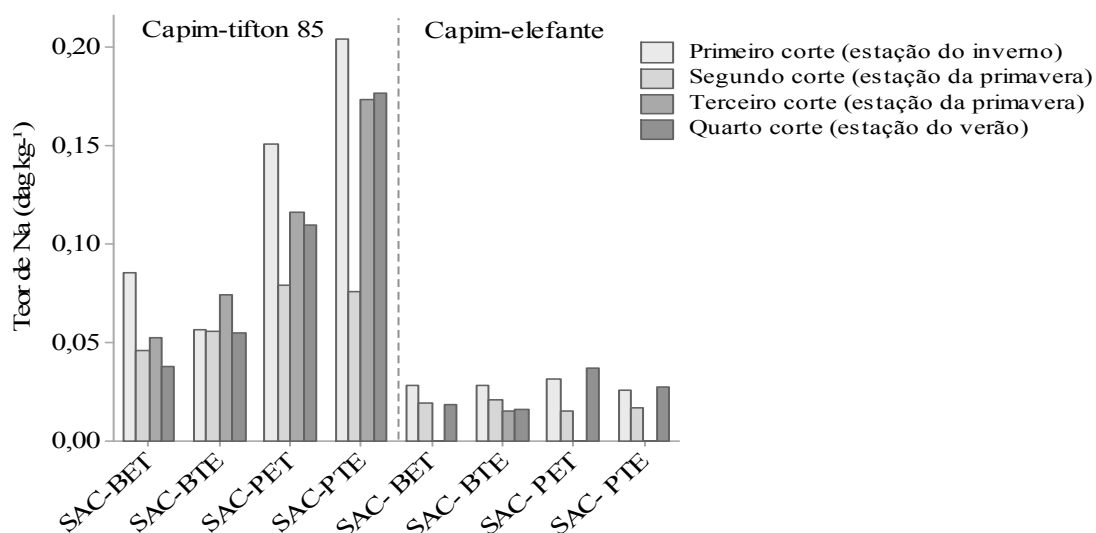
Queiroz *et al.* (2004) obtiveram extração de  $4,9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de K via parte aérea do capim-tifton 85, em solo fertirrigado com ARS, por 4 meses, valores superiores aos obtidos neste trabalho, entretanto, o autores aplicaram uma carga aproximadamente 12 vezes maior ( $91 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de K) que a aplicada neste trabalho ( $7,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de K), o que justificaria os maiores valores obtidos de extração via parte aérea desse vegetal. Matos *et al.* (2009) avaliaram a capacidade extratora, via parte aérea, da taboa (*Typha latifolia* L.), da *Alternanthera philoxeroides* e do capim-tifton 85 (*Cynodon dactylon* Pers.) cultivados em SACs-EHSS, no tratamento de ARS, e obtiveram remoções respectivamente de 12,7, 23,0 e 11,7%, em relação à massa aportada ao sistema. Segundo os autores, considerando-se que o K um elemento químico de difícil remoção em sistemas convencionais de tratamento de águas residuárias, o resultado obtido também pode ser considerado expressivo.

Os teores médios de potássio na matéria seca da parte aérea do capim-elefante do SAC-BET, SAC-BTE e SAC-PTE e do capim-tifton 85 do SAC-BET estão acima desta faixa considerada normal por Gomide (1986), que é de 1,5 a 2,0  $\text{dag kg}^{-1}$ , indicando assim a ocorrência de absorção de luxo desse nutriente pelas plantas. Apenas o capim-tifton 85, cultivado no SAC-PET, apresentou teores médios de K abaixo da faixa considerada normal.

De acordo com a NRC (1988), as exigências de K para alimentação de vacas em alimentação são de  $0,9 \text{ dag kg}^{-1}$  e  $0,65 \text{ dag kg}^{-1}$  para bovinos de corte (NRC, 1984), portanto, os teores encontrados desse nutriente em ambos os capins atenderiam às exigências para sua utilização na alimentação animal.

#### 5.4.6 Avaliação da biomassa das forrageiras – Remoção de sódio (Na)

Os valores do teor de Na na matéria seca da parte aérea do capim-elefante e capim-tifton 85, nos quatro cortes efetuados, estão apresentados na Figura 22.



**Figura 22:** Valores do teor de Na na matéria seca da parte aérea do capim-tifton 85 e do capim-elefante, nos quatro cortes efetuados.

Os valores máximos e mínimos do teor de Na na matéria seca da parte aérea do capim-tifton 85 foram  $0,2 \text{ dag kg}^{-1}$  (SAC-PTE; primeiro corte) e  $0,04 \text{ dag kg}^{-1}$  (SAC-BET; quarto corte) e, no capim-elefante, foram de  $0,04 \text{ dag kg}^{-1}$  (SAC-PET; quarto corte) e  $0,0 \text{ dag kg}^{-1}$  (SAC-BET, SAC-PET, 4 e SAC-PTE; terceiro corte). O sódio, ao contrário do potássio, não é considerado um nutriente para as plantas, embora também possa atuar no metabolismo de algumas delas, nas quais sua participação é importante no controle osmótico nas células vegetais (MARSCHNER, 1995). Esse fato justifica os baixos teores de sódio no tecido vegetal das espécies avaliadas.

Houve tendência de se obterem, em todos os cortes e tratamentos, maiores teores de Na na matéria seca da parte aérea do capim-tifton 85. Esse resultado sugere vantagens no cultivo desse capim em SACs-EHSS, ao invés do capim-elefante, para tratar efluentes com concentrações consideráveis de sódio, tal como a ARTL. Nota-se, no entanto, que não foram encontrados teores detectáveis de Na na parte aérea do capim-elefante, no seu terceiro corte, nos SAC-BET, SAC-PET e SAC-PTE.

Maiores teores de sódio na parte aérea dos capins foram observadas quando esses foram cultivados nos SAC-PET e SAC-PTE (preenchidos com as garrafas PET amassadas).

Da mesma forma como foi discutido em relação ao P, o maior fator de diluição do Na na biomassa aérea produzida pelos capins nos SACs-EHSS preenchidos com brita # 0, proporcionou redução proporcional no teor desse elemento químico nesses tecidos vegetais.

Na Tabela 18, estão apresentados os valores médios e desvio padrão da média do teor de Na na matéria seca da parte aérea do capim-elefante e capim-tifton 85 e da capacidade de extração desse elemento químico via parte aérea das plantas.

**Tabela 18:** Valores médios, desvio padrão da média do teor de Na e da capacidade de extração via parte aérea do capim-elefante e do capim-tifton 85 cultivados nos diferentes SACs-EHSS.

SACs-EHSS	Espécie vegetal	Posição de cultivo	Na (dag kg <sup>-1</sup> )	CEN (kg ha <sup>-1</sup> )	CEN (kg ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )
Média e Desvio-padrão					
SAC-BET	T	Segunda metade	0,06±0,02	1,1±0,4	0,02±0,01
	E	Primeira metade	0,02±0,01	0,5±0,4	0,01±0,01
SAC-BTE	T	Primeira metade	0,06±0,01	1,3±0,9	0,03±0,02
	E	Segunda metade	0,02±0,01	0,5±0,3	0,01±0,01
SAC-PET	T	Segunda metade	0,11±0,03	1,5±0,7	0,03±0,02
	E	Primeira metade	0,02±0,02	0,6±0,5	0,01±0,01
SAC-PTE	T	Primeira metade	0,16±0,06	3,0±1,0	0,06±0,03
	E	Segunda metade	0,02±0,01	0,3±0,2	0,01±0,01

\*Na (teor de sódio), CEN (capacidade de extração de nutriente), SAC-BET (brita # 0, cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85), SAC-BTE (brita # 0, cultivado na primeira metade com capim-tifton 85 e, na segunda metade, com capim-elefante), SAC-PET (PET, cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85) e SAC-PTE (PET, cultivado na primeira metade com o capim-tifton 85 e, na segunda metade, com o capim-elefante). E (capim-elefante) e T (capim-tifton 85).

No capim-elefante, os valores médios do teor de sódio e da capacidade de extração variaram, respectivamente, de 0,02 dag kg<sup>-1</sup> e 0,3 a 0,6 dag kg<sup>-1</sup> e, no capim-tifton 85, de 0,06 a 0,16 dag kg<sup>-1</sup> e 1,1 a 3,0 kg ha<sup>-1</sup>. Segundo Inocêncio *et al.* (2014), o teor de Na nos vegetais pode variar de 0,0013 a 3,5 dag kg<sup>-1</sup> e sua absorção se dá na forma iônica Na<sup>+</sup>, de alta mobilidade nos tecidos vegetais. Os teores médios obtidos neste trabalho, em ambos os capins, encontram-se na faixa citada.

Matos *et al.* (2010e) avaliaram a capacidade extratora de capim-elefante e capim-tifton 85 em SACs-EHSS utilizados no tratamento de ARL, com cortes de 61 (capim-elefante) e 45 dias (capim-tifton 85), sendo os teores médios encontrados de

0,059 dag kg<sup>-1</sup>, no capim-tifton 85, e 0,012 dag kg<sup>-1</sup>, no capim-elefante, valores inferiores aos obtidos neste trabalho. Jesus (2016) encontrou teores de sódio na matéria seca da parte aérea do capim-tifton 85 de 0,03 dag kg<sup>-1</sup> e do capim-vetiver de 0,02 dag kg<sup>-1</sup> ao avaliar o desempenho e influência desses capins no tratamento de esgoto sanitário em sistemas SACs-EHSS, com taxa de aplicação superficial de 88,3 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de Na.

Os valores médios do teor de Na na matéria seca da parte aérea do capim-elefante e capim-tifton 85 e da capacidade média de extração de nutriente (CEN) via parte aérea dos capins, quando cultivados em diferentes posições nos SACs-EHSS e as interações entre o meio suporte de preenchimento e a espécie vegetal estão apresentadas nas Tabela 19 e 20, respectivamente.

**Tabela 19:** Valores médios do teor de Na na matéria seca da parte aérea do capim-elefante e capim-tifton 85 e da CEN via parte aérea desses capins, quando cultivados em diferentes posições nos SACs-EHSS.

Fator	Nível do Fator	Na (dag kg <sup>-1</sup> )	CEN (kg ha <sup>-1</sup> )
Posição de Cultivo	Primeira metade	0,06a	1,00a
	Segunda metade	0,05a	0,84a

\*Na (sódio), CEN (capacidade de extração de nutriente).

\*Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente, pelo teste Tukey, em nível de 5% de significância.

**Tabela 20:** Valores médios do teor de Na na matéria seca da parte aérea do capim-elefante e capim-tifton 85 e da CEN via parte aérea desses capins, considerando-se as interações entre meio suporte e espécie vegetal, nos SACs-EHSS.

Espécie Vegetal	Na (dag kg <sup>-1</sup> )		CEN (kg ha <sup>-1</sup> )	
	Material Suporte			
	B	P	B	P
E	0,018bA	0,019bA	0,668bA	0,527bA
T	0,058aB	0,136aA	1,046aB	1,454aA

\*CEN (capacidade de extração de nutriente), E (capim-elefante), T (capim-tifton 85), B (brita # 0), P (garrafas PET amassadas).

\*Médias seguidas pela mesma letra minúscula, na vertical, e maiúscula, na horizontal, não diferem estatisticamente, pelo teste Tukey, em nível de 5% de significância.

No que diz respeito ao efeito das diferentes posições de cultivo, nota-se que os valores médios do teor de Na e das capacidades médias de extração, via corte da parte aérea das plantas, foram estatisticamente iguais entre os tratamentos. Ou seja,

o cultivo na primeira ou segunda metade dos SACs-EHSS não influenciou no teor e na capacidade de extração de Na pelo capim-elefante e capim-tifton 85.

Como houve interação entre o material suporte de preenchimento e a espécie vegetal no teor médio de Na na capacidade média de extração, pode-se dizer que o capim-tifton 85 cultivado no SACs-P proporcionou valores médios do teor de Na e da capacidade de extração superiores aos obtidos nos SACs-B. No que se refere ao capim-elefante, os diferentes materiais suportes não fizeram diferença nessas variáveis. Nota-se também que maiores teores de Na e capacidade de extração deste elemento químico foram encontradas no capim-tifton 85, para um mesmo material suporte. Matos *et al.*(2010e) avaliaram a capacidade extratora de capim-elefante e capim-tifton 85 em sistemas alagados utilizados no tratamento de ARL e verificaram que, em todos os tratamentos, o desempenho do capim-tifton 85 foi superior ao do capim elefante, tanto em relação à capacidade de concentrar na planta como na capacidade de extrair sódio da ARL, corroborando o resultado obtido nesta pesquisa. A maior diferença no teor médio de Na e capacidade média de extração das espécies vegetais, via corte de suas partes aéreas, ocorreu no SAC-PTE, no qual o teor de Na na parte aérea do capim-tifton 85 foi aproximadamente 8 vezes maior e a extração via parte aérea 10 vezes maior que a obtida com o capim-elefante.

Com base nos resultados obtidos, verifica-se que o capim-tifton 85 mostrou maior capacidade de assimilação desse elemento químico que o capim-elefante. É importante salientar que o Na é um elemento químico de difícil remoção em tratamentos convencionais de águas residuárias (LO MONACO *et al.*, 2009), por isso é importante optar por espécies vegetais aptas a absorver quantidades significativas deste elemento químico do meio, quando ele for um dos alvos do tratamento da água residuária.

Queiroz *et al.* (2004) aplicaram ARS no capim-tifton 85 e obtiveram extração de sódio de  $0,05 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ , valor superior aos obtidos neste trabalho (exceto no SAC-PTE:  $0,06 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ ), porém, nesse caso, foi aplicada uma carga de  $15 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de Na e, neste trabalho, foi de  $8,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de Na, quase a metade aplicada pelos citados autores. Entende-se que isso poderia justificar, pelo menos em parte, as menores extrações obtidas nesta pesquisa.

Aplicando-se uma carga média de  $8,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de Na, durante o período de monitoramento, o capim-tifton 85 e o capim-elefante foram capazes de extrair do

sistema, via corte de suas partes aéreas, respectivamente, 0,02 e 0,01 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> (0,24 e 0,12% do que foi aportado), no SAC-BET, 0,03 e 0,01kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> (0,37 e 0,12% do que foi aportado), no SAC-BTE, 0,03 e 0,01 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> (0,37 e 0,12% do que foi aportado), no SAC-PET e 0,06 e 0,01 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> (0,73 e 0,12% do que foi aportado), no SAC-PTE, via ARTL aplicada aos SACs-EHSS. Queiroz *et al.* (2004), apesar de obterem maior CEN de Na, verificaram semelhantes porcentagens (0,3 %) do que foi aportado, de extração do Na afluyente, via parte aérea do capim-tifton 85.

Segundo a NRC (1984), em relação ao requerimento de Na por bovinos de corte, o teor recomendável na matéria seca de forragens deve ser superior a 0,10 dag kg<sup>-1</sup>, portanto, o capim-tifton 85, nos SAC-PET e SAC-PTE (preenchidos com garrafas PET amassadas), nas condições deste trabalho, atenderiam às recomendações. Nos demais tratamentos, os teores médios de sódio obtidos na parte aérea das plantas encontram-se abaixo dessa recomendação.

Na Tabela 21 está apresentado um resumo da capacidade de extração de nutrientes e sódio pelo capim-elefante e capim-tifton 85.

**Tabela 21:** Resumo da capacidade de extração de nutrientes e sódio pelo capim-elefante e capim-tifton 85.

SACs-EHSS	Espécie Vegetal	CEN (kg ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )			
		N	P	K	Na
SAC-BET	T	2,9	0,2	1	0,02
	E	5,6	0,5	3,3	0,01
SAC-BTE	T	2,1	0,2	0,9	0,03
	E	6,8	0,4	2,5	0,01
SAC-PET	T	1,6	0,2	0,4	0,03
	E	4,5	0,5	1,2	0,01
SAC-PTE	T	2,7	0,3	0,7	0,06
	E	3,0	0,3	1,1	0,01

\*CEN (capacidade de extração de nutriente), N (nitrogênio), P (fósforo), K (potássio), Na (sódio), SAC-BET (brita # 0, cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85), SAC-BTE (brita # 0, cultivado na primeira metade com capim-tifton 85 e, na segunda metade, com capim-elefante), SAC-PET (PET, cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85) e SAC-PTE (PET, cultivado na primeira metade com o capim-tifton 85 e, na segunda metade, com o capim-elefante), E (capim-elefante) e T (capim-tifton 85).

Com isso, pode-se dizer que o capim-elefante apresentou maior habilidade na remoção de nitrogênio, fósforo, enquanto, no que se refere ao potássio, ele foi

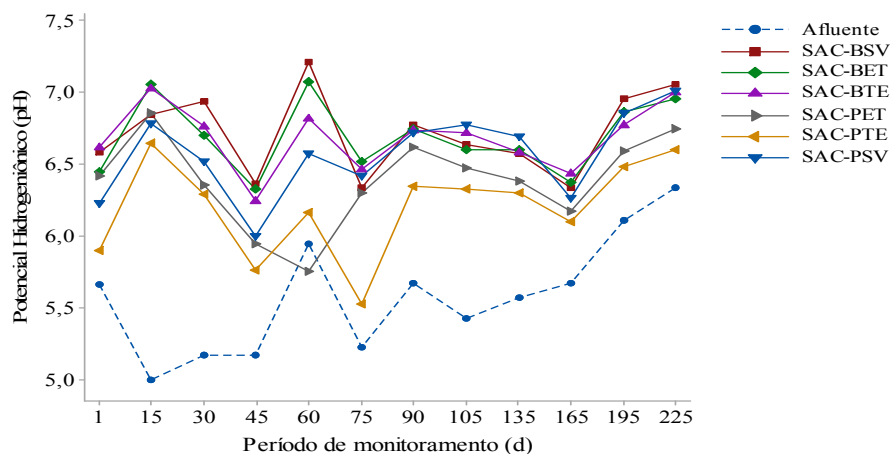
superior ao capim-tifton 85 apenas nos SACs preenchidos com a brita. Já o capim-tifton 85 foi capaz de extrair maior quantidade de sódio da ARTL.

## 5.5 Desempenho dos SACs-EHSS

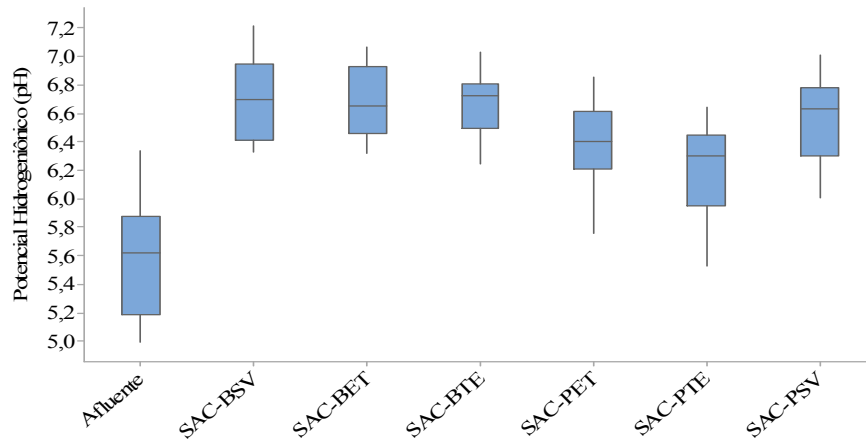
O desempenho dos sistemas em relação à alteração e na remoção de algumas variáveis utilizadas na caracterização da qualidade da ARTL está apresentado nos itens discutidos a seguir. Torna-se importante ressaltar que, nos resultados a serem apresentados, não foi feita correção no valor das concentrações de poluentes no efluente, considerando o efeito da evapotranspiração nos SACs-EHSS, entretanto, o procedimento foi realizado no cálculo da eficiência de remoção nesses sistemas.

### 5.5.1 Potencial hidrogeniônico (pH)

Nas Figuras 23 e 24, estão apresentados, respectivamente, os valores de pH no afluente e efluente dos SACs-EHSS e sua faixa de variação, ao longo do período de monitoramento experimental.



**Figura 23:** Valores de potencial hidrogeniônico (pH) no afluente e efluente dos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental.



**Figura 24:** Variação do potencial hidrogeniônico (pH) no afluente e efluente dos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental

Os valores máximos e mínimos de pH no afluente foram de 6,4 (12<sup>a</sup> amostra) e 4,9 (1<sup>a</sup> amostra) e, no efluente, de 7,2 (SAC-BSV; 5<sup>a</sup> amostra) e 5,5 (SAC-PTE; 6<sup>a</sup> amostra). Houve tendência de se obterem maiores valores de pH no efluente do que no afluente, o que é comumente encontrado em SACs. Fia *et al.* (2010a) e Costa (2004) verificaram elevação do pH após o afluente passar pelos SACs, em razão da mineralização dos compostos orgânicos presentes na água residuária e liberação de íons do substrato utilizado, corroborando os resultados obtidos no presente estudo.

Os valores médios de pH nos efluentes ficaram entre 6,2 a 6,7. Matos *et al.* (2012b) encontraram valores médios de pH entre 6,6 a 6,9, avaliando SAC-EHSS preenchidos com brita e cultivados com capim-tifton 85 e capim-elefante, no tratamento de ARL (pH afluente de 3,7 a 4,9). Porém, como apresentado na Tabela 21, não foi encontrado efeito da espécie vegetal cultivada no pH efluente dos SACs-EHSS. De forma semelhante, Mendonça *et al.* (2015), ao avaliarem SACs-EHSS cultivados com taboa (*Typha dominguensis*) e lírio do brejo (*Hedychium coronarium*), no tratamento de ARL, também não verificaram influência da espécie vegetal cultivada e do tipo de substrato utilizado nos valores de pH.

Os valores médios de pH efluente, relativos à interação entre a combinação de cultivo e do tipo de material suporte nos SACs-EHSS, estão apresentados na Tabela 22.

**Tabela 22:** Valores médios de potencial hidrogeniônico (pH) no efluente relativos à interação entre a combinação de cultivo e do tipo de material suporte nos SACs-EHSS.

Material suporte	Combinação de cultivo		
	SV	ET	TE
B	6,71aA	6,69aA	6,68aA
P	6,57bA	6,38bB	6,20bC

\*B(brita # 0), P (garrafas PET amassadas), SV (sem cultivo vegetal), ET (cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85), TE (cultivado na primeira metade com o capim-tifton 85 e, na segunda metade, com capim-elefante).

\*Médias seguidas pela mesma letra minúscula, na vertical, e maiúscula, na horizontal, não diferem estatisticamente, pelo teste Tukey, em nível de 5% de significância.

Com base nos resultados, nota-se que as diferentes combinações de cultivo influenciaram nos valores médios de pH do efluente apenas nos SACs-P, sendo os maiores valores obtidos nos SACs-PSV. A liberação de ácidos pelas plantas (PAVINATO; ROSOLEM, 2008), com a finalidade de mineralizar compostos orgânicos, e a maior remoção de nutrientes pelas plantas, reduzindo em menor magnitude da atividade de íons  $H^+$ , podem explicar o fato do pH foi mais elevado na saída do SAC não vegetado (MATOS, 2015b).

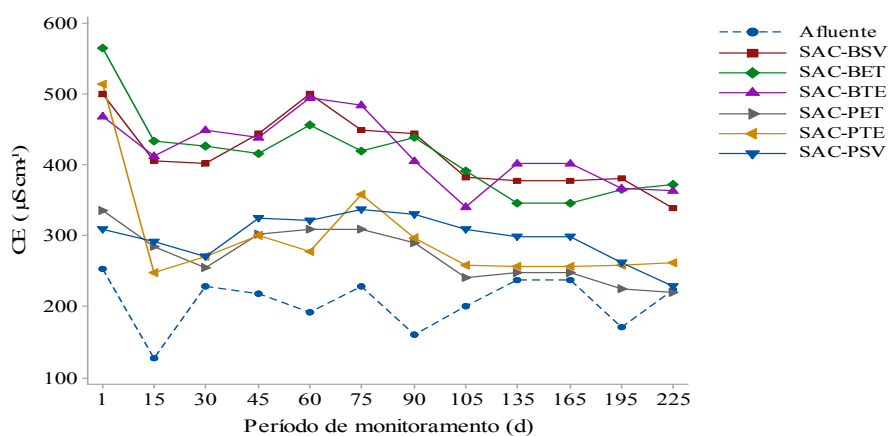
Em relação aos diferentes materiais suportes, os valores médios de pH foram superiores nos SACs-B em todas as combinações de cultivo. Como descrito por Fia *et al.* (2010), a liberação de alguns cátions da brita utilizada como material suporte proporcionam diminuição na atividade dos íons  $H^+$  no meio, reação não esperada em um meio suporte quimicamente inerte (Garrafa PET). Isso justifica, em parte, as diferenças obtidas nos valores de pH no efluente dos SACs-EHSS preenchidos com os diferentes materiais suporte. Collaço e Roston (2006) avaliaram a eficiência de SACs cultivados com taboa, utilizando como meio suporte pneu picado e brita # 3 e observaram maiores valores de pH (média de 7,4) no efluente dos SACs preenchidos com brita e menores (média de 7,2) naqueles preenchidos com pneu picado.

Sabendo-se que a faixa ideal de pH para a sobrevivência de microrganismos responsáveis pela degradação de matéria orgânica é de 6,0 a 9,0 (METCALF; EDDY, 2003), de maior disponibilidade de nutrientes para as plantas é de 6,0 a 7,0 (FURTINI NETO *et al.*, 2001) e a de maior absorção de nutrientes é aquela próxima à da neutralidade (BRIX *et al.*, 2002), pode-se dizer que os valores médios de pH efluentes nos tratamentos deste trabalho estão dentro dessas faixas consideradas

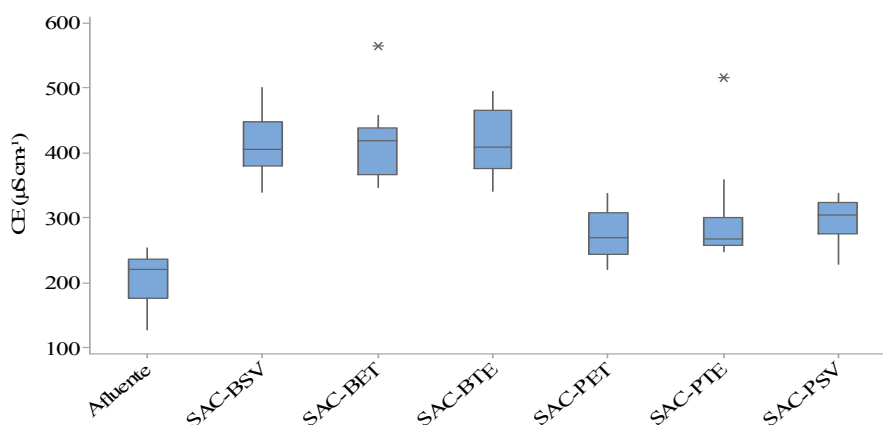
adequadas para todas essas funções. É importante ressaltar também, que os valores de pH dos efluentes encontram-se dentro do intervalo permitido pelos padrões de lançamento de efluentes (6,0-9,0) estabelecidos pela DN Conjunta COPAM - CERH n° 01/2008, para o estado de Minas Gerais.

### 5.5.2 Condutividade elétrica (CE)

Os valores de condutividade elétrica do afluente e efluente, ao longo do período de monitoramento experimental, estão apresentados na Figura 25 e 26.



**Figura 25:** Condutividade elétrica (CE) no afluente e efluente dos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental.

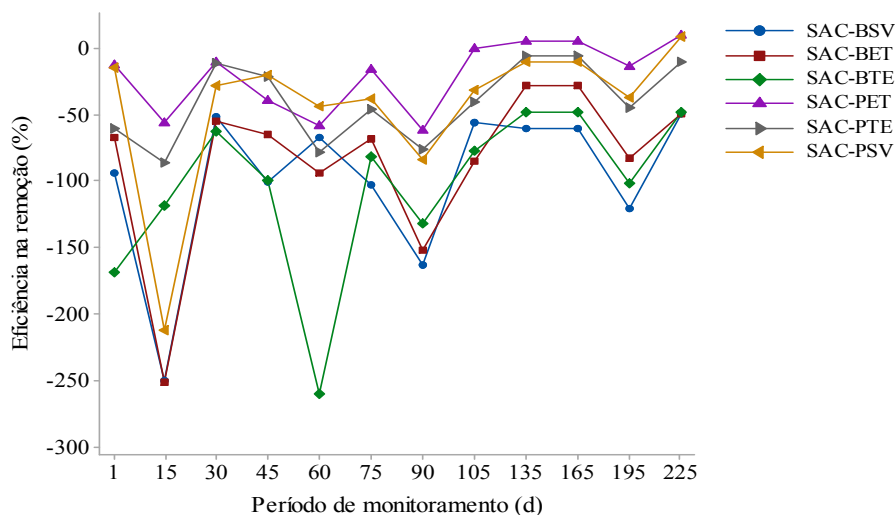


**Figura 26:** Variação na condutividade elétrica (CE) no afluente e efluente dos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental.

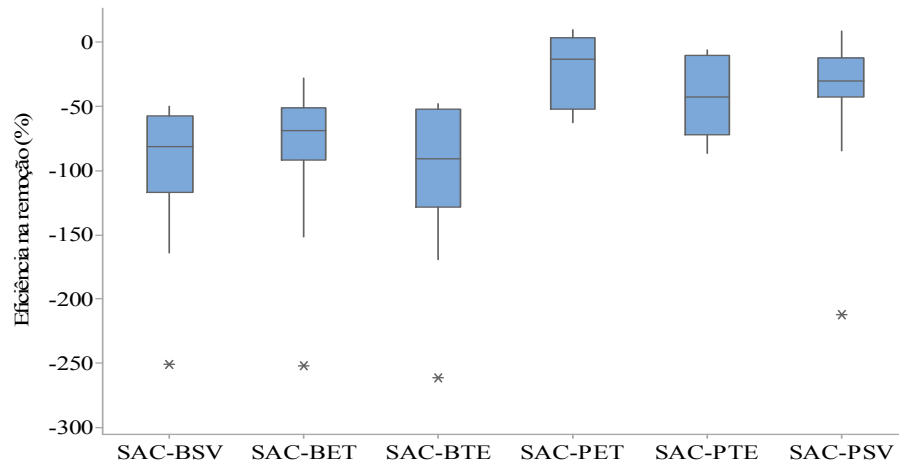
Os valores máximos e mínimos de CE no afluente foram  $253 \mu\text{S cm}^{-1}$  (1ª amostra) e  $127 \mu\text{S cm}^{-1}$  (2ª amostra) e, no efluente, de  $564 \mu\text{S cm}^{-1}$  (SAC-BET; 2ª amostra) e  $220 \mu\text{S cm}^{-1}$  (SAC-PET; 12ª amostra).

Houve tendência de aumento nas concentrações de CE efluente dos SACs-EHSS e isso decorre da degradação do material orgânico presente na água residuária, liberando íons para a solução, o que proporciona aumento na condutividade elétrica nesse meio. As perdas de água por evaporação/evapotranspiração proporcionam aumento na concentração iônica do líquido, porém, caso a absorção de sais pelas plantas e/ou precipitação de sais no meio seja superior aos eventos citados, a CE do efluente será inferior no efluente. Em alguns estudos efetuados, os efluentes de SACs apresentaram valores de condutividade elétrica inferiores aos afluentes, como nos de Matos *et al.* (2010d), Fia *et al.* (2015) e Matos *et al.* (2012b).

As eficiências na remoção de CE da ARTL em tratamento nos SACs-EHSS, e sua variação ao longo do período de monitoramento experimental, estão apresentadas, respectivamente, nas Figuras 27 e 28.



**Figura 27:** Eficiência na remoção de condutividade elétrica (CE) da ARTL em tratamento nos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental.



**Figura 28:** Variação na eficiência na remoção de condutividade elétrica (CE) da ARTL em tratamento nos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental.

As eficiências máximas e mínimas de remoção de CE foram de 10,4% (SAC-PET; 12ª amostra) e -210% (SAC-BET; 2ª amostra), sendo que a maior parte dos dados (aproximadamente 94,5%) apresentaram eficiências negativas, conforme pode ser visto na Figura 27 e 28. Diante desse resultado, é possível dizer que os tratamentos não foram eficientes na remoção de sólidos dissolvidos, uma vez que a CE está relacionada positivamente com esse tipo de material, ou que a disponibilização de íons em solução, decorrente da mineralização do material orgânico, é maior que a sua remoção.

Os valores médios de CE nos efluentes e das eficiências na sua remoção variaram, respectivamente, de 272 (SAC-PET) a 419  $\mu\text{S cm}^{-1}$  (SAC-BTE) e -96% (SAC-BSV) a -24% (SAC-PET). De acordo com os valores médios de CE obtidos nos efluentes, pode-se dizer que todos os tratamentos resultaram em efluentes com CE inferior ao valor limiar de 700  $\mu\text{S cm}^{-1}$ , considerado sem restrição para o uso em irrigação agrícola (AYRES; WESTCOT, 1999), o que poderia prejudicar no desenvolvimento e absorção de nutrientes pelas espécies vegetais cultivadas nos SACs-EHSS.

Visando investigar as possíveis influências da forma de cultivo, do tipo de material suporte e a combinação dos dois fatores, construiu-se a Tabela 23, na qual estão apresentadas as eficiências médias.

**Tabela 23:** Eficiências médias na remoção de CE relativas à combinação de cultivo e ao material suporte de preenchimento nos SACs-EHSS.

Fator	Nível do Fator	Remoção (%)
Material suporte	B	-92,0b
	P	-32,0a
Combinação de cultivo	SV	-67,5a
	ET	-57,0a
	TE	-63,0a

\*B (brita # 0), P (garrafas PET amassadas), SV (sem cultivo vegetal), ET (cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85), TE (cultivado na primeira metade com capim-tifton 85 e, na segunda metade, com capim-elefante).

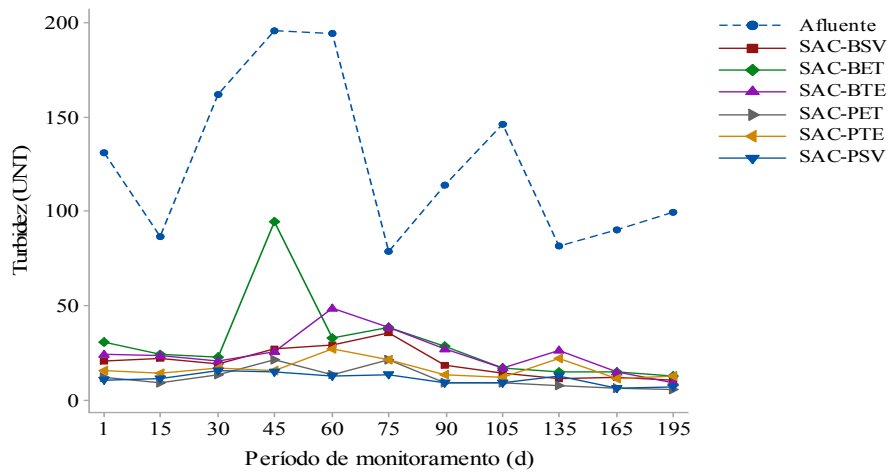
\* Médias seguidas pela mesma letra minúscula, na vertical, não diferem pelo teste Tukey, em nível de 5% de significância.

As eficiências médias na remoção de CE apresentaram diferenças significativas (5% de significância) para diferentes meios suporte, sendo que a brita proporcionou maiores valores efluentes (eficiências médias negativas de maior valor absoluto) em relação às obtidas em SACs-P. Por outro lado, as diferentes combinações de cultivo não fizeram efeito na eficiência média na remoção de CE da ARTL. Essas evidências corroboram a hipótese de liberação de íons em solução em um meio contendo brita, o que também influenciou na variável pH. Como discutido, a brita gnáissica pode liberar íons para o sistema, conforme descrito por Fia *et al.* (2010) e Costa (2004), o que já não é esperado no material suporte constituído de garrafas PET, uma vez que tratam-se de materiais quimicamente inertes.

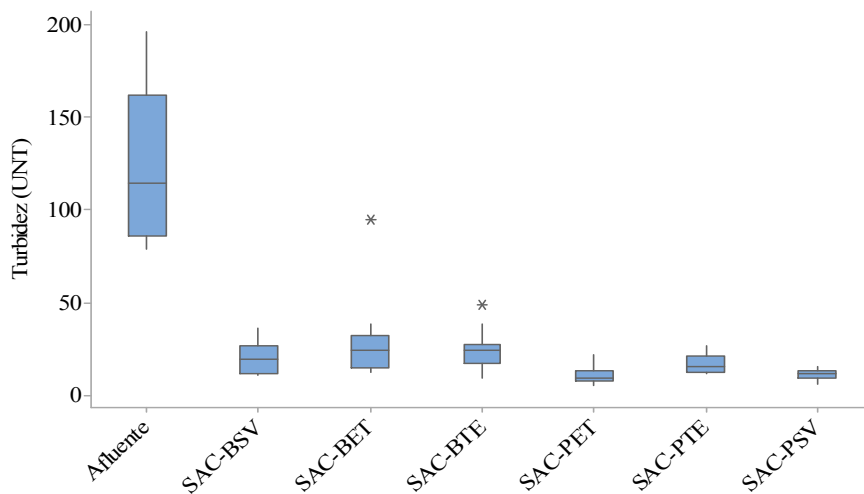
Os resultados apresentados na Tabela 24, porém, contrariam a expectativa de que as plantas iriam remover maior quantidade de sais. Uma primeira análise poderia indicar que o tempo de detenção não foi suficiente para que proporcionasse eficiência de remoção de íons significativamente superior aos SACs sem cultivo. A evidência de que a biomassa vegetal cultivada nos SACs-P proporcionou maior remoção de alguns sólidos solúveis, conforme será visto mais à frente, do que nos SACs-B (Tabela 27), isso indica dois aspectos. Primeiramente, que a brita realmente contribui para a liberação de íons e que um maior TDH, estabelecido nos SACs-P, favoreceu maiores remoções. Apesar dessas considerações, tem sido comum reportar resultados semelhantes aos encontrados. Matos *et al.* (2010a), por exemplo, estudando SACs-EHSS preenchidos com brita, não cultivados e cultivados com capim-elefante e capim-tifton 85, aplicando TCOs de  $130 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ , no tratamento de ARL e, assim como aconteceu neste trabalho, também não verificaram diferenças significativas ( $p > 0,05$ ) na remoção de CE entre os SACs cultivados e não cultivados.

### 5.5.3 Turbidez (UNT)

Os SACs são bastante eficazes na remoção de sólidos em suspensão e, portanto na remoção da turbidez e isso se deve, principalmente, ao efeito filtrante proporcionado pelo meio suporte e pelas raízes das macrófitas cultivadas no leito, proporcionando clarificação dos efluentes. Os valores obtidos dessa variável no afluente e efluente dos SACs-EHSS e sua variação, ao longo do período de monitoramento experimental, estão apresentados, respectivamente, nas Figuras 29 e 30.



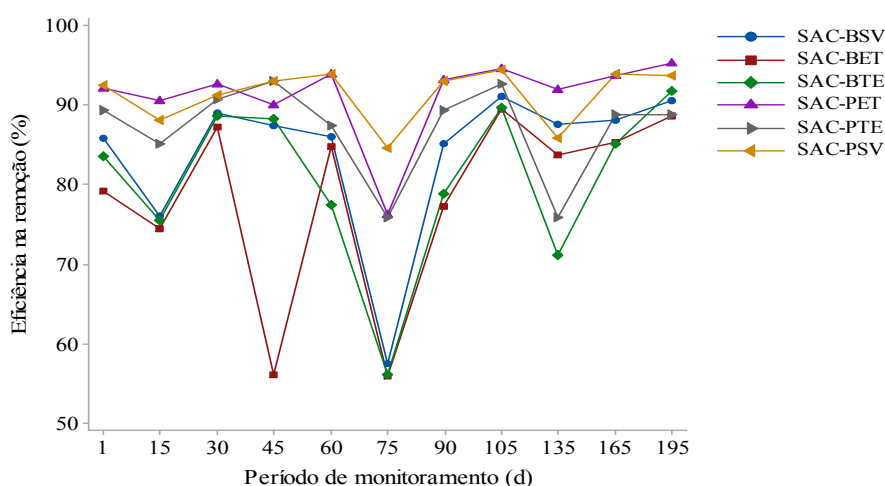
**Figura 29:** Valores de turbidez no afluente e efluente dos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental.



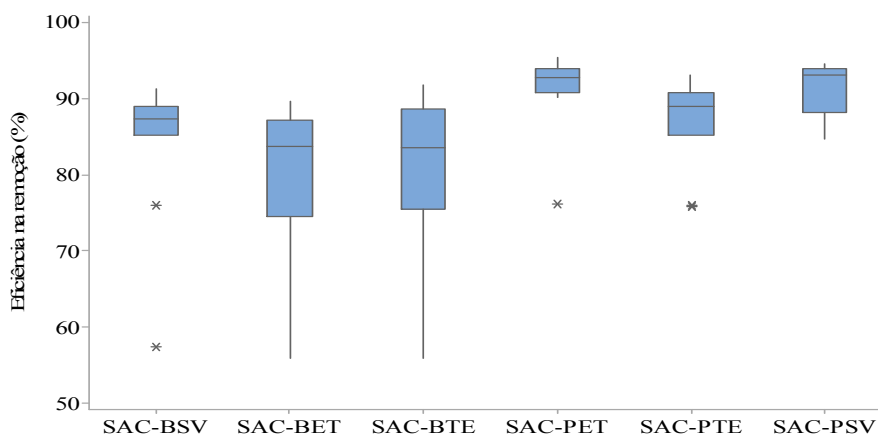
**Figura 30:** Variação da turbidez no afluente e efluente dos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental.

Os valores máximos e mínimos de turbidez no afluente foram de 195 (4ª amostra) e 78 UNT (6ª amostra), tendo extremos de 94,6 (SAC-BET, 4ª amostra) e 5,1 UNT (SAC-PET, 11ª amostra), no efluente. É possível observar a ocorrência de grandes oscilações nos valores de turbidez no afluente, enquanto o contrário aconteceu nos efluentes aos SACs, cujos valores tenderam a uma certa estabilidade, o que evidencia a capacidade dos SACs-EHSS em suportar grandes cargas de sólidos sem afetar eficiências nessas remoções.

As eficiências na remoção de turbidez da ARTL em tratamento nos SACs-EHSS e sua variação, ao longo do período de monitoramento experimental, estão apresentadas, respectivamente nas Figura 31 e 32.



**Figura 31:** Eficiência na remoção de turbidez da ARTL em tratamento nos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental.



**Figura 32:** Variação na eficiência na remoção de turbidez da ARTL em tratamento nos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental.

A porcentagem máxima de remoção de turbidez, após o tratamento da ARTL nos SACs-EHSS, foi de 95% (SAC-PET; 11<sup>a</sup> amostra), com eficiência mínima registrada de 45% (SAC-BET e SAC-BTE; 6<sup>a</sup> amostra).

Os valores médios de turbidez no efluente e da eficiência na sua remoção variaram, respectivamente, de 11 (SAC-PET e SAC-PSV) a 30 UNT (SAC-BET) e 78 (SAC-BET) a 91% (SAC-PET e SAC-PSV). Devido às variações nas características físicas e químicas do afluente, o desvio padrão da média apresentou valores altos.

As eficiências médias na remoção de turbidez relativas ao tipo de material suporte e as combinações de cultivo nos SACs-EHSS estão apresentadas na Tabela 24.

**Tabela 24:** Eficiências médias na remoção de turbidez relativas ao material suporte e a combinação de cultivo nos SACs-EHSS.

Fator	Nível do Fator	Remoção (%)
Material suporte	B	81b
	P	90a
Combinação de cultivo	SV	88a
	ET	85a
	TE	84a

\*B (brita # 0), P (garrafas PET amassadas), SV (sem cultivo vegetal), ET (cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85), TE (cultivado na primeira metade com capim-tifton 85 e, na segunda metade, com capim-elefante).

\*Médias seguidas pela mesma letra minúscula na vertical não diferem pelo teste Tukey, em nível de 5% de significância.

As eficiências médias na remoção de turbidez apresentaram diferenças significativas (5% de significância) para diferentes meio suporte, sendo que as garrafas PET amassadas proporcionaram remoções superiores às obtidas em meio suporte de brita e as diferentes combinações de cultivo não tiveram efeito na eficiência média na remoção de turbidez da ARTL.

Os materiais suporte utilizados neste trabalho possuem diferentes índices de vazios, sendo os das garrafas PET amassadas aproximadamente 2 vezes maior que os obtidos na brita. Sabe-se que a retenção de sólidos em SACs-EHSS está relacionada à capacidade física de filtração do material suporte utilizado e, quanto menor o índice de vazios, maior será a retenção de sólidos e, conseqüentemente, menor a turbidez da água residuária. Porém, o meio poroso constituído por brita # 0, ao contrário do constituído por garrafas PET amassadas, que são inertes

quimicamente, poderá sofrer desgaste ao longo do tempo com liberação de partículas sólidas e contribuir para aumento na turbidez no efluente.

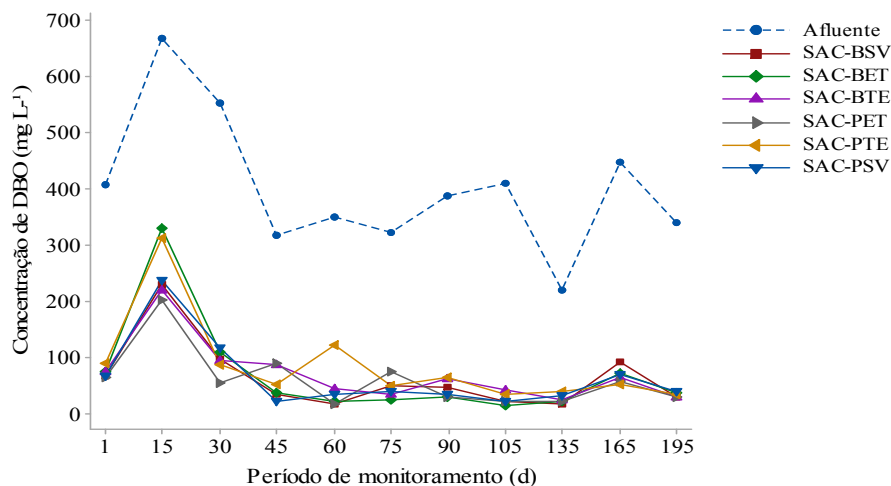
Acredita-se, no entanto, que o maior TDH estabelecido nos SACs-P, tenha sido o principal fator de influência nos resultados de remoção de turbidez, tendo em vista que a menor velocidade de escoamento no meio possibilita maior sedimentação de sólidos em suspensão na água residuária em tratamento.

Dallas e Ho (2005) estudaram a eficiência de SACs e encontraram maior produção de biomassa radicular naqueles preenchidos com garrafas PET, quando comparados com aqueles preenchidos com a brita, o que pode, também, ser fator contribuinte para maior interceptação de sólidos em suspensão na água residuária em tratamento. De acordo com Stottmeister *et al.*(2003), a maior produção de biomassa radicular proporciona maior retenção física de sólidos e, conseqüentemente, menor valor de turbidez efluente. Porém, a eficiência dos sistemas plantados não foi maior significativamente em relação aos não plantados, o que se justificaria pela liberação de sólidos vegetais. Assim, comparando unidades cultivadas com distintos tipos de meio suporte, haveria em ambos contribuição de material vegetal, tendo no entanto, diferença quanto à retenção física pelo sistema radicular, mais desenvolvido no substrato plástico.

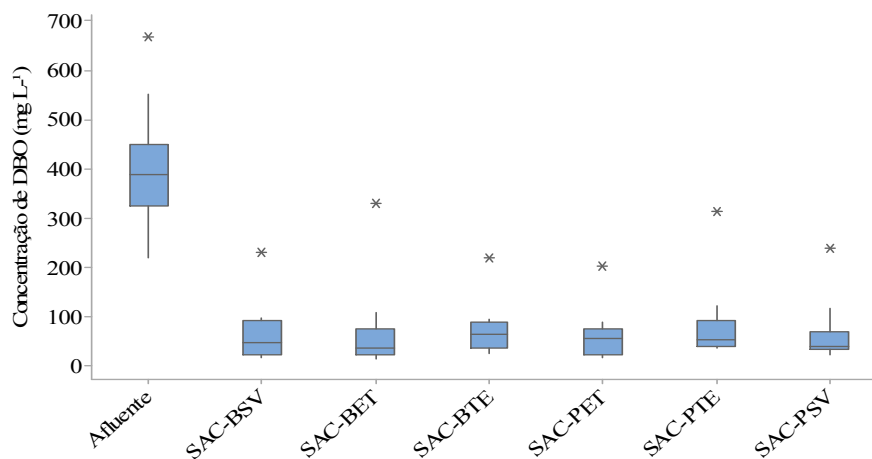
Zanella (2008) estudou SAC-EHSS com diferentes meios suporte (brita e anéis de bambu), cultivados com papiro e plantas mistas, e obteve eficiência na remoção de turbidez de -2493 a 933%, sendo as maiores eficiências obtidas nos SACs preenchidos com brita. Segundo o autor, o efluente dos SACs com o bambu apresentou maior turbidez que o afluente. Collaço e Roston (2006) avaliaram a eficiência de SACs cultivados com taboa e obtiveram eficiência na remoção da turbidez de 37,5%, quando o meio suporte foi à brita # 3, e 72,8%, quando foram utilizados pneus picados.

#### **5.5.4 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5</sub>)**

Os valores da concentração de DBO<sub>5</sub> no afluente e efluente dos SACs-EHSS e sua variação, ao longo do período de monitoramento experimental, estão apresentados, respectivamente, nas Figuras 33 e 34.



**Figura 33:** Valores da concentração de DBO<sub>5</sub> no afluente e efluente dos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental.

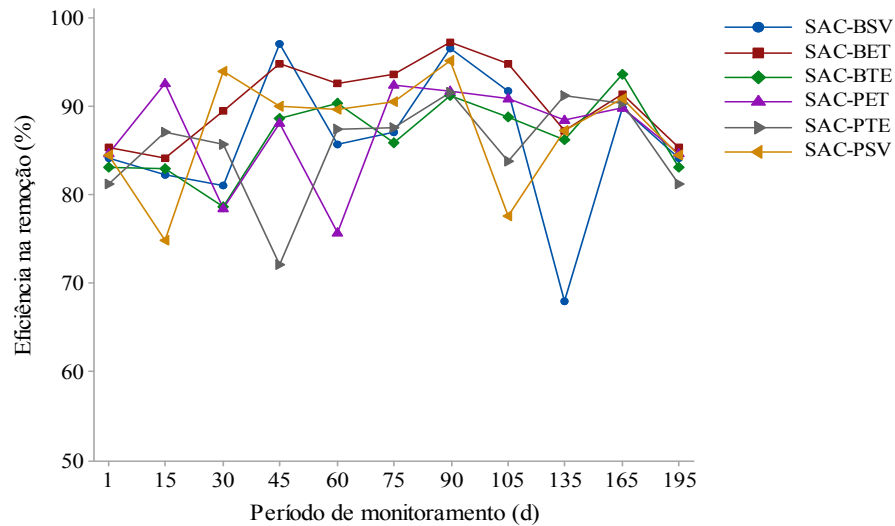


**Figura 34:** Variação na concentração de DBO<sub>5</sub> no afluente e efluente dos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental

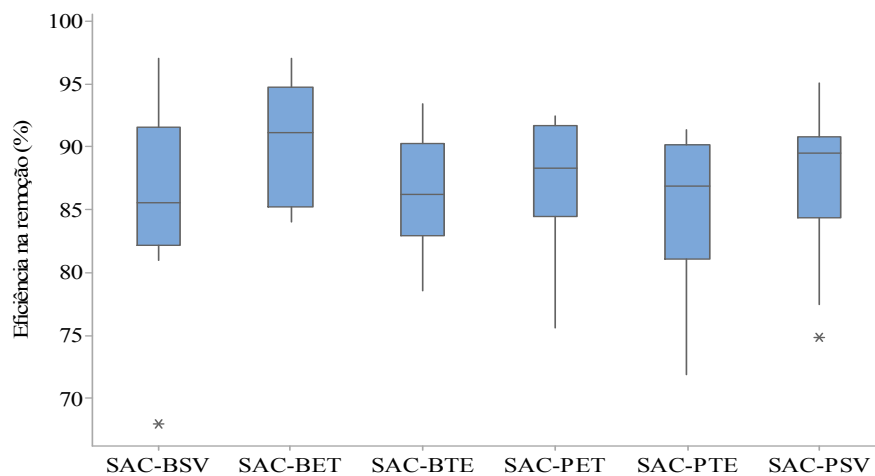
O valor máximo da concentração de DBO<sub>5</sub> no afluente foi de 668mg L<sup>-1</sup> (2<sup>a</sup> amostra), enquanto o mínimo foi 219 mg L<sup>-1</sup> (9<sup>a</sup> amostra) tendo na mesma sequência no efluente, valores de 329 mg L<sup>-1</sup> (SAC-BET, 2<sup>a</sup> amostra) e 13,5 mg L<sup>-1</sup> (SAC-BET, 8<sup>a</sup> amostra).

Nota-se que, após 45 dias de monitoramento dos SACs-EHSS, as concentrações de DBO<sub>5</sub> no efluente ficaram mais estáveis, mesmo com grandes oscilações nos valores das concentrações de DBO<sub>5</sub> afluente. É provável que, nesse momento, o sistema tenha atingido maior grau de maturação (biofilme mais espesso e espécies vegetais mais adaptadas ao meio) e, conseqüentemente, maior estabilização na remoção de poluentes.

As eficiências de remoção de  $DBO_5$  registradas durante o período de monitoramento tratamento da ARTL nos SACs-EHSS estão apresentadas nas Figuras 35 e 36.



**Figura 35:** Eficiências na remoção de  $DBO_5$  da ARTL em tratamento nos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental.



**Figura 36:** Variação nas eficiências na remoção de  $DBO_5$  da ARTL em tratamento nos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental.

A eficiência máxima na remoção de  $DBO_5$  da ARTL foi de 97% (SAC-BET, 8ª amostra), tendo a menor porcentagem de remoção registrada de 55% (SAC-BET, 2ª amostra). De uma forma geral, os SACs-EHSS apresentaram considerável remoção do material carbonáceo biodegradável, já que em 84% das quantificações, as eficiências na remoção de  $DBO_5$  ficaram acima de 80%.

Os valores médios da concentração de DBO<sub>5</sub> no efluente e das eficiências na sua remoção variaram, respectivamente, de 60 (SAC-PET) a 85 mg L<sup>-1</sup> (SAC-BTE) e de 82 (SAC-PTE) a 87% (SAC-BSV, SAC-BET, SAC-PET e SAC-PSV). De acordo com as normas estabelecidas na Deliberação conjunta COPAM-CERH n° 01/2008 no estado de Minas Gerais para lançamentos de efluentes em corpos d'água (DBO<sub>5</sub> ≤ 60 mg L<sup>-1</sup> ou tratamento com eficiência de redução de DBO em no mínimo 85%), os tratamentos foram eficientes, pois atingiram a eficiência mínima na remoção desta variável, exceto no SAC-PTE.

As eficiências médias na remoção de DBO<sub>5</sub>, relativas aos tipos de material suporte e às combinações de cultivo nos SACs-EHSS, estão apresentadas na Tabela 25.

**Tabela 25:** Eficiências médias na remoção de DBO<sub>5</sub> relativas ao material suporte e a combinação de cultivo nos SACs-EHSS.

Fator	Nível do Fator	Remoção de DBO <sub>5</sub> (%)
Material suporte	B	86a
	P	85a
Combinação de cultivo	SV	87a
	ET	87a
	TE	84a

\*B (brita # 0), P (garrafas PET amassadas), SV (sem cultivo vegetal), ET (cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85), TE (cultivado na primeira metade com capim-tifton 85 e, na segunda metade, com capim-elefante).

\*Médias seguidas pela mesma letra minúscula na vertical não diferem pelo teste Tukey, em nível de 5% de significância.

As eficiências médias na remoção de DBO<sub>5</sub> não apresentaram diferenças significativas (5% de significância) para diferentes materiais suportes e combinação de cultivo. De forma semelhante, Mendonça *et al.* (2015) estudando diferentes substratos (brita # 0 e mistura de areia + brita) e espécies vegetais (sem vegetação, taboa e lírio-do-brejo) cultivadas em SACs-EHSS, obtiveram eficiência na remoção de DBO<sub>5</sub> de 89,4 a 91,5%, valores que, no entanto, não foram significativamente diferentes.

A remoção de DBO<sub>5</sub> de águas residuárias em SACs ocorre principalmente por mecanismos físicos e microbiológicos, no qual o meio suporte funciona como uma barreira física retendo a DBO<sub>5</sub> particulada por processos de filtração. Posteriormente, a fração biodegradável é degradada e convertida em partículas solúveis e coloidais, tornando-se fonte de DBO<sub>5</sub> solúvel (MENDONÇA *et al.*, 2015).

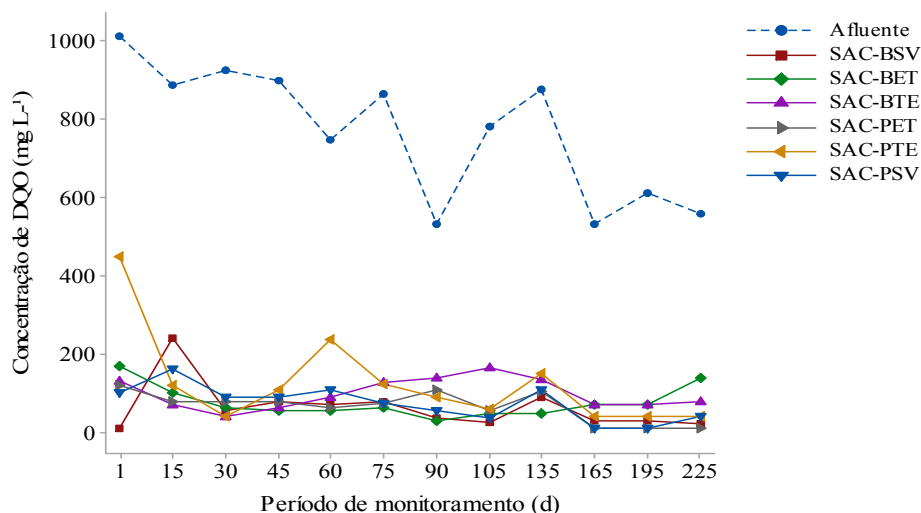
As eficiências na transformação e conseqüentemente, na remoção da matéria orgânica estão atreladas a vários fatores como: TDH, tipo de material suporte utilizado e sua granulometria, características do afluente, cargas orgânicas aplicadas, condições climáticas, espécies vegetais, o que deve ser levado em consideração ao se comparar diferentes dados de literatura.

Chagas *et al.*(2013), por exemplo, utilizaram brita # 0 em SAC-EHSS cultivados com lírio amarelo (TDH de 3,9 dias), obtendo eficiência de 90,1% na remoção de DBO<sub>5</sub> de esgoto sanitário. Matos *et al.* (2010a), avaliando SACs-EHSS utilizados no tratamento de ARL, aplicando TCOs entre 66 a 570 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> DBO<sub>5</sub>, TDH de 4,8 dias, cultivados com capim-tifton 85 e capim-elefante, obtiveram eficiências na remoção de DBO<sub>5</sub> na faixa de 78,5 a 96,3%, valores de remoção próximos aos encontrados neste trabalho (TDH de 1,8 a 2,9 dias e TCOs média de 318 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> DBO<sub>5</sub>). Esses autores não encontraram, entretanto, diferenças significativas entre os SACs-EHSS cultivados e não cultivados, em relação à remoção dessa variável, assim como aconteceu neste trabalho. Akratos e Tsihrintzis (2007), avaliando SACs-EHSS cultivados com taboa, preenchidos com brita gnáissica # 0, obtiveram eficiências na remoção de DBO<sub>5</sub> de 87,9%, 94%, 91,2% e 90,2%, com TDH de 6, 8, 14 e 20 dias, respectivamente, e sugeriram que quanto maior o TDH maior seria a capacidade de remoção de DBO<sub>5</sub> das águas residuárias em tratamento em SACs. Porém, nesta pesquisa, os diferentes TDH nos SACs-B e SACs-P não influenciaram na eficiência na remoção de DBO, conforme observado pelos autores. von Dreifus (2012) também não verificou diferença significativa na remoção de SAC-EHSS, preenchidos com três diferentes tipos de meio suporte, brita, isopor e areia, tendo eficiências, respectivamente, de 85,6%, 84,2% e 85,4% de remoção de DBO do esgoto sanitário. Collaço e Roston (2006) identificaram valores próximos comparando aos obtidos quando foi utilizada a brita (45,1%) e pneu picado (46,2%) como substratos em SAC-EHSS.

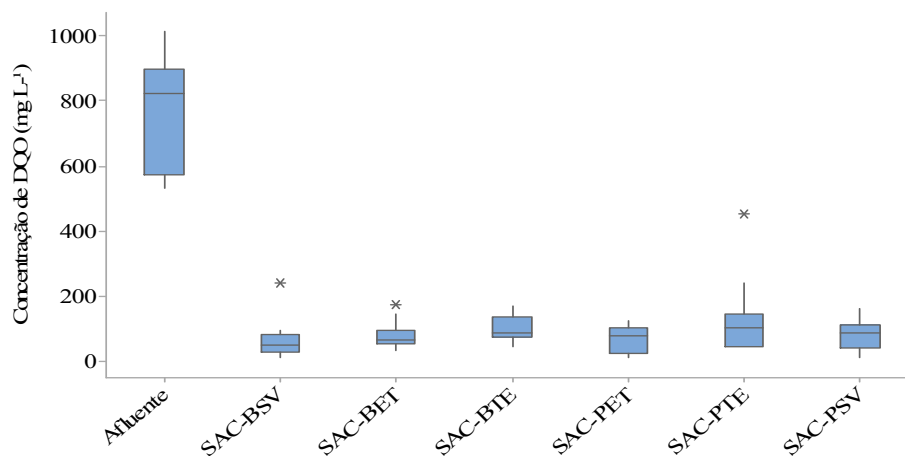
Com base nos resultados obtidos neste trabalho, pode-se afirmar que, de uma forma geral, os SACs-EHSS proporcionaram satisfatória remoção de material orgânico biodegradável.

### 5.5.5 Demanda química de oxigênio (DQO)

Os valores da concentração de DQO no afluente e efluente dos SACs-EHSS e sua variação, ao longo do período de monitoramento experimental, estão apresentados, respectivamente, na Figura 37 e 38.



**Figura 37:** Valores da concentração de DQO no afluente e efluente dos SAC-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental.

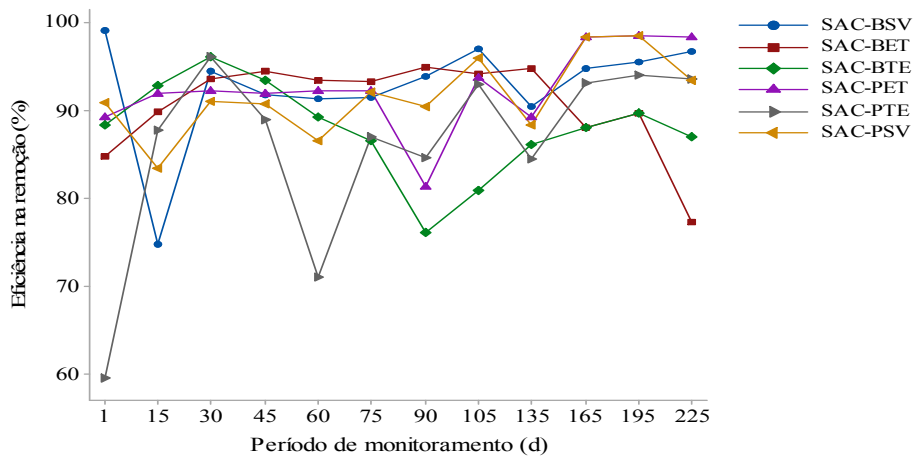


**Figura 38:** Variação na concentração de DQO no afluente e efluente dos SAC-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental.

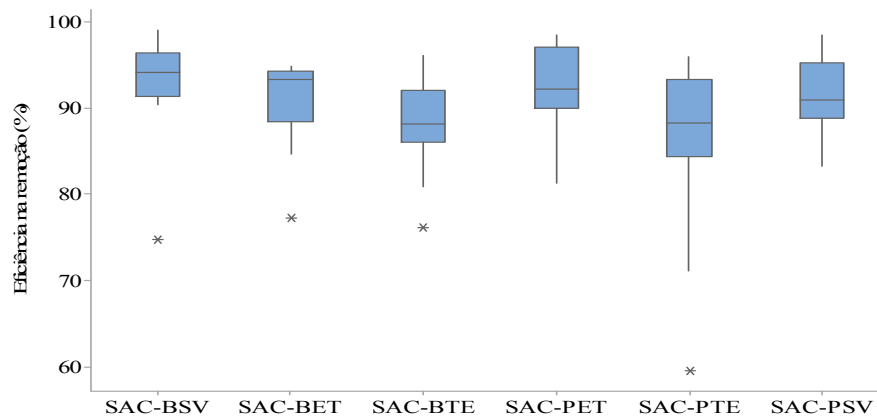
A variação na concentração de DQO no afluente foi de 531 (7<sup>a</sup> amostra) a 1013 mg L<sup>-1</sup> (1<sup>a</sup> amostra) e, no efluente, de 10 (12<sup>a</sup> amostra) a 450 mg L<sup>-1</sup> (1<sup>a</sup> amostra). Da mesma forma como observado em relação a outras variáveis, houve grande variação nas concentrações de DQO afluente dos SACs-EHSS, o que é

inerente ao processo de higienização dos tanques comunitários, que não é padronizado. A unidade recebe variável volume diário de leite, o qual, por sua vez, pode ter suas características variáveis no decorrer do dia e da semana. Ao contrário, o efluente, após decorrido os primeiros 15 dias de operação dos sistemas, as concentrações de DQO ficaram mais constantes. Isso se justifica pelo fato do SAC ser um sistema robusto e suportar grandes oscilações de carga orgânica, sem alterar, no entanto, as eficiências na remoção desta variável. Matos *et al.* (2010d), observaram grande capacidade dos SACs-EHSS em amortecer as variações das cargas afluentes de sólidos no tratamento de ARS.

As eficiências na remoção de DQO da ARTL em tratamento nos SACs-EHSS e sua variação, ao longo do período de monitoramento experimental, estão apresentadas, respectivamente, nas Figuras 39 e 40.



**Figura 39:** Eficiências na remoção de DQO da ART em tratamento nos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental.



**Figura 40:** Variação nas eficiências na remoção de DQO da ART em tratamento nos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental.

As eficiências máxima e mínima na remoção de DQO foram de 99% (SAC-BSV, 1ª amostra) e 47% (SAC-PTE, 1ª amostra). Em 93% das amostragens, a eficiência dos SACs-EHSS na remoção de DQO foi superior a 80%, tendo havido tendência de maior eficiência na remoção das variáveis DQO e DBO<sub>5</sub>, ao longo do período de monitoramento, no SAC-BET.

Os valores médios da concentração de DQO no efluente e da eficiência na sua remoção variaram, respectivamente, de 64 (SAC-BSV) a 133mg L<sup>-1</sup> (SAC-PTE) e de 88 (SAC-BTE) a 93% (SAC-BSV). Para lançamentos de efluentes em corpos d'água a Deliberação conjunta COPAM-CERH n°01/2008, para o estado de Minas Gerais, estabelece uma DQO menor que 180 mg L<sup>-1</sup>. As concentrações médias de DQO obtidas no efluente em todos os SACs-EHSS estão abaixo deste limite.

As eficiências médias na remoção de DQO, relativas ao tipo de material suporte e à combinação de cultivo nos SACs-EHSS, estão apresentadas na Tabela 26.

**Tabela 26:** Eficiências médias na remoção de DQO relativas ao material suporte e a combinação de cultivo nos SACs-EHSS.

Fator	Nível do Fator	Remoção (%)
Material suporte	B	91a
	P	90a
Combinação de cultivo	SV	92a
	ET	91a
	TE	86b

\*B (brita # 0), P (garrafas PET amassadas), SV (sem cultivo vegetal), ET (cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85), TE (cultivado na primeira metade com capim-tifton 85 e, na segunda metade, com capim-elefante).

\*Médias seguidas pela mesma letra minúscula na vertical não diferem pelo teste Tukey, em nível de 5% de significância.

Não foram encontradas diferenças significativas entre os diferentes tipos de material suporte nas eficiências médias na remoção de DQO nos SACs-EHSS, ou seja, os meios suporte constituídos por brita # 0 e por garrafas PET amassadas contribuíram igualmente na remoção da DQO. Além disso, da mesma forma como observado em relação à DBO<sub>5</sub>, verificou-se que o maior TDH estabelecido nos SACs-P não favoreceu a remoção de matéria orgânica da ARTL. Novamente, Collaço e Roston (2006), também não observaram diferença significativa na remoção de DQO de em SACs-EHSS preenchidos com a brita (71,5%) e nos preenchidos com o pneu picado (57,5%).

Ao se comparar diferentes combinações de cultivo, as combinações SV e ET proporcionaram remoções de DQO superiores às obtidas pela combinação TE, o que supõem-se estar associado ao tipo de raízes das espécies vegetais. O capim-tifton 85 possui raiz mais profunda, com crescimento vertical, e o capim-elefante, raiz mais curta e superficial, apresentando crescimento horizontal (MATOS *et al.*, 2010e). Dessa forma, especula-se que quando o capim-tifton 85 foi cultivado na segunda metade do SACs, proporcionou a formação de uma barreira física mais eficiente na remoção de SST, reduzindo também a passagem de sólidos liberados pela própria planta. Nessas condições, justificaria também o porquê do SAC sem vegetação ser tão eficiente quanto o SAC com cultivo ET. O fato das eficiências de DQO serem superiores às de DBO inclusive, demonstram que os mecanismos físicos de remoção foram bastante importantes.

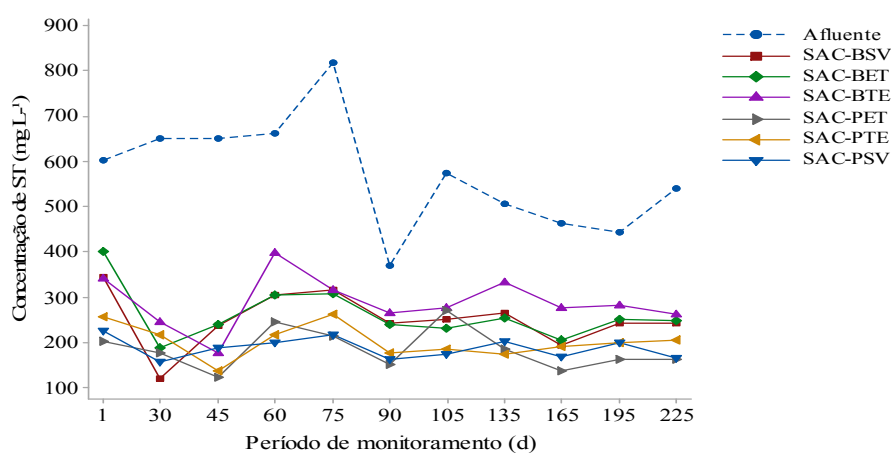
Em diversos trabalhos da literatura consultada, também não foram encontradas diferenças entre SACs cultivados e não cultivados, corroborando os resultados obtidos neste trabalho. Matos *et al.*(2010d) estudaram SACs-EHSS cultivados com *alternanthera*, *taboa*, capim-tifton 85 e sem cultivo e obtiveram eficiências na remoção de DQO entre 87 e 92%, não encontrando diferenças significativas entre os tratamentos. Da mesma forma, Matos *et al.*(2010a), estudando SACs-EHSS cultivados com capim-tifton 85 e capim-elefante no tratamento de ARL, obtiveram eficiências de 95,2 a 95,5% (SACs cultivados) e 94,4% (SAC sem vegetação) sem haver influência da presença de plantas na eficiência de remoção de DQO. Resultados contrários foram encontrados por Dornelas (2008), que obteve diferença significativa na remoção de DQO entre SAC cultivado com a *taboa* (71%) daquele não cultivado (49%), evidências semelhantes ao obtido por Valentim (2003) e Souza *et al.* (2000). O primeiro avaliou SACs-EHSS cultivados com *taboa* e *Eleocharis* spp. como pós-tratamento de efluente anaeróbio de esgoto sanitário, enquanto Souza *et al.* (2000) estudaram as eficiências de remoção *Juncus* sp e areia como meio suporte. Zurita *et al.* (2009), por sua vez, obtiveram maiores remoções de DQO em SACs com cultivo misto (*Strelitzia reginae*, *Anthurium andreaume* *Agapanthus africanus*) do que em monocultura (*Zantedeschia aethiopica*), tendo eficiências, respectivamente, de 79,7 e 75,5%. Brasil *et al.*(2005) avaliaram o desempenho de SACs cultivados com *taboa* no tratamento de esgoto doméstico, com diferentes taxas médias de carga orgânica volumétrica, e obtiveram eficiências na remoção de 87% (TDH de 1,9 dias) e 90% (TDH de 3,8 dias), valores próximos aos

encontrados neste trabalho (TDH de 1,8 a 2,9 dias). Calijuri *et al.* (2008) estudaram SAC-EHSS cultivados com taboa, no tratamento de esgoto doméstico, e obtiveram 60% de remoção de DQO (TDH de 2,9 dias).

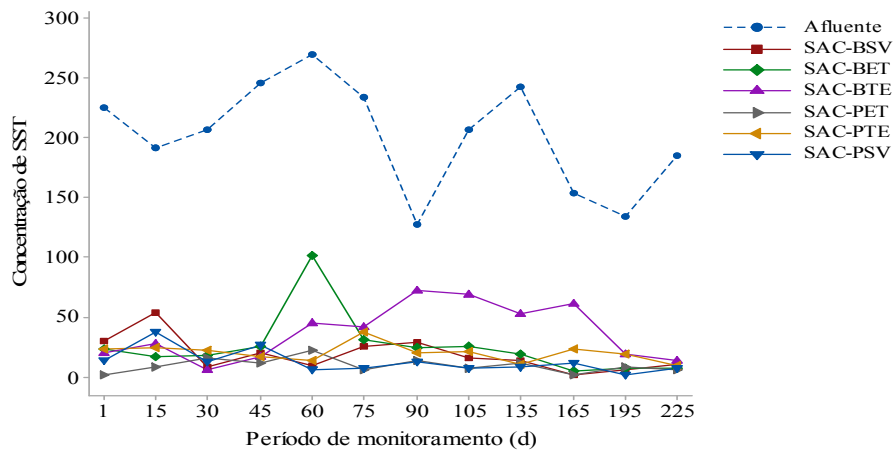
Diante dos resultados obtidos, verifica-se que os valores de eficiência na remoção de DQO encontrados neste trabalho, estão próximos aos valores reportados na literatura, e superiores ao valor sugerido por Vymazal *et al.*(2009) de que é, em média, de 63,2% emSACs-EHSS.

### 5.5.6 Sólidos totais (ST) e sólidos suspensos totais (SST)

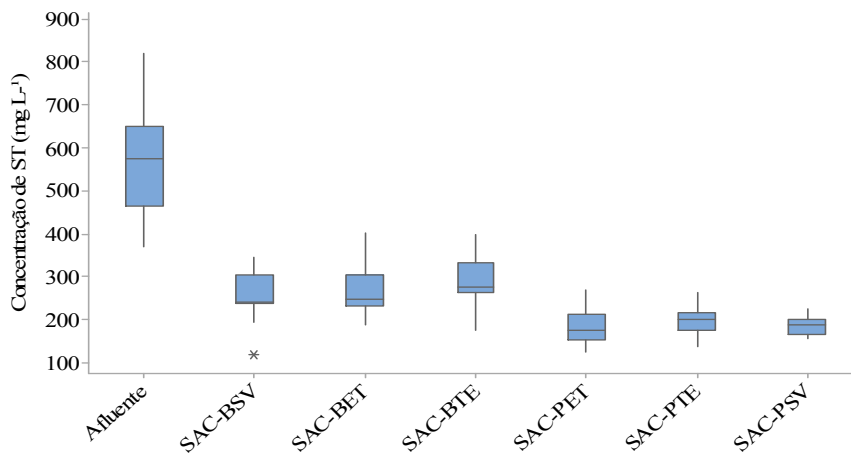
Os valores das concentrações de sólidos totais (ST) e sólidos suspensos totais (SST) no afluente e efluente e sua variação, ao longo do período de monitoramento experimental, estão apresentados, respectivamente, nas Figuras 41,42, 43 e 44.



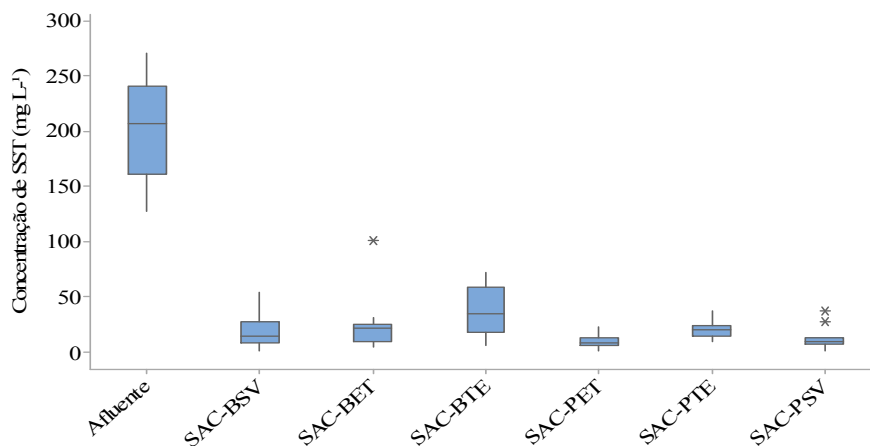
**Figura 41:** Valores da concentração de ST no afluente e efluente dos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental.



**Figura 42:** Valores de concentração de SST no afluente e efluente dos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental.



**Figura 43:** Variação na concentração de ST no afluente e efluente dos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental.

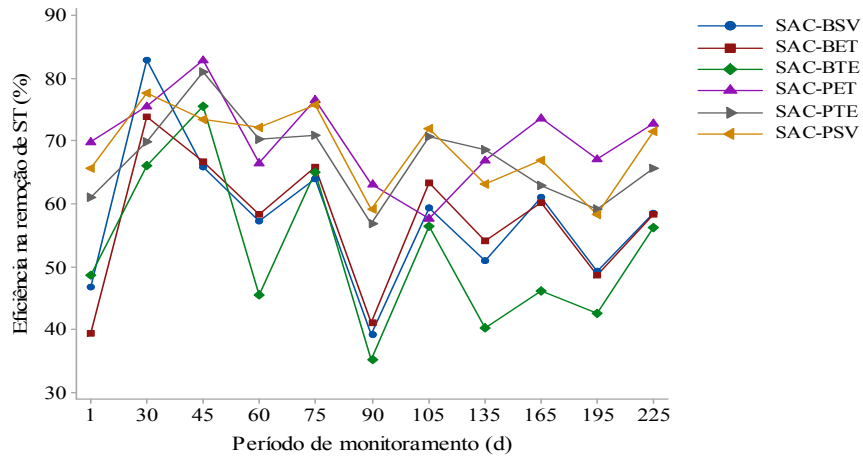


**Figura 44:** Variação na concentração de SST no afluente e efluente dos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental.

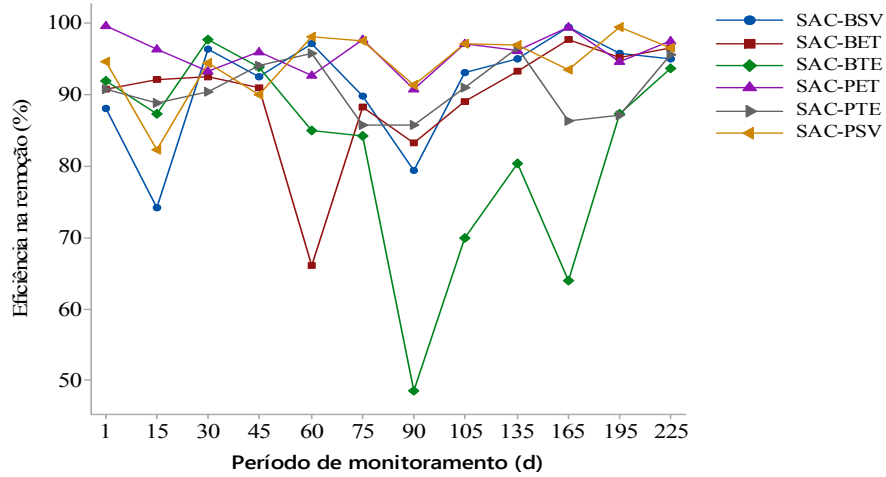
A variação na concentração de ST no afluente foi de 368 (6<sup>a</sup> amostra) a 818 mgL<sup>-1</sup> (6<sup>a</sup> amostra) e, no efluente, de 118,25 (SAC-BSV; 2<sup>a</sup> amostra) a 399,5 mg L<sup>-1</sup> (SAC-BET; 6<sup>a</sup> amostra). A variação na concentração de SST foi de 127 (7<sup>a</sup> amostra) a 267mg L<sup>-1</sup> (5<sup>a</sup> amostra) no afluente, e de 1 (SAC-BSV e SAC-PET; 10<sup>a</sup> amostra, SAC-PSV; 11<sup>a</sup> amostra) a 101 mg L<sup>-1</sup> (SAC-BET; 5<sup>a</sup> amostra) no efluente.

Desde o início das amostragens, houve grandes oscilações nas concentrações de ST e SST no afluente e, no efluente, as concentrações mantiveram-se mais constantes, reforçando-se aqui, mais uma vez, a capacidade dos SACs em amortizar altas cargas poluentes, assim como aconteceu em relação às variáveis turbidez, DQO e DBO<sub>5</sub>. Matos *et al.* (2010a) verificaram que SACs são sistemas suficientemente robustos para receberem maiores cargas orgânicas sem sofrerem grandes alterações na eficiência de remoção de SST.

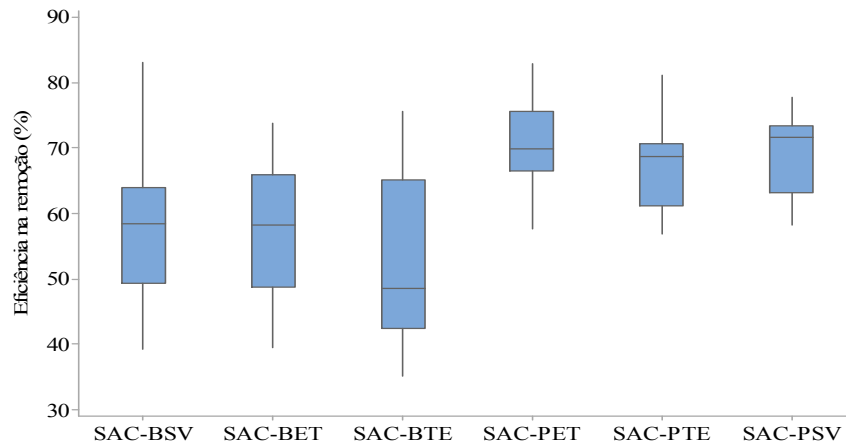
As eficiências na remoção de ST e SST da ARTL em tratamento nos SACs-EHSS e sua variação, ao longo do período de monitoramento experimental, estão apresentadas, respectivamente, nas Figuras 45, 46, 47 e 48.



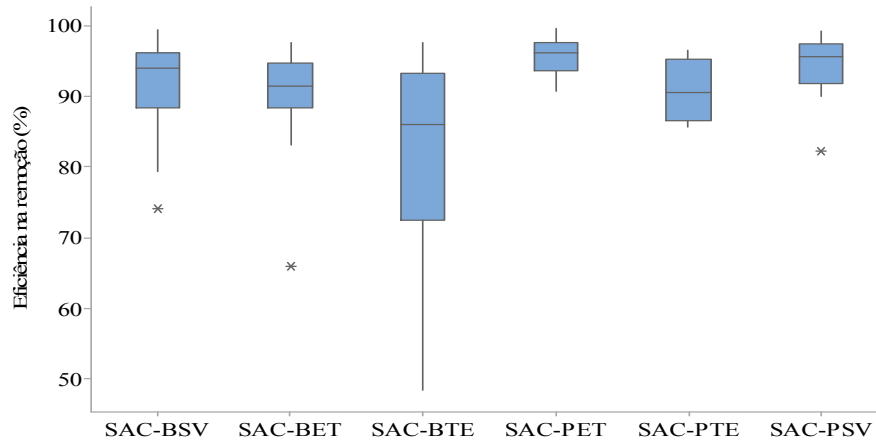
**Figura 45:** Eficiências na remoção de ST da ARTL em tratamento nos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental.



**Figura 46:** Eficiências na remoção de SST da ARTL em tratamento nos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental.



**Figura 47:** Variação nas eficiências na remoção de ST da ARTL em tratamento nos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental.



**Figura 48:** Variação nas eficiências na remoção de SST da ARTL em tratamento nos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental.

As eficiências máxima e mínima, respectivamente, de remoção de ST foram de 83% (SAC-BSV; 2ª amostra) e 35% (SAC-BTE; 6ª amostra), enquanto as de SST foram de 100% (SAC-PET; 1ª amostra) e 48% (SAC-BTE; 7ª amostra).

Os valores médios de concentração de ST no efluente e eficiência na sua remoção ficaram compreendidos, respectivamente, entre 186 (SAC-PSV) a 287 mg L<sup>-1</sup> (SAC-PTE) e 52 (SAC-BTE) a 70% (SAC-PET) e, de SST, de 9 (SAC-PET) a 38 mg L<sup>-1</sup> (SAC-BTE) e 82 (SAC-BTE) a 96% (SAC-PET).

Analisando a qualidade do efluente, no que diz respeito à concentração de SST, de acordo com o limite estabelecido na Resolução COPAM/CERH 01/2008

(SST até 100 mg L<sup>-1</sup>), seria permissível, para todos os tratamentos, o lançamento do efluente em corpos d'água, indicando ser o tratamento em foco, eficiente.

Observa-se que há diferenças expressivas entre as eficiências nas remoções obtidas dos ST e SST. Em média, a constituição do ST no afluente e efluente era, respectivamente, 65% e 91% de sólidos dissolvidos totais (SDT). Analisando essa porcentagem de material dissolvido antes e após, observa-se as maiores retenções dos sólidos suspensos. De acordo com Metcalf e Eddy (2003), de fato, os SACs são eficientes na remoção de SST, em decorrência da sedimentação nos interstícios, retenção por restrição ao escoamento (filtração) e adesão aos grânulos do material de suporte (em razão da ação da força de van der Waals), o que explicaria as diferenças encontradas nas remoções de sólidos dissolvidos e suspensos.

As eficiências médias na remoção de ST e SST relativas ao material suporte e a combinação de cultivo nos SACs-EHSS estão apresentadas na Tabela 27.

**Tabela 27:** Eficiências médias na remoção de ST e SST relativas ao material suporte e a combinação de cultivo nos SACs-EHSS.

Fator	Nível do Fator	Remoção de ST (%)	Remoção de SST (%)
Material suporte	B	56b	88b
	P	69a	94a
Combinação de cultivo	SV	63a	93a
	ET	64a	93a
	TE	60b	87b

\*B (brita # 0), P (garrafas PET amassadas), SV (sem cultivo vegetal), ET (cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85), TE (cultivado na primeira metade com capim-tifton 85 e, na segunda metade, com capim-elefante).

\*Médias seguidas pela mesma letra minúscula na vertical não diferem pelo teste Tukey, em nível de 5% de significância.

As eficiências médias na remoção de ST e SST apresentaram diferenças significativas (5% de significância) para diferentes materiais suportes e combinações vegetais. As garrafas PET amassadas proporcionaram eficiências médias superiores às obtidas pelo meio suporte de brita. Esse resultado corrobora com os obtidos na remoção da turbidez, uma vez que SST estão associados à turbidez. Os melhores desempenhos, no entanto, eram esperados nos SACs preenchidos com a brita, uma vez que menores porosidades drenáveis possibilitam maiores capacidades de retenção de sólidos provenientes do afluente ou do biofilme, evitando o carreamento dos sólidos para fora dos SACs-EHSS. Porém, a brita, por ser um material quimicamente reativo, sofre desgaste ao longo do tempo com liberação de sólidos na

água residuária em tratamento, concorrendo para aumento de SST e, conseqüentemente, menores eficiências nos SACs-B. Além disso, assim como justificado na remoção de turbidez, o maior TDH no SACs-P, pode ter proporcionado maiores remoções de sólidos, uma vez que as menores velocidades no meio possibilita maior sedimentação de sólidos na água residuária em tratamento.

Collaço e Roston (2006) obtiveram remoções médias de SST de 36,2% em leito de brita e 73,3% em leito de pneu picado. Zanella (2008), por sua vez, observou eficiências de 71,6 a 76,2% em SACs preenchidos com brita, enquanto os valores em anéis de bambu foram menores que 52 a 62%. Assim, verifica-se que além da característica de ser ou não inerte, outros fatores como o TDH e a área superficial específica também influenciam.

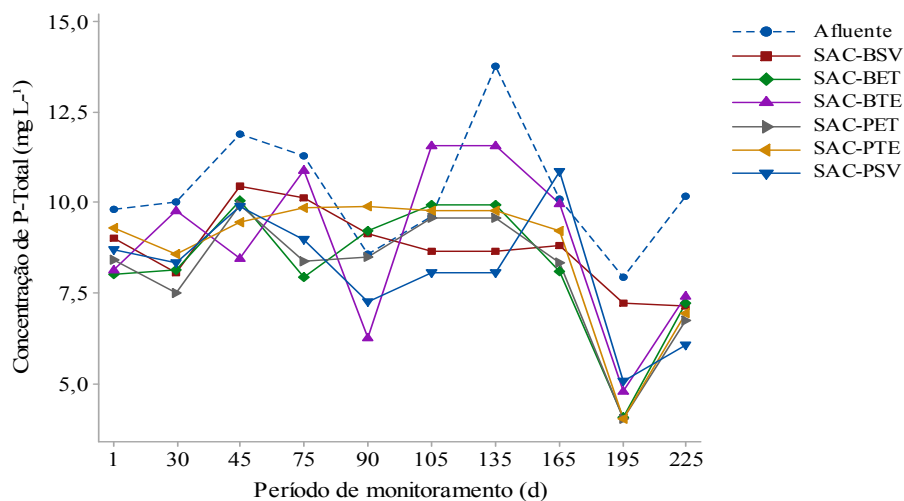
As eficiências médias na remoção de ST e SST nas combinações de cultivo SV e ET foram superiores às obtidas na combinação TE que, no entanto, foram iguais entre si, tendência semelhante ao que havia sido observado para DQO. A hipótese levantada anteriormente de grande contribuição dos mecanismos físicos de remoção foi corroborada com os resultados obtidos da concentração de sólidos. Matos *et al.* (2012b), porém, não encontraram diferença significativa de desempenho entre os leitos cultivados com capim-tifton 85 e elefante, e sem cultivo, na remoção de ST e SST.

### **5.5.7 Fósforo total (P-Total)**

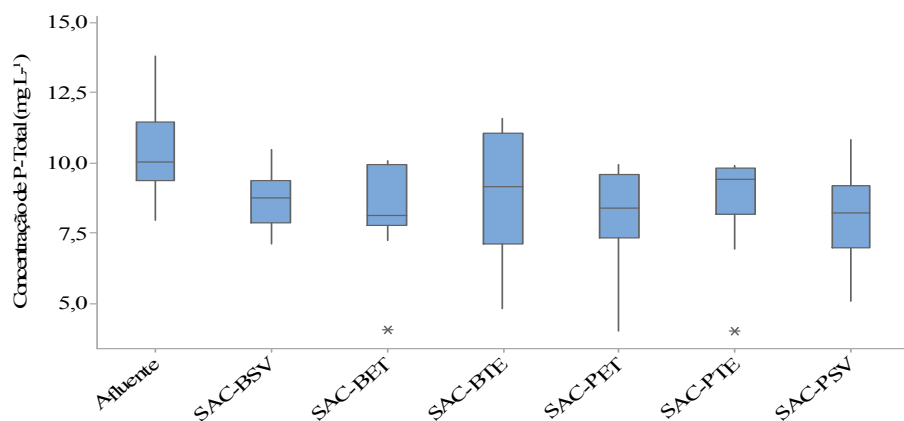
Os valores da concentração de P-Total no afluente e efluente e sua variação, ao longo do período de monitoramento experimental, estão apresentados, respectivamente, nas Figuras 49 e 50.

Observa-se que no afluente, as concentrações de P-Total variaram de 8 (5ª amostra) a 14 mg L<sup>-1</sup> (7ª amostra) e, no efluente, de 4,0 (SAC-BET, SAC-PET e SAC-PTE; 9ª amostra) a 12 mg L<sup>-1</sup> (SAC-BTE; 6ª amostra).

Contrariamente ao que se verificou em relação a diversas outras variáveis, as concentrações de P efluente acompanharam a instabilidade na sua concentração afluente, demonstrando sensibilidade do sistema ao aporte de P. Isso demonstra que a remoção depende da carga aplicada e que há capacidade limitada de sua remoção pelo sistema, notadamente no que se refere à absorção pelas plantas.



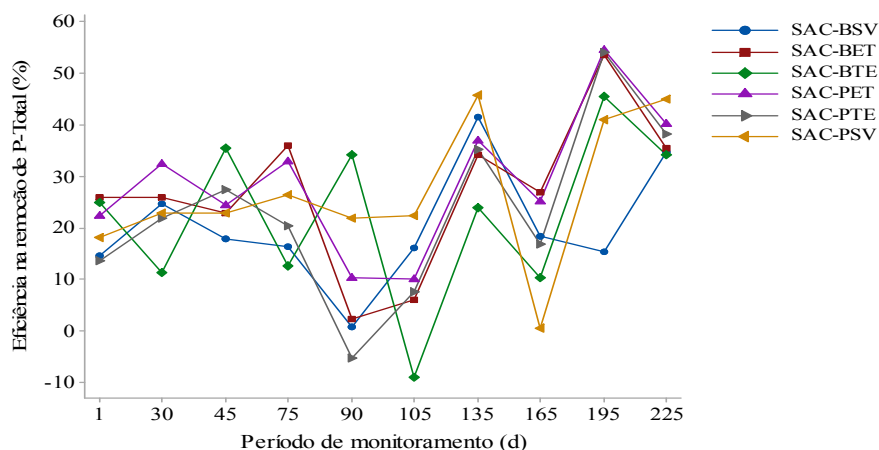
**Figura 49:** Valores da concentração de P-Total no afluente e efluente, ao longo do período de monitoramento experimental.



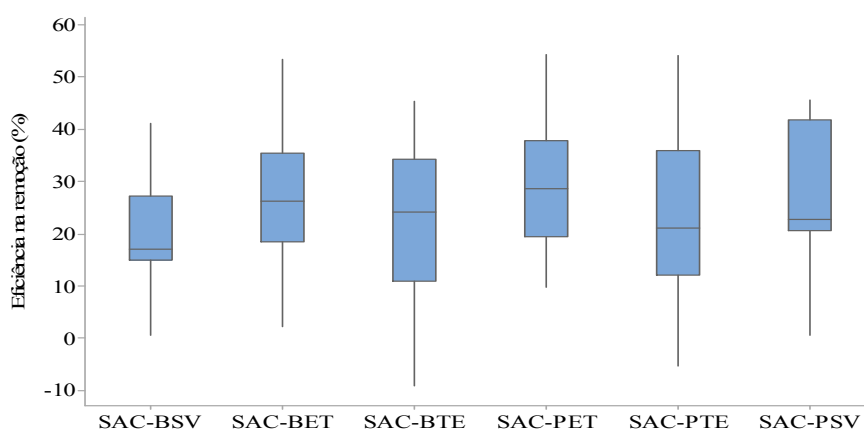
**Figura 50:** Variação na concentração de P-Total no afluente e efluente, ao longo do período de monitoramento experimental.

As eficiências na remoção do P-Total da ARTL em tratamento nos SACs-EHSS e sua variação, ao longo do período de monitoramento experimental, estão apresentadas, respectivamente, nas Figuras 51 e 52.

As eficiências na remoção de P-Total variaram de -9 (SAC-BTE; 6ª amostra) a 54% (SAC-BET, SAC-PET e SAC-PTE; 9ª amostra), e se mostraram instáveis, com picos de quedas e melhorias de desempenho ao longo de todo o período de experimentação. Inclusive foram registrados momentos em que as concentrações de P-Total efluente foram superiores ao afluente, apresentando, desta forma, eficiência de remoção negativa (SAC-BTE e SAC-PTE).



**Figura 51:** Eficiências na remoção do P-Total da ARTL em tratamento nos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental.



**Figura 52:** Variação nas eficiências na remoção do P-Total da ARTL em tratamento nos SACs-EHSS, ao longo do período de monitoramento experimental.

Fia *et al.* (2008), que estudaram SACs-EHSS para tratar água residuária de lavagem/descacamento e despolpa dos frutos do cafeeiro (ARC), e Matos *et al.* (2012b), que utilizaram os mesmos sistemas para tratar ARL, também obtiveram valores de concentração de P-Total efluente superiores às afluentes. Collaço e Roston (2006) obtiveram eficiências negativas para a remoção de P-Total, em SACs-EHSS, cultivados com taboa e preenchidos com brita e com pneus picados, no tratamento de esgoto doméstico.

Segundo Souza *et al.* (2004), as grandes oscilações podem estar relacionadas ao ciclo vegetativo das plantas, já que na fase de senescência a planta não apresenta a mesma capacidade de absorção de nutrientes que na fase de crescimento. Ainda, de acordo com Kadlec e Wallace (2009), o aumento da biomassa vegetal não pode ser relacionada com a capacidade de remoção de fósforo

a longo prazo nos SACs, pois, após a morte do tecido vegetal há liberação deste nutriente (P) novamente ao meio. Paoli (2010) relatou que a simples retirada da parte aérea da planta não garante, no caso específico do P, a remoção desse nutriente utilizado no metabolismo das plantas, uma vez que não ocorre liberação de P apenas pela parte foliar, mas também pelo caule, rizomas e raízes que podem conter grandes quantidades de fósforo translocado.

A perda de P anteriormente acumulado como sais diversos ou adsorvido eletrostaticamente a cargas da superfície do material suporte também pode ser uma explicação. Mendonça *et al.*(2012), em seus estudos com SACs para tratamento de água residuária de processamento de leite, justificaram o comportamento oscilatório das eficiências ao longo do tempo devido ao gradiente de concentração de P junto aos substratos. Segundo os autores, o elemento é adsorvido aumentando sua concentração no meio e reduzindo a concentração no efluente. Após atingir uma determinada concentração o P sofre dessorção, ocasionando aumento na concentração do efluente. Assim, as variações das eficiências podem estar associadas a períodos de adsorção/dessorção do meio suporte e absorção/liberação de P pelas plantas.

As concentrações médias de P-Total no efluente e da eficiência na sua remoção variaram, respectivamente, de 8 (SAC-BET, SAC-PET e SAC-PSV) a 9 mg L<sup>-1</sup>(SAC-BSV, SAC-BTE e SAC-PTE) e 20 (SAC-BTE) a 29% (SAC-PET).

As eficiências médias na remoção de P-Total relativas ao tipo de material suporte e às combinações de cultivo nos SACs-EHSS estão apresentadas na Tabela 28.

**Tabela 28:** Eficiências médias na remoção de P-Total relativas ao material suporte e combinação de cultivo nos SACs-EHSS.

Fator	Nível do Fator	Remoção de P-Total (%)
Material suporte	B	23a
	P	26a
	SV	24a
Combinação de cultivo	ET	28a
	TE	23a

\*B (brita # 0), P (garrafas PET amassadas), SV (sem cultivo vegetal), ET (cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85), TE (cultivado na primeira metade com capim-tifton 85 e, na segunda metade, com capim-elefante).

\*Médias seguidas pela mesma letra minúscula na vertical não diferem pelo teste Tukey, em nível de 5% de significância.

Não houve diferença entre as eficiências médias na remoção de P-total nos tratamentos (5% de significância), ou seja, os diferentes meios suporte e combinações de cultivo não influenciaram na remoção de P-Total.

Mendonça *et al.* (2012) relataram que o tipo de material suporte é crucial no que diz respeito à remoção de fósforo por processos de adsorção e que os íons fosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) podem interagir quimicamente com alumínio ou ferro presentes na brita utilizada como meio suporte. Segundo Mansor (1998), a brita possui composição média de 11,5 a 13,7% de óxido de alumínio e de 9,1 a 15,9% de óxido de ferro. Dessa maneira, poderia ser esperada maior remoção de P-Total no meio suporte constituído de brita, em comparação com o constituído por garrafas PET amassadas que, a princípio, são inertes quimicamente. Considerando que foram obtidas maiores concentrações de P no tecido vegetal aéreo das plantas cultivadas nos SACs preenchidos com garrafa PET (Tabela 14), o pode explicar a igualdade estatística entre as médias na remoção de P-Total nos diferentes materiais suportes.

Pitaluga (2011) avaliou SAC-EHSS cultivados com lírio-do-brejo com diferentes meios suporte, no tratamento de esgoto e obteve eficiência de 93,9% no sistema preenchido com areia, 64,4% com brita # 0 e 61% com a brita # 1. Segundo o autor, a areia proporcionou maior eficiência na remoção de P por possuir maior poder de adsorção de P do que a brita. Matos *et al.* (2010a), ao tratarem ARL em SACs-EHSS cultivados com capim–elefante e capim-tifton 85, obtiveram desempenho insatisfatório no SACs-EHSS em relação à eficiência de remoção de P-Total, tanto nos sistemas cultivados e não cultivados.

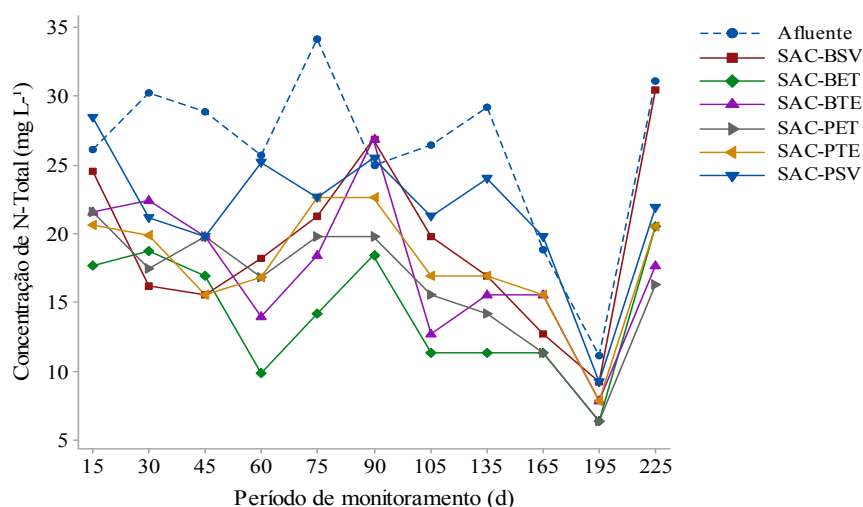
Mendonça *et al.* (2012) não obtiveram diferença significativa entre os SACs-EHSS cultivados e não cultivados na remoção de fósforo, tendo sido as eficiências médias de remoção de 33,6% (SAC preenchido com brita e cultivado com taboa), 28,8% (SAC preenchido com brita e cultivado com lírio-do-brejo), 34,3% (SAC preenchido com uma mistura de areia + brita e cultivados com taboa), 34,2% (SAC preenchido com uma mistura de areia + brita e cultivado com lírio-do-brejo), 18,8% (SAC preenchido com brita e sem vegetação) e 18,6% (SAC preenchido com uma mistura de areia + brita e sem vegetação).

Diante dos resultados obtidos e comparados com dados de literatura, pode-se dizer que os SACs-EHSS, de uma forma geral, apresentaram eficiências de remoção satisfatória de P da ARTL, pois, segundo Debusk *et al.* (2004) e conforme

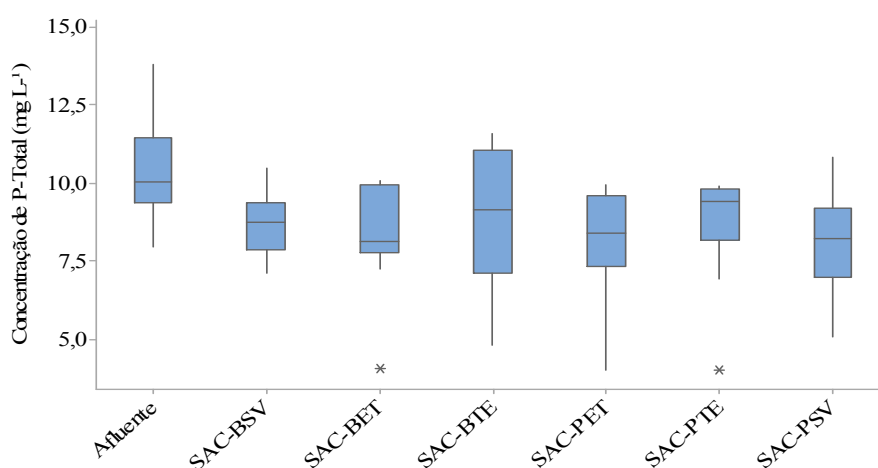
já discutido anteriormente, a capacidade dos SACs em remover P é limitada, quando comparada à capacidade de remoção de N.

### 5.5.8 Nitrogênio total – (N-Total)

Os valores da concentração de N-Total no afluente e efluente e sua variação, ao longo do período de monitoramento experimental, estão apresentados, respectivamente, nas Figuras 53 e 54.



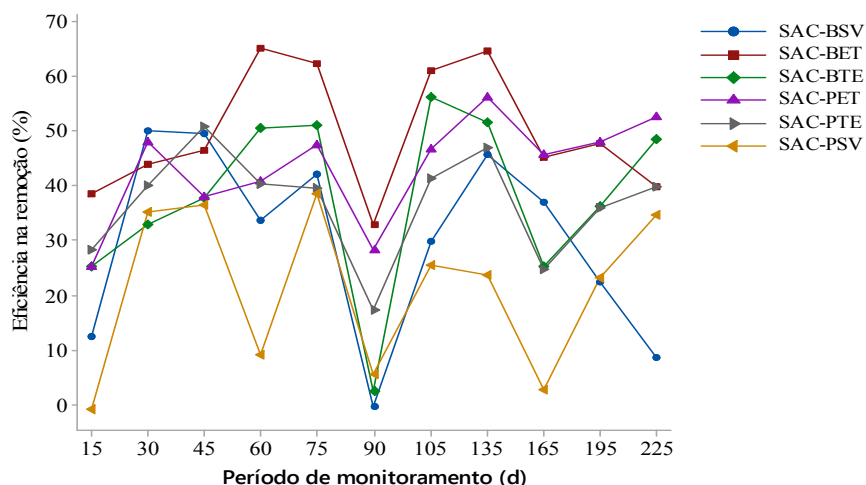
**Figura 53:** Valores da concentração de N-Total no afluente e efluente, ao longo do período de monitoramento experimental.



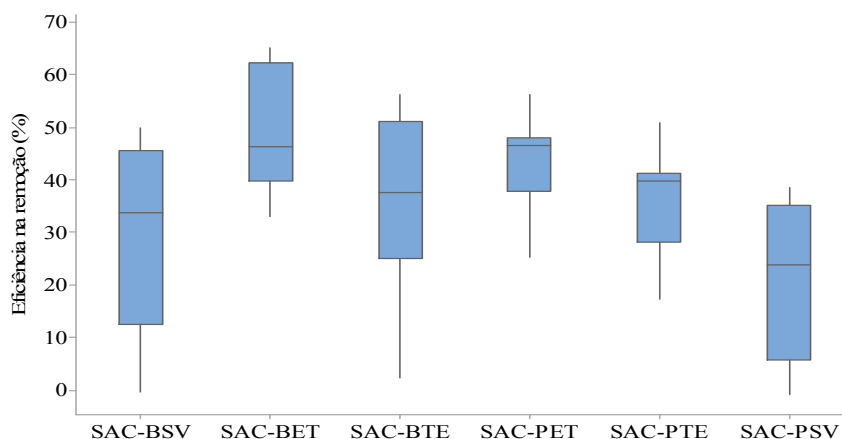
**Figura 54:** Valores da concentração de N-Total no afluente e efluente, ao longo do período de monitoramento experimental.

No afluente, a variação na concentração de N-Total foi de 11 (10<sup>a</sup> amostra) a 34 mg L<sup>-1</sup> (5<sup>a</sup> amostra) e, no efluente, de 6,4 (SAC-BET e SAC-PET; 10<sup>a</sup> amostra) a 30 mg L<sup>-1</sup> (SAC-BSV; 11<sup>a</sup> amostra). Verificou-se, também, que os valores das concentrações de N-Total afluente e efluente sofreram oscilações durante todo o período experimental, com isso, pode-se dizer que, ao contrário observado para as variáveis DBO<sub>5</sub>, DQO, turbidez, ST e SST, os SACs, são sensíveis às cargas de nitrogênio aplicadas. Especula-se que isso seja decorrente do fato de que, nos sistemas de tratamento, o que ocorre primeiro é a remoção dos sólidos e da matéria orgânica. Posteriormente, caso haja um tempo de detenção suficiente, os nutrientes e outras substâncias são removidos.

As eficiências na remoção de N-Total e sua variação, ao longo do período de monitoramento experimental, estão apresentadas, respectivamente, nas Figuras 55 e 56.



**Figura 55:** Eficiências na remoção de N-Total, ao longo do período de monitoramento experimental.



**Figura 56:** Variação nas eficiências na remoção de N-Total, ao longo do período de monitoramento experimental.

A eficiência máxima registada foi 65% (SAC-PET; 4ª amostra), tendo mínima negativa, no período de monitoramento, de -1% (SAC-PSV; 1ª amostra).

O desprendimento de sólidos em suspensão, ricos em N, do biofilme formado no substrato e nas raízes e de tecido morto das plantas podem ter contribuído para o aumento de N no efluente, tornando a eficiência de remoção negativa, por ocasião do 60º, 90º e 135º dias de monitoramento do sistema. Essa hipótese decorre do fato de que coincide com coletas efetuadas logo em sequência aos cortes da parte aérea das plantas. Além disso, tal como descrito por Konrad *et al.* (2015), quando não são levadas em consideração a redução de água por

evapotranspiração em SACs, as eficiências nas remoções de poluentes podem ser negativas.

No efluente os valores médios de concentração de N-Total e eficiência na sua remoção variaram, respectivamente, de 15 (SAC-PET) a 23 mg L<sup>-1</sup> (SAC-PSV) e de 21 (SAC-PSV) a 50% (SAC-BET).

As eficiências médias na remoção de N-Total relativas ao material suporte e combinações de cultivo nos SACs-EHSS estão apresentadas na Tabela 29.

**Tabela 29:** Eficiências médias na remoção de N-Total relativas ao material suporte e a combinação de cultivo nos SACs-EHSS.

Fator	Nível do Fator	Remoção de N-Total (%)
Material suporte	B	39a
	P	34b
	SV	26c
Combinação de cultivo	ET	47a
	TE	38b

\*B (brita # 0), P (garrafas PET amassadas), SV (sem cultivo vegetal), ET (cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85), TE (cultivado na primeira metade com capim-tifton 85 e, na segunda metade, com capim-elefante).

\*Médias seguidas pela mesma letra minúscula na vertical não diferem pelo teste Tukey, em nível de 5% de significância.

Comparando os diferentes materiais suportes, nota-se que os SACs-EHSS preenchidos com brita proporcionaram eficiências médias superiores na remoção de N-Total que os preenchidos com garrafas PET amassadas.

Segundo Stowell *et al.* (1981), a DBO<sub>5</sub> associada com os sólidos é removida por processos de filtração e/ou sedimentação em SACs-EHSS, enquanto a DBO<sub>5</sub> solúvel coloidal é removida por meio da atividade de microrganismos que aderem à superfície do meio suporte e das raízes das plantas, liberando nutrientes para absorção pelas plantas. Meios suporte com menor porosidade drenável possibilitam, dessa forma, que a DBO<sub>5</sub> coloidal permaneça mais próxima, embora por menor tempo junta ao biofilme, por estar submetida a menor TDH, propiciando maiores eficiências na remoção de alguns nutrientes, quando comparado a materiais suportes de maior porosidade, o que poderia explicar as maiores remoções de N-Total, obtidas nos SACs-B, em comparação com os obtidos nos SACs-P. Além disso, maiores concentrações médias de N na matéria seca da parte aérea dos capins e capacidade de extração de nitrogênio via parte aérea (Tabela 11) foram obtidas nos SACs preenchidos com a brita. Ainda que, estatisticamente, as eficiências médias na

remoção de N-Total obtidas nos SACs-EHSS preenchidos com a brita # 0 tenham sido superiores às obtidas nos SACs-EHSS preenchidos com garrafas PET amassadas, não se pode desprezar o potencial uso deste material inerte na remoção desta variável, uma vez que, as remoções obtidas estão dentro dos valores normalmente relatados na literatura.

Hoa e Koottatep (2007) obtiveram eficiências de 84% em SAC-EV preenchidos com garrafas plásticas e de 77% filtros plásticos, 75% em tijolo quebrado e 73% cascalho no tratamento de lodo de esgoto doméstico aplicado uma taxa de  $73 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de N e TDH de 7 dias. As eficiências obtidas pelos autores foram muito superiores às obtidas neste trabalho, o que se deve principalmente pelas diferenças nas cargas aplicadas, TDH e formas de escoamento dos SACs, uma vez que SACs-EV são mais eficientes na remoção de N.

A combinação de cultivo ET apresentou média superior às obtidas nas combinações SV e TE. Esse resultado pode ser explicado pelas diferenças entre as raízes das espécies vegetais, como já discutido. No trabalho de Matos *et al.* (2008), o aspecto típico da zona radicular do capim-tifton 85 no SACs foi descrito como apresentando um desenvolvimento axial e relativamente profundo (30 cm). Além disso, segundo Fia (2009), o capim-tifton 85 não possui, pelo menos em curto prazo de adaptação ao meio alagado, a estrutura de aerênquimas, o que justificaria sua maior capacidade de remoção de N-Total na zona final do SACs-EHSS, local de maior concentração de oxigênio dissolvido.

Diante disso, fica clara a importância da escolha correta das espécies vegetais e, no caso de policultivo, o posicionamento de cultivo dentro do sistema. Espécies mais resistentes, raízes superficiais, com maior capacidade de inserção de oxigênio no leito (através de estruturas como aerênquimas) e mais resistentes a altas cargas orgânicas, devem ser cultivadas na parte inicial dos SACs, por ser uma zona predominantemente anaeróbia. Já espécies com maior necessidade de nutrientes, devem ser posicionadas após a região de mais intensa remoção de matéria orgânica, podendo associar outras espécies para redução de coliformes, por exemplo. Alguns estudos apresentam essa relação positiva entre a diversidade de plantas e a capacidade do sistema em remover poluentes, tais como os conduzidos por Zhang *et al.* (2010); Zhua *et al.* (2010); Liang *et al.* (2011); Kouki *et al.* (2012); Turker *et al.* (2013) e Wang *et al.* (2014).

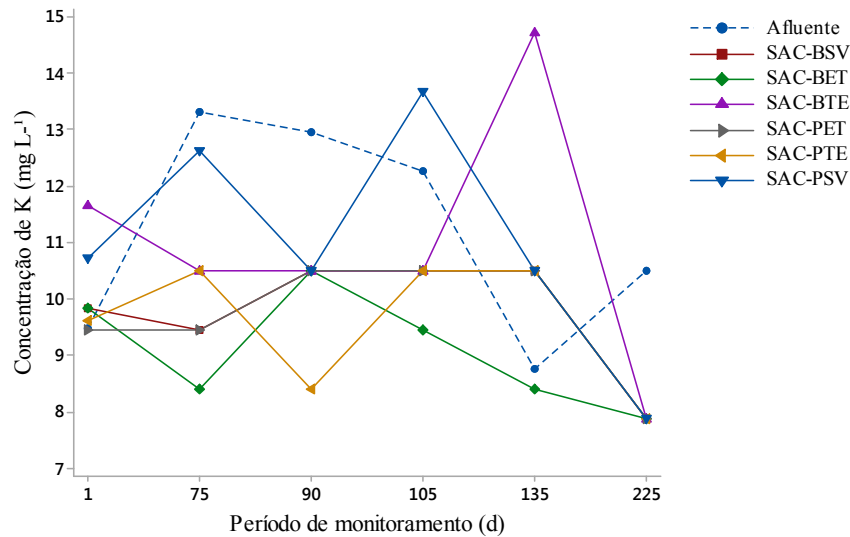
De acordo com a revisão de literatura feita por Vymazal (2007), as eficiências médias nas remoções de nitrogênio estão entre 40 e 55%, quando aplicadas cargas de 6,8 e 17 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de N em diferentes configurações de sistemas alagados construídos, verticais e horizontais. Brasil *et al.* (2005) obtiveram uma eficiência de 57% na remoção de N-total em SAC-EHSS cultivado com taboa e preenchido com brita # 0, sob TDH de 3,8 dias, quando aplicadas cargas de 5 a 26 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de N. Matos *et al.* (2012b), no tratamento de ARL, TDH de 4,8 dias, obtiveram eficiências médias de 70,4% em SAC-EHSS cultivados com o capim-tifton 85, e de 43,3%, com o capim-elefante, na remoção de N-Total, cargas médias de 4,9 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de N e 130 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de DBO. Ramos (2011) utilizou argila expandida em SAC para o tratamento de água residuária de suinocultura (ARS) cultivados com *Polygonum*, *Chrysopogon zizanioides* e sem vegetação, sob TDH de 3,21 dias e carga de 104,3 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de N, obteve eficiência na remoção de N-Total variando de 36 a 48%. Ferres (2012) obteve remoções de 8%, em SAC-EHSS sem vegetação, 13% no cultivado com capim-tifton 85 e 15% no cultivado com *alternanthera* do N aplicado, com uma taxa de 30,2 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de N e TDH médio de 3,6 dias. Assim, tendo carga média aplicada de 20 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de N, com remoções variando de 21 a 50%, os resultados estiveram próximos aos comumente encontrados.

### 5.5.9 Potássio e sódio

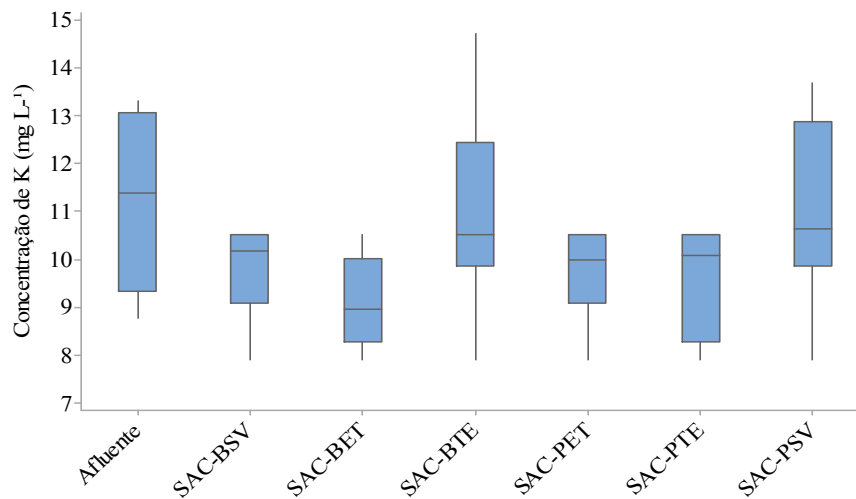
O principal motivo de estudar as concentrações de sódio e potássio em SACs cultivados é a quantificação da absorção desses nutrientes pelas plantas, já que sistemas convencionais de tratamento, não os removem em grande quantidade. O potássio é um macronutriente enquanto o sódio é considerado elemento químico não essencial. Entretanto, caso ambos estejam em excesso no afluente, poderão prejudicar as plantas cultivadas nos SACs. Segundo Rhoades e Loveday (1990), concentrações elevadas de potássio e de outros sais na zona radicular resultam em diminuição no potencial osmótico da solução e no fluxo de água no sentido solo-planta-atmosfera, prejudicando a transpiração da planta e afetando seu crescimento e, assim, a absorção de nutrientes.

Os valores da concentração de K e Na no afluente e efluente e sua variação, ao longo do período de monitoramento experimental, estão apresentados,

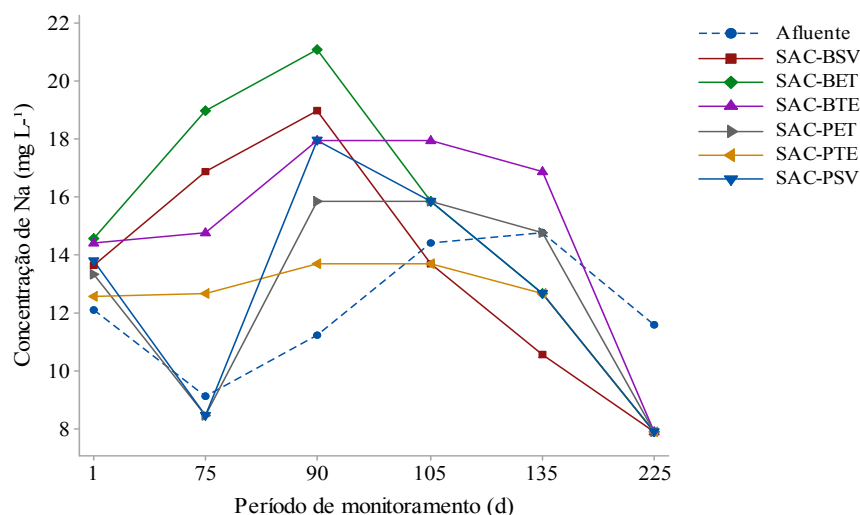
respectivamente, nas Figuras 57, 58, 59 e 60. Nota-se que as concentrações de K e Na no efluente acompanharam a instabilidade destes no afluente, demonstrando a sensibilidade dos SACs-EHSS estudados às variações de carga, comportamento também observado em relação ao P-Total e N-Total.



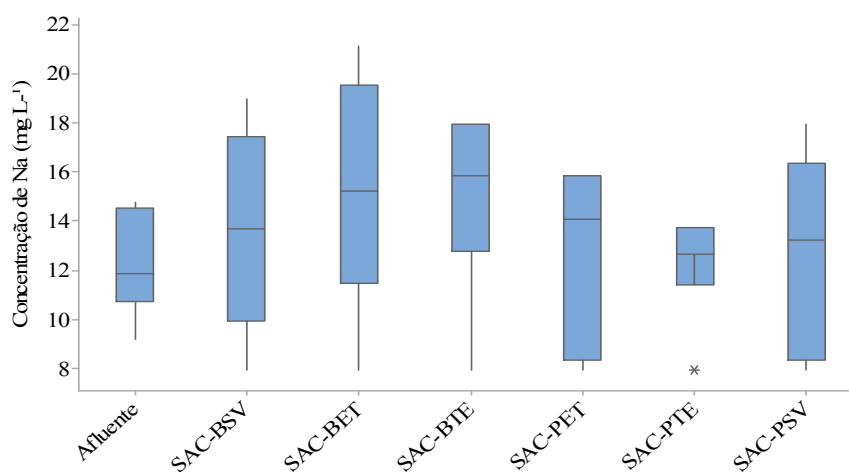
**Figura 57:** Valores da concentração de K no afluente e efluente, ao longo do período de monitoramento experimental.



**Figura 58:** Variação na concentração de K no afluente e efluente, ao longo do período de monitoramento experimental.



**Figura 59:** Valores da concentração de Na no afluente e efluente, ao longo do período de monitoramento experimental.



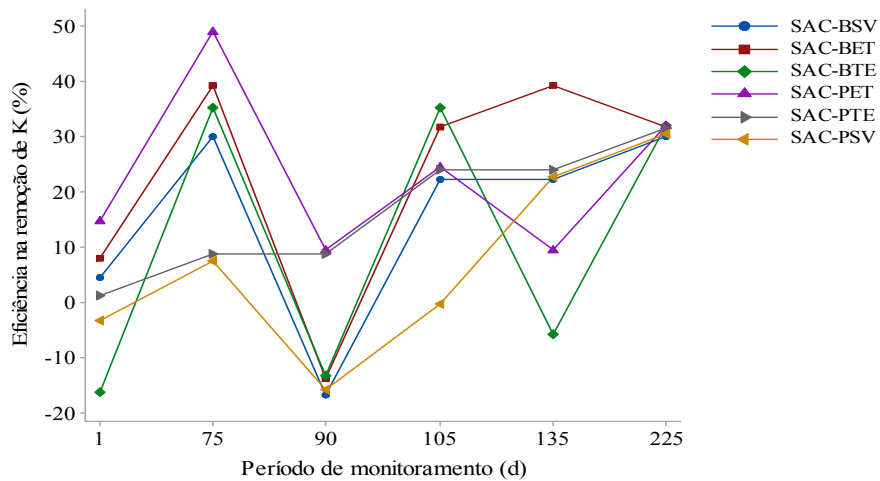
**Figura 60:** Variação na concentração de Na no afluente e efluente, ao longo do período de monitoramento experimental.

No afluente, os valores da concentração de K variaram de 9 (1ª amostra) a 13 mg L<sup>-1</sup> (2ª e 3ª amostra) e, no efluente, de 8 (SAC-BSV, SAC-BET, SAC-BTE, SAC-PSV, SAC-PET e SAC-PTE; 6ª amostra) a 15 mg L<sup>-1</sup> (SAC-BTE; 5ª amostra) e, para o Na, de 9 (2ª amostra) a 15 mg L<sup>-1</sup> (4ª amostra) no afluente e 8 (SAC-BSV, SAC-BET, SAC-BTE, SAC-PSV, SAC-PET e SAC-PTE; 6ª amostra) a 21 mg L<sup>-1</sup> (SAC-BET; 3ª amostra), no efluente.

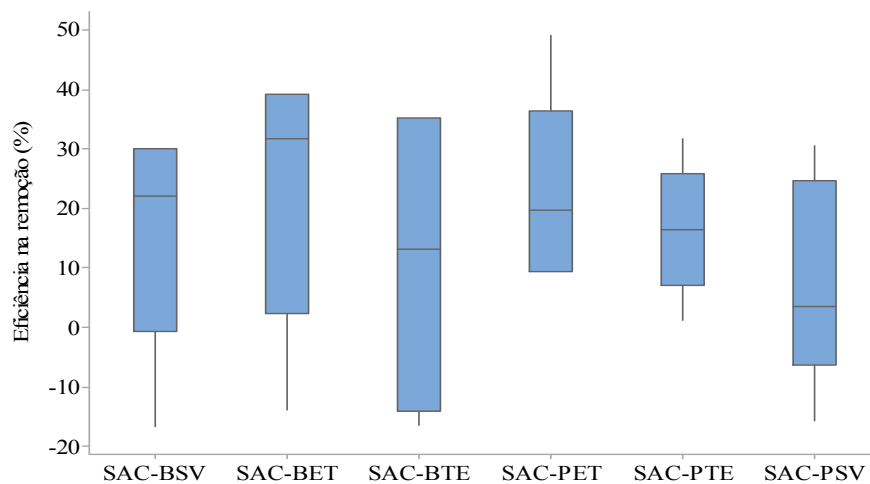
Segundo Lo Monaco (2005), se o objetivo final de uso do efluente de um sistema de tratamento qualquer é a fertirrigação de culturas agrícolas, é importante definir a dose desses cátions a ser aplicada ao solo, de forma a se prevenir risco de influências negativas sobre a disponibilidade de água no solo (diminuição no

potencial osmótico) ou sobre a absorção de outros nutrientes, tal como o cálcio e o magnésio, pelas plantas. De acordo com Ayers e Westcot (1999), na faixa 0,0 e 40,0 mg L<sup>-1</sup>, a concentração de Na está aceitável para água residuária a ser utilizada em fertirrigação. Portanto, no que diz respeito à essa variável, os resultados obtidos nos efluentes estão dentro dessa faixa, embora se saiba que o que traz problema ao sistema solo-planta não seja a concentração e sim a carga aplicada, ou seja, depende da dose.

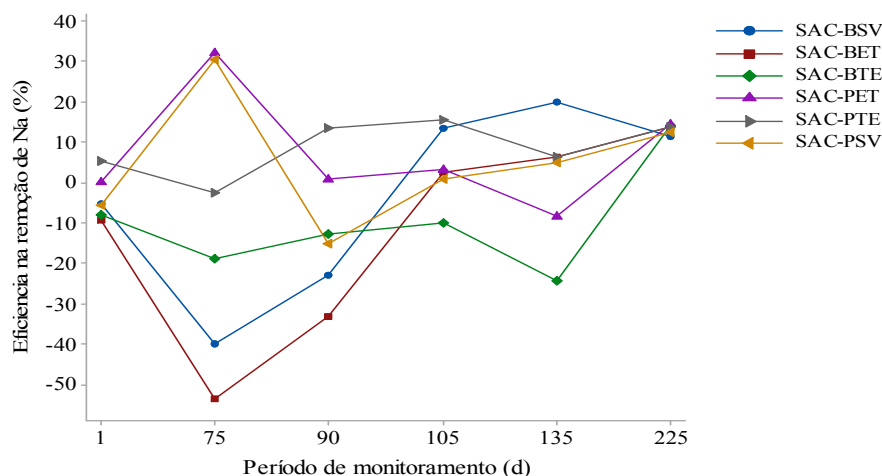
As eficiências na remoção de K e Na e sua variação, ao longo do período de monitoramento experimental, estão apresentadas nas Figuras 61, 62, 63 e 64.



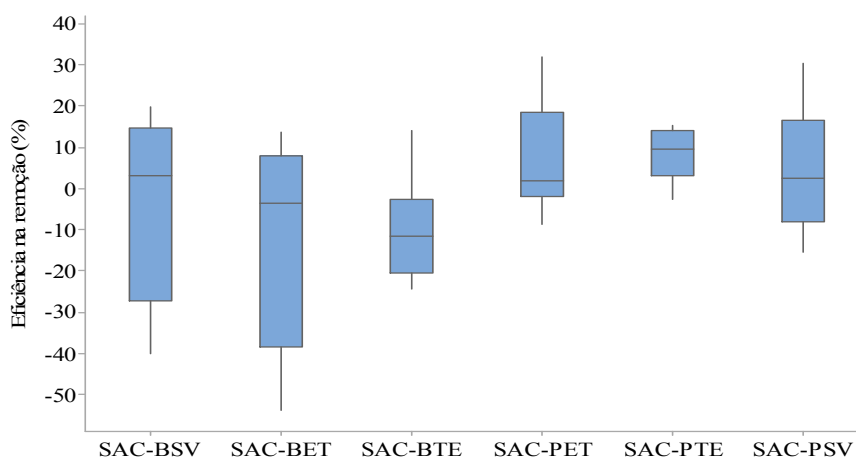
**Figura 61:** Eficiências na remoção de K, ao longo do período de monitoramento experimental.



**Figura 62:** Variação nas eficiências na remoção de K, ao longo do período de monitoramento experimental.



**Figura 63:** Eficiências na remoção de Na, ao longo do período de monitoramento experimental.



**Figura 64:** Variação nas eficiências na remoção de Na, ao longo do período de monitoramento experimental.

As eficiências máximas e mínimas na remoção de K e Na foram, respectivamente, 49% (SAC-PET; 2ª amostra) e -16% (SAC-BSV; 3ª amostra) e, 32% (SAC-PET; 2ª amostra) e -54% (SAC-BET; 2ª amostra).

Os valores médios de concentração de K no efluente e eficiência na sua remoção variaram, respectivamente, de 9 (SAC-BET) a 11mg L<sup>-1</sup> (SAC-BTE e SAC-PSV) e de 7 (SAC-PSV) a 23% (SAC-PET e SAC-BTE); para o Na, os valores, nessa mesma sequência, variaram de 12 (SAC-PTE) a 15mg L<sup>-1</sup> (SAC-BTE e SAC-BTE) e -14 (SAC-BET) a 8% (SAC-PET).

Matos *et al.* (2009) avaliaram a qualidade e o potencial reuso de ARS após tratamento emSACs-EHSS e obtiveram valores médios de concentração de K e Na

nos efluentes, respectivamente, de 81 e 30 mg L<sup>-1</sup>. Brasil *et al.* (2005), no tratamento de esgoto doméstico, obtiveram eficiências médias de 23 a 52%, com taxas de aplicação de 2 a 11 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de K, valores superiores aos obtidos neste trabalho, no qual foi aplicada uma taxa média de 12 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de K. A menor eficiência na remoção de nutrientes deve-se à maior taxa de aplicação neste trabalho, já que tende a ser maior quanto menor for a taxa de sua aplicação em SACs-EHSS, pelo risco de salinização. Fia *et al.* (2015) estudaram a influência da carga de nutrientes e da espécie cultivada na remoção de K, Na, Cu e Zn, no tratamento de ARS em SACs-EHSS cultivados com taboa e capim-tifton 85, e verificaram que maiores remoções deste elemento foram obtidas nos tratamentos que receberam menores cargas, corroborando o que foi observado neste trabalho.

Nota-se que às eficiências médias na remoção de Na foram baixas e, nos SAC-BET, SAC-BTE e SAC-PTE, apresentaram-se negativas, o que, segundo Brasil *et al.* (2005), pode estar associado à grande solubilidade desse elemento químico, sua baixa absorção pelas plantas e baixa associação desse cátion com o material orgânico, o qual é fortemente retido, por processos físicos, nos SACs-EHSS.

As eficiências médias na remoção de K e Na relativas aos tipos de material suporte e às combinações de cultivo nos SACs-EHSS estão apresentadas na Tabela 30.

**Tabela 30:** Eficiências médias na remoção de K e Na relativas ao material suporte e combinação de cultivo nos SACs-EHSS.

Fator	Nível do Fator	Remoção de K (%)	Remoção de Na (%)
Material suporte	B	16a	-6b
	P	15a	4a
Combinação de cultivo	SV	11a	6a
	ET	23a	-3a
	TE	14a	-8a

\*B (brita # 0), P (garrafas PET amassadas), SV (sem cultivo vegetal), ET (cultivado na primeira metade com capim-elefante e, na segunda metade, com capim-tifton 85), TE (cultivado na primeira metade com capim-tifton 85 e, na segunda metade, com capim-elefante).

\*Médias seguidas pela mesma letra minúscula na vertical não diferem pelo teste Tukey, em nível de 5% de significância.

Estatisticamente, em nível de 5% de significância, não houve diferença entre as eficiências médias na remoção de K nos tratamentos, ou seja, diferentes materiais suporte e combinações de cultivo não influenciaram na remoção de K. Já,

na remoção de Na, o meio suporte constituído por garrafas PET amassadas proporcionaram eficiências médias superiores às obtidas pelo meio suporte de brita e as diferentes combinações vegetais não influenciaram na remoção desta variável. Torna-se importante lembrar que a concentração de Na e a capacidade média de extração obtida pelo capim-tifton 85 nos SACs-P (Tabela 19) foram superiores aos SACs-B, o que pode ter contribuído para esse resultado.

Matos *et al.* (2010d), tratando ARS em SACs-EHSS cultivados com alternanthera, taboa e capim-tifton 85 e em SAC não cultivado, quando aplicadas cargas de 36,3 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de K e 11,3 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de Na, obtiveram eficiências de remoção de K entre 29 e 46% e de Na entre 18 e 28%, valores superiores aos obtidos neste trabalho. Fia *et al.* (2015) obtiveram eficiências na remoção de 15 a 27% de K e 2 a 24% de Na, no tratamento de ARS em SACs-EHSS cultivados com taboa e capim-tifton 85, ao aplicarem cargas entre 21 a 80 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de K e 15 a 56 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de Na. Observa-se que as eficiências proporcionadas pelos tratamentos avaliados, foram baixas, em relação aos trabalhos demonstrados. Porém, deve-se levar em conta a carga aplicada, que foi maior que as que geraram os melhores resultados, o TDH e as culturas avaliadas. Como o Na e K são altamente solúveis em água, há a possibilidade que haja adsorção ao meio suporte, até que haja saturação ou que haja incorporação ao biofilme. No entanto, dada à grande mobilidade, a absorção parece ser o fator mais sensível à mudança na concentração dos elementos químicos no efluente.

Pode-se dizer que os SACs-P foram igualmente eficientes em relação à remoção das variáveis DBO<sub>5</sub>, DQO, P-Total e K-Total e superiores na remoção de turbidez, ST, SST e Na. Acredita-se que o maior TDH estabelecido nos SACs-P tenha sido fator importante para explicar as maiores eficiências de remoção de algumas variáveis.

Na Tabela 31 é apresentado um resumo da eficiência na remoção dos SACs-EHSS.

Pode-se dizer que a opção por monocultivo ou policultivo em SACs-EHSS dependerá da finalidade do tratamento. De acordo com as combinações de cultivo avaliadas neste trabalho, recomenda-se, no caso de efluentes com altas concentrações de N, que os SACs sejam cultivados na primeira metade com o capim-elefante e, na segunda metade com o mesmo capim ou com o capim-tifton 85. Se o objetivo principal for a extração de sódio, deve-se optar pelo cultivo do capim-

tifton 85 em todo o leito, por ter apresentado habilidade bastante superior na extração desse elemento químico.

**Tabela 31:** Resumo da eficiência na remoção de poluentes/nutrientes dos SACs-EHSS.

SACs-EHSS	Eficiência na remoção (%)				
	CE	Turbidez	DBO <sub>5</sub>	DQO	ST
SAC-BSV	-96	84	87	93	58
SAC-BET	-90	78	87	91	57
SAC-BTE	-91	81	85	88	52
SAC-PET	-24	91	87	92	70
SAC-PTE	-34	87	82	86	67
SAC-PSV	-39	91	87	92	69
	Eficiência na remoção (%)				
	SST	P-Total	N-Total	K	Na
SAC-BSV	91	20	30	15	6
SAC-BET	90	27	50	23	-14
SAC-BTE	82	22	38	11	-12
SAC-PET	96	29	43	23	8
SAC-PTE	91	23	37	16	-3
SAC-PSV	94	27	21	7	6

Nesta pesquisa ficou evidente o potencial uso de garrafas PET amassadas como meio suporte em SACs-EHSS, para tratamento de águas residuárias, ainda mais se forem considerados que, conforme afirmado por Dallas e Ho (2005), o custo de implantação de SACs-EHSS é reduzido em 50%, quando em comparação com a brita # 0, como material suporte. Além disso, a brita pode sofrer desgaste e contribuir de forma significativa para aumentar a concentração de sólidos em suspensão na água residuária em tratamento, acelerando o processo de colmatação do meio. Burgoon *et al.*(1991) enfatizaram, em seus estudos, a importância de se aprofundar as pesquisas no uso de substratos plásticos, devido o seu potencial de reduzir o entupimento dos poros e aumentar a condutividade hidráulica do meio poroso, em SACs-EHSS.

## 6 CONCLUSÕES

Diante dos resultados obtidos na utilização de SACs-EHSS preenchidos com diferentes materiais suporte e cultivados com diferentes disposições dos capins avaliados, para o tratamento de água residuária de tanque comunitário de resfriamento de leite (ARTL), é possível apresentar as seguintes conclusões:

- ✓ O capim-tifton 85 e o capim-elefante se adaptaram bem aos SACs-EHSS utilizado no tratamento de ARTL;
- ✓ O capim-tifton 85 foi a espécie vegetal que apresentou maior teor e capacidade de extração de sódio, via corte da parte aérea, tendo proporcionado os melhores resultados, quando cultivados no leito preenchido com garrafa PET;
- ✓ O capim-elefante foi a espécie vegetal que apresentou maior média de teor de N, PB e K e de capacidade extratora de Ne P via corte da parte aérea;
- ✓ A combinação de cultivo capim-elefante na primeira metade e capim-tifton 85 na segunda metade dos SACs-EHSS proporcionou maiores médias de produtividades de matéria seca da parte aérea. O cultivo, de ambos os capins, na segunda metade, nos leitos com brita # 0 (SACs-B), proporcionou maiores médias de extrações de N em comparação às obtidas nos SACs com garrafa PET (SACs-P);
- ✓ O meio suporte de brita # 0 proporcionou maiores médias de produtividades e de teores de K e o constituído por garrafas PET amassadas, maiores médias de teores de P na matéria seca da parte aérea dos capins avaliados;
- ✓ Nos SACs-P, foram obtidas maiores eficiências médias na remoção de turbidez, sólidos totais, SST e sódio, enquanto, nos SACs-B, foram obtidas maiores eficiências médias na remoção de N-Total e maiores valores médios de pH no efluente;
- ✓ Nos SACs-EHSS preenchidos com brita # 0, foi obtida maior condutividade elétrica no efluente que nos SACs preenchidos com garrafas PET amassadas;
- ✓ Nos SACs-EHSS sem cultivo e aqueles cultivados com capim-elefante, na sua primeira metade, e capim-tifton 85, na sua segunda metade, ocorreram maiores eficiências médias nas remoções de DQO e SST e, no último, maior remoção média de N-Total;

✓ A utilização de garrafas PET como meio suporte em SACs-EHSS mostrou-se tecnicamente adequada, podendo, em razão de seu baixo custo, ser considerada alternativa viável para preenchimento de SACs-EHSS, já que, de uma maneira geral, proporcionou resultados similares ou até melhores na remoção de poluentes em relação aos proporcionados quando o preenchimento foi feito com brita # 0;

✓ A melhor combinação de cultivo em SACs-EHSS, conforme observado neste estudo, dependerá da finalidade do tratamento. No caso de efluentes com alta concentração de N, recomenda-se que os SACs sejam cultivados na primeira metade com o capim-elefante e, na segunda metade com o mesmo capim ou com o capim-tifton 85. Se o objetivo principal for a extração de sódio, deve-se optar, entretanto, pelo cultivo apenas do capim-tifton 85, por ter apresentado habilidade bastante superior na extração desse elemento químico.

## 7 RECOMENDAÇÕES

Neste estudo foi possível comprovar a potencialidade na utilização de garrafas PET como meio suporte em SACs-EHSS e a importância do cultivo de duas espécies vegetais, em seqüência, no sistema. No entanto, para melhor entendimento dos fatores envolvidos, observou-se que outros aspectos devem ser melhor estudados e pesquisas futuras devem ser realizadas neste sentido. Para isso, são expostas algumas sugestões:

✓ Promover abertura de furos na base das garrafas PET, utilizando-as sem tampa e avaliar, dessa forma, o desempenho dos SACs-EHSS. Acredita-se que essa nova condição do substrato disponibilizará maior área superficial para adesão e crescimento de biofilme no sistema, responsáveis por degradar o material orgânico e disponibilizar nutrientes para as plantas. No entanto, é importante que sejam avaliadas as condições hidrodinâmicas no sistema nessas condições operacionais;

✓ Avaliar e comparar o comportamento do sistema radicular das espécies vegetais nos SACs-EHSS preenchidos com a brita e as garrafas PET;

✓ Fazer comparações de SACs-EHSS preenchidos com as garrafas PET versus preenchidos com brita de maiores granulometrias;

✓ Avaliar a capacidade de adesão e formação de biofilme na superfície das garrafas PET;

✓ Avaliar, em termos de composição de microrganismos, o biofilme formado nos diferentes materiais suporte. As análises microbiológicas auxiliariam no entendimento no que diz respeito aos diferentes meios suporte e influência das raízes da vegetação em diferentes posições e na comunidade microbiana constituinte do biofilme.

## REFERÊNCIAS

AccuWeather- <http://www.accuweather.com/pt/br/silveirania/39202/weather-forecast/39202>. Acesso em: 20 de janeiro de 2016.

AFONSO, M.L.C.; PAWLOWSKY, U.; PATZA, M.G. Tratabilidade dos despejos de laticínios por lodo ativado. **Brasil Alimentos**, n. 8, p.34-38, 2001.

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

ALTVATER, P.K. **Avaliação do desempenho de um tanque séptico modificado e tratamento complementar**. Curitiba: UFPR, 2008, 84p. Dissertação de Mestrado.

ALVIM, M.J.; BOTREL, M.A.; MARTINS, C.E.; CÓSER, A.C.; REZENDE, R.; VILELA, D. Efeito de doses de N e do intervalo entre cortes sobre a produção de matéria seca e teor de proteína bruta do tifton 85. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, n,35, **Anais...**, Botucatu: Sociedade Brasileira de Zootecnia. p.492-494, 1998.

ANDRADE, A.C.; FONSECA, D.M.; GOMIDE, J.A.; ALVAREZ, V.H.; MARTINS, C. E.; Souza, D. P. H. Produtividade e valor nutritivo do capim elefante cv. Napier sob doses crescentes de nitrogênio e potássio. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.29, n.6, p.1589-1595, 2000.

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AWWA - AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WEF - WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22<sup>nd</sup>ed. Washington: APHA/AWWA/WEF, 1496p, 2012.

ÁVILA, C.; REYER, C.; BAYONA, J.M.; GARCÍA, J. Emerging organic contaminant removal depending on primary treatment and operational strategy in horizontal subsurface flow constructed wetlands: Influence of redox. **Water Research**, v.47, p.315-325, 2013.

AYERS, R.S.; WESTCOT, D.W. A qualidade da água na agricultura. Tradução de GHEYI, H.R.; MEDEIROS, J.F.; DAMASCENO, F.A.V. Campina Grande: UFPB, 1999, 153p. (**Estudos FAO: Irrigação e Drenagem**, 29).

BECCATO, M.A.B. **Elaboração participativa de uma proposta de reestruturação do sistema de tratamento de esgoto da comunidade do Marujá –**

**Parque estadual da Ilha do Cardoso.** São Carlos: USP, 2004, 292p. Dissertação de Mestrado.

BEEBE, D.A.; CASTLE, J. W.; MOLZ, F. J.; RODGERS JR, J.H. Effects of evapotranspiration on treatment performance in constructed wetlands: Experimental studies and modeling. **Ecological Engineering**. v.71, p.394-400, 2014.

BELLONI, D.F. **Desempenho de um filtro biológico aerado submerso utilizando como meio suporte tampas de garrafas PET.** Maringá. 2011. 86p. Dissertação. (Mestrado em Engenharia Urbana)-Universidade Estadual de Maringá, 2005.

BOUNTIN, C., LEERD. A. Reed bed filters for wastewater treatment in France: major designs aspects and history of development. Restoring Florida's Everglades. **Magazine of the International Water Association**, WARER.v.21, p.58-60, 2004.

BOX, G. E. P. e COX, D. R. An analysis of transformations. **Journal of the Royal Statistical Society**, series B, v.26, p.211-243, 1964.

BRASIL, M.S.; MATOS, A.T. Avaliação de aspectos hidráulicos e hidrológicos de sistemas alagados construídos de fluxo subsuperficial. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.13, n.3, p.323-328, 2008.

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

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa nº 51, de 18 de setembro de 2002. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, 20 set. 2002. Seção 1, p.13-22.

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

BRIX, H. Treatment of Wastewater in the Rhizosphere of Wetland Plants - The Root Zone Method. **Water Science and Technology**, v.19, p.107-118, 1987

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.

BRIX, H.; SCHIERUP, H.H. The use of aquatic macrophytes in water-pollution control. **Ambio**, v.18, n.2, p.100-107. 1989.

- BURGONN, P.S.; DEBUSK, T.A.; REDDY, K.R.; KOOPMAN, B. Vegetated submerged beds with artificial substrates I: BOD removal. **Environ. Eng.** 117, v.4, p. 394-407. 1991
- BURTON, G.W.; GATES, R.N.; HILL, G.M. Registration of Tifton 85 bermuda grass. **Crop Science**, v.33, n.3, p.644-645, 1993.
- CALHEIROS, C.S.C.; DUQUE, A. F.; MOURA, A.; HENRIQUES, I. S.; CORREIA, A.; RANGEL, A. O. S. S.; CASTRO, P. M. L. Changes in the bacterial community structure in two-stage constructed wetlands with different plants for industrial wastewater treatment. **Bioresource Technology**, v.100, n.13, p.3228–3235, 2009.
- CALIJURI, M.L.; BASTOS, R.K.X.; CAPELETE, B.C.; MAGALHÃES, T.B.; MOREIRA NETO, R.F. Remoção de nitrogênio e fósforo em wetlands construídas: comportamento temporal. **In: CONGRESO INTERAMERICANO AIDIS**, 31, 2008, Santiago, Chile.
- CAMARGO, A.P.; CAMARGO, M.B.P. **Revisão analítica da evapotranspiração potencial**. *Bragantina*, v.59, n.02, p.125-137, 2000.
- CAMPOS, J.R. **Tratamento de esgoto sanitário por processo anaeróbico e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro**. PROSAB/FINEP, p.409-435., 1999.
- CARVALHO, A.M.X. **Rochagem e suas interações no ambiente solo: contribuições para aplicação em agroecossistemas sob manejo agroecológico**. Viçosa: UFV, 2012, 116p. Tese de Doutorado.
- CASELLES-OSORIO A.; PUIGAGUT J.; SEGÚ E.; VAELLO N.; GRANÉS F.; GARCIA D.; GARCIA J. Solids accumulation in six full-scale subsurface flow constructed wetlands. **Water Research**, v.41, p.1388-1398, 2007.
- CHAGAS, R.C.C.; MATOS, A.T.; CECON, P.R.; LO MONACO, P.A.V.; PIMENTA, L.A. Tratamento de esgoto sanitário em sistemas alagados construídos cultivados com Lírio-Amarelo. **Revista Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.33, n.6, p.1144-1155, 2013.
- COLLAÇO, A.B.; ROSTON, D.M. O uso de pneus picados como suporte de leitos cultivados. **Engenharia Ambiental- Espírito Santo do Pinhal**, v., n.1, p.021-031, 2006.

COMIN-CHIARAMONTI, P.; GOMES, B.G. Carbonatites from southeastern Brazil: Sr-Nd-Pb systematics. Short Papers- IV South American Symposium on Isotope Geology, **Proceedings...**, p.520-523, 2003.

COOPER, P. The performance of vertical flow constructed wetland systems with special reference to the significance of oxygen transfer and hydraulic loading rates. **Water Science and Technology**. v.51, n.9, p.81-90, 2005.

COOPER, P., GRIFFIN, P., HUMPHRIES, S. POND. A. Design of a hybrid reed bed system to achieve complete nitrification and denitrification of domestic sewage. **Water Science and Technology**, v.40, p.283-289, 1999.

COOPER, P.F.; JOB, J.D.; GREEN, B.; SHUTES, R.B.E. **Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment**. WRc Publications, Swindon, United Kingdom, 184p., 1996.

COPAM - Conselho Estadual de Política Ambiental do Estado de Minas Gerais. Deliberação conjunta COPAM/CERH (Conselho Estadual de Recursos Hídricos), no 01 de 13 de maio de 2008. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências**. 32p., 2008.

COSTA, S.M.S.P. **Avaliação do potencial de plantas nativas do Brasil no tratamento de esgoto doméstico e efluentes industriais em wetlands construídos**. Campinas: UNICAMP, 2004, 102p. Tese de Doutorado.

CRITES, R.W.; MIDDLEBROOKS, E.J.; REED, S.C. **Natural Wastewater Treatment Systems**. CRC Press, 576p, 2005.

DALLAS, S.; HO, G. **Subsurface flow reed beds using alternative media for the treatment of domestic greywater in Monteverde**, Costa Rica, Central America. *Wat. Sci. Tech*, v.51, p.119-128, 2005.

DE LA VARGA, D.; DÍAZ, M.A.; RUIZ, I.; SOTO, M. Avoiding clogging in constructed wetlands by using anaerobic digesters as pretreatment. **Ecological Engineering**, v.52, p.262–269, 2013.

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, n.6, p.1-14, 2004.

DERESZ, F. **Utilização do capim-elefante sob pastejo rotativo para produção de leite e carne**. Juiz de Fora, EMBRAPA-CNPGL, Circular Técnica n° 54, 29p, 1999,

DORDIO, A.V.; CARVALHO, A.J.P. Organic xenobiotics removal in constructed wetlands, with emphasis on the importance of the support matrix. **Journal of Hazardous Materials**, v.252–253, p.272–292, 2013.

DORNELAS, F.L. **Avaliação do desempenho de wetlands horizontais subsuperficiais como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB**. Belo Horizonte: UFMG, 2008, 101p. Dissertação de Mestrado.

DREW, M.C. Oxygen deficiency and root metabolism: injury and acclimation under hypoxia and anoxia. **Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology**, v.48, p.223-250, 1997.

DUŠEK, J.; PIEK, T.; ÍŽKOVÁ, H. Redox potential dynamics in a horizontal subsurface flow constructed wetland for wastewater treatment: diel, seasonal and spatial fluctuations. **Ecological Engineering**, v.34, n.3, p.223, 232, 2008.

EDWARDS, K.R.; CIZKOVA, H.; ZEMANOVÁ, K.; SANTRUCKOVA, H. Plant growth and microbial processes in a constructed wetland planted with *Phalaris arundinacea*. **Ecological Engineering**, v.27, n.2, p.153–165, 2006.

FAQUIM, V. **Nutrição mineral de plantas**. Lavras: FAEPE. 1994, 227 p.

FERREIRA, M.B.D.; LOPES, B.C. A experiência de Minas Gerais na produção de F1. **In: Simposio Minas Leite Aspectos Técnicos, Econômicos e Sociais da Atividade Leiteira, Anais...** Juiz de Fora-MG: Embrapa Gado de Leite; EMATER-MG; EPAMIG- CT/ILCT, p.137-161, 2002.

FERRES, G.C. **Variabilidade da condutividade hidráulica e de formas do nitrogênio em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial**. VIÇOSA: UFV, 2012, 62p. Dissertação de Mestrado.

FIA, F. R. L.; MATOS, A. T.; FIA, R.; LAMBERT, T. F.; MATOS, M. P. Remoção de nutrientes por *Typha latifolia* e *Cynodon* spp. cultivadas em sistemas alagados construídos. Revista **Ambi-Água**, v.6, n.1, p.77-89, 2011.

FIA, F.R.L. **Modelos de remoção de matéria orgânica e nutrientes de águas residuárias da suinocultura em sistemas alagados construídos**. Viçosa: UFV, 2009, 146p. Tese de Doutorado.

FIA, F.R.L.; MATOS, A.T.; FIA, R.; BORGES, A.C.; ABREU, E.C. Influência de carga de nutrientes e de espécie cultivada na remoção de K, Na, Cu e Zn da água residuária da suinocultura tratada em sistema alagados construídos. *Revista **Ambi-Água***, v.10, n.3, p.542-553, 2015.

FIA, R.; MATOS, A.T.; FERREIRA, P.A.; TEODORO, P.E.P.; SCHUERY, F. C.; LUIZ, F. A.R. Desempenho agrônômico da *Typha sp.* e *Alternanthera philoxeroides Mart.* utilizadas no tratamento de águas residuárias da lavagem e descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro em sistema alagado construído. *Engenharia na Agricultura*, v.16, n.4, p.436-448, 2008.

FONDER, N.; XANTHOULIS, D. Removal processes and their distribution inside a subsurface horizontal flow constructed wetland. **Proceedings...** Internat.Conf. Multi Functions of Wetland Systems. BORIN, M.; BACELLE, S. (eds). Padova, Italy, p. 60-61, 2007.

FIA, R.; MATOS, A.T.; FIA, F.R.L.; MATOS, M.P.; LAMBERT, T.F.; NASCIMENTO, F.S. Desempenho de forrageiras em sistemas alagados de tratamento de águas residuárias do processamento do café. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.14, n.8, p.842-847, 2010.

FU, G.; ZHANG, J.; CHEN, W.; CHEN, Z. Medium clogging and the dynamics of organic matter accumulation in constructed wetlands. *Ecological Engineering*, v.60, p.393-398, 2013.

FURTINI NETO, A. E.; VALE, F.R.V.; RESENDE, A.V. R.; GUILHERME, L.R.G.; GUEDES, G.A.A. **Fertilidade do solo**. Textos Acadêmicos. Editora UFLA/FAEPE. Lavras, MG. 2001, 252p.

GARCIA, G.O.; RIGGO, M;M.; CECÍLIO, R.A.; REIS, E.F.; BERTOSSI, A.P.A. Massa seca e extração de nutrientes por duas forrageiras fertirrigadas com esgoto doméstico tratado. *Biosci*, v.31, n.1, p.215-226, 2015.

GARCIA, J.; AGUIRRE, P.; MUJERRIEGO, R.; HUANG, Y.; ORTIZ, L.; BAYONA, J.M. Initial contaminant removal performance factors in horizontal for reed beds used for treating urban wastewater. *Water Research*, v.38, p.1.669-1.678, 2004.

GARFI, M.; PEDESCOLL, A.; BÉCARES, E.; HIJOSA-VALSERO, M. SIDRACH-CARDONA, R; GARCÍA, J. Effect of climatic conditions, season and wastewater quality on contaminant removal efficiency of two experimental constructed wetlands

in different regions of Spain. **Science of the Total Environment**, v.437, p.61–67, 2012.

GÓMEZ, C.R., SUAREZ, M.L., VIDAL, A, M.R. The performance of a multi-stage system of constructed wetlands for urban wastewater treatment in a semiarid region of SE Spain. **Ecological Engineering**, v.16, p.501-517, 2001.

GOMIDE, J.A. Adubação fosfatada e potássica de plantas forrageiras. In: PEIXOTO, A.M.; MOURA, J.C.; FARIA, V.P. (eds.). **Pastagens: Fundamentos da Exploração racional**. Piracicaba: FEALQ, 1986. p.155-164.

HARBEL, R. Constructed wetlands: a chance to solve wastewater problems in developing countries. **Water Science and Technology**, v.40, n.3, p.1-17, 1999.

HIJOSA-VALSERO, M; SIDRACH-CARDONA, R; MARTÍN-VILLACORTA, J.; BÉCARES, E. Optimization of performance assessment and design characteristics in constructed wetlands for the removal of organic matter. **Chemosphere**, v.81, p.651-657, 2010.

HILL, G.M.; GATES, R.N.; WEST, J.W.; BURTON, G.W. Tifton 85 bermudagrass utilization in beef, dairy, and hay production. In: WORKSHOP SOBRE O POTENCIAL FORRAGEIRO DO GÊNERO CYNODON, 1996, Juiz de Fora. **Anais...Juiz de Fora: Embrapa-CNPGL**, 1996. p.140-150.

HILLESHEIM, A. Manejo do gênero *Pennisetum* sob pastejo. In: PEIXOTO, A.M., MOURA, J.C., FARIA, V.P. In: Simpósio sobre manejo da pastagem, 9, Piracicaba, **Anais...Piracicaba: FELALQ**, p.77-108, 1988.

HOA, N.T.; KOOTTATEP, T. Effects of different substrate on nitrogen removal in constructed wetlands treating faecal sludge. **International Conference on Sustainable Architectural Design and Urban Planning Hanoi Architectural University**, Hanoi, Vietnam, p.15-16, 2007,

HUNT, P.G.; MATHENY, T.A.; SZOGI, A.A. Denitrification in Constructed Wetlands Used for Treatment of Swine Wastewater. **J. Environ. Qual**, v.32, p.727-735, 2003.

INOCÊNCIO, M.F.; CARVALHO, J.G.; FURTINI NETO, A. E. Potássio, sódio e crescimento inicial de espécies florestais sob Substituição de potássio por sódio. **Revista Árvore**, v.38, n.1, p.113-123, 2014.

IWA - International Water Association. **Constructed Wetlands for Pollution**. 156 p., 2000.

- JACQUES, A.V.A. Características morfológicas e suas implicações com o manejo. In: CARVALHO, M.M.; ALVIM, M.J., XAVIER, D.F, *et al.* (Eds.). **Capim-elefante, produção e utilização**. Coronel Pacheco: EMBRAPA/CNPGL. p.31-48, 1994.
- JAYARÃO, B.M.; PILLAI, S.R.; SAWANT, A.A.; WOLFGANG, D.R.; HEGDE, N.V.Guidelines for Monitoring Bulk Tank Milk Somatic Cell and Bacterial Counts. **Journal of Dairy Science**, v.87, n.10, p.3561-3573, 2004.
- JESUS, F.L.F. **Desempenho e influência dos capins tifton 85 (*Cynodonsp.*) e vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) no tratamento de esgoto sanitário em sistemas alagados construídos**. Viçosa: UFV, 2016, 95p. Dissertação de Mestrado.
- KADLEC, R.H.; WALLACE, R.D. **Treatment Wetlands**. 2<sup>nd</sup> ed. Florida: CRC Press, 1016p., 2009.
- KAICK, T. S.V. **Estação de tratamento de esgoto por meio de zona de raízes: uma proposta de tecnologia apropriada para saneamento básico no litoral do Paraná**. Curitiba: UFET, 2002, 116p. Dissertação de Mestrado.
- KARATHANASIS, AD.; POTTER, C.L.; COYNE, M.S. Vegetation effects on fecal bacteria, BOD, and suspended solid removal in constructed wetlands treating domestic wastewater. **Ecological Engineering**, v.20, p.157-169, 2003.
- KATSENOVICH, Y.P.; BATISTA, A.H.; RAVINET, A.J.; MILLER, J.F. Performance evaluation of constructed wetlands in a tropical region. **Ecological Engineering**, v.35, n.10, p.1529–1537, 2009.
- KIEHL, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. São Paulo: Ceres, 492p., 1985.
- KLOMJEK, P.; NITISORAVUT, S. Constructed treatment wetland: a study of eight plant species under saline conditions. **Chemosphere**, v.58, n.5, p.585–593, 2005.
- KONRAD, O.; TONETTO, F.J.; SIQUEIRA, L.M.; HASAN, C.; GALLINA, P.R. Avaliação da eficiência de wetland construído para tratamento de afluente proveniente de vinícola. **Revista Brasileira de Viticultura Enologia**, n.7, p.10-17, 2015.
- KORKUSUZ, E.A.; BEKLIOGLU, M.; DEMIRER, G.N. Treatment Efficiencies of the Vertical Flow Pilot Scale Constructed Wetlands for Domestic Wastewater Treatment. **Turkish J. Eng. Env.Sci**, v.28, p.333-344, 2004.

KOUKI, S.; SAIDI, N.; RAJEB, A.B.; M'HIRI, F. Potential of a polyculture of *Arundo donax* and *Typha latifolia* for growth and phytotreatment of wastewater pollution. **African Journal of Biotechnology**, v.11, n. 87, p.15341-15352, 2012.

LAUTENSCHLAGER, S.R. **Modelagem de desempenho de Wetlands construídas**. São Paulo: USP, 2001, 90p. Dissertação de Mestrado.

LIANG, M.Q.; ZHANG, C.F.; PENG, C.L.; LAI, Z.L.; CHEN, D.F.; CHEN, Z.C. Plant growth, community structure, and nutrient removal in monoculture and mixed constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v.37, n.2, p.309–316, 2011.

LIN, Y. F.; JING, S.R.; LEE, D.Y.; CHANG, Y.F.; CHEN, Y.M.; SHIH, K.C. Performance of a constructed wetland treating intensive shrimp aquaculture wastewater under high hydraulic loading rate. **Environmental Pollution**, v.134, p.411-421, 2005.

LIN, Y.F.; JING, S.R.; LEE, D.Y.; CHANG, Y.F.; SHIH, K.C. Nitrate removal and denitrification affected by soil characteristics in nitrate treatment wetlands. **Journal of Environmental Science and Health, Part A**, v.42, n.4, p.471-479, 2007.

LO MONACO, P.A.; MATOS, A.T.; MARTINEZ, M.A.; JORDÃO, C.P. Eficiência de materiais orgânicos filtrantes no tratamento de águas residuárias da lavagem de despolpa dos frutos do cafeeiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.10, n.1, p.40-47, 2002.

LO MONACO, P.A.V.; MATOS, A.T.; SARMENTO, A.P.; LOPES JÚNIOR, A.V.; LIMA, J.T. Desempenho de filtros constituídos por fibras de coco no tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v.17, n.6, p.473-480, 2009.

LOURES, A.P.S.; SOARES, A.A.; MATOS, A.T.; CECON, P.R.; PEREIRA, O.G. Remoção de fósforo em sistema de tratamento de esgoto doméstico, por escoamento superficial. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.10, n.3, p.706-714, 2006.

MACHADO, R.M.G.; FREIRE, V.H.; SILVA, P.C.; FIGUERÊDO, D.V.; FERREIRA, P.E. Controle ambiental nas pequenas e médias indústrias de laticínios. **Projeto Minas Ambiente**, 224p., 2002.

MANSOR, M.T.C. **Uso de leitos de macrófitas no tratamento de águas residuárias**. Campinas: UNICAMP, 1998. 106 p. Dissertação de Mestrado.

MARIANI, S. **Pequenos produtores de leite, modernização produtiva e cooperação: Projeto Associações Comunitárias de Resfriamento de Leite da Cooperativa Agropecuária Petrópolis- PIÁ.** São Leopoldo: UNISINOS, 2006, 171p. Dissertação de Mestrado.

MARQUES, D.M. Terras úmidas construídas de fluxo subsuperficial. In: CAMPOS, J.R. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo.** Rio de Janeiro: ABES, p.409-435, 1999.

MARSAHALL, K.R.; HARPER, W.J. The treatment of wst from the dairy industry, In: BARNES, D. Food and allied industries. London: The Pitman Press, Bath, 1984. V.1, cap.5, p.296-376.

MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants.** 2. ed. London: Academic Press, 1995. 889p.

MATOS, A.T. **Disposição de águas residuárias no solo. Caderno Didático n ° 38. Viçosa - MG: Associação dos Engenheiros Agrícolas de Minas Gerais.** Departamento de Engenharia Agrícola da UFV, 2007, 141p.

MATOS, A.T. **Manual de análise de resíduos sólidos e águas residuárias.** Editora UFV, 1a ed., Viçosa, MG. 2015a, 149p.

MATOS, A.T. **Práticas de qualidade do meio físico ambiental: água e solo.** Editora UFV, Viçosa, MG, 89p., 2012.

MATOS, A.T.; ABRAHÃO, S.S.; BORGES, A. C.; MATOS, M.P. Influência da taxa de carga orgânica no desempenho de sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.15, n.01, p.83-92, 2010a.

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 Ámbi-Água**, v.3, n.1, p.43-53, 2008.

MATOS, A.T.; ALMEIDA NETO, O.B.; MATOS, M.P. Saturação do complexo de troca de solos oxidicos com sódio. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.18, n.5, p.501-506, 2014.

MATOS, A.T.; FREITAS, W.S.; BRASIL, M.S.; BORGES, A.C. Influência da espécie vegetal cultivada nas condições redox de sistemas alagados construídos. **Revista Engenharia Agrícola**, v.30, n.3, p.518-526, 2010b.

MATOS, A.T.; FREITAS, W.S.; LO MONACO, P.A.V. Capacidade extratora de diferentes espécies vegetais cultivadas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura. **Engenharia Agrícola**, v.32, n.6, p.518-526, 2010c.

MATOS, A.T.; FREITAS, W.S.; LO MONACO, P.A.V. Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias da suinocultura. **Revista Ambiente e Água**, v.5, n.2, p.119-132, 2010d.

MATOS, A.T.; ABRAHÃO, S.S.; LO MONACO, P.A.V.; SARMENTO, A.P.; MATOS, M.P. Capacidade extratora de plantas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias de laticínios. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, n.12, 2010e.

MATOS, A.T.; ABRAHÃO, S.S.; LO MONACO, P.A. Eficiências de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias de indústria de laticínios. **Revista Engenharia Agrícola**, v.32, n.6, p.1144-1155, 2012b.

MATOS, A.T.; ABRAHÃO, S.S.; PEREIRA, O.G. Desempenho Agronômico de Capim-elefante Napier (*Pennisetum purpureum* schum) cultivado em sistemas alagados construídos. **Engenharia na agricultura**, v.19, p.477-479, 2011.

MATOS, A.T.; SILVA, D.F.; LO MONACO, P.A.V.; PEREIRA, O.G. Produtividade e composição química do capim-tifton 85 submetido a diferentes taxas de aplicação do percolado de resíduo sólido urbano. **Engenharia Agrícola**, v.33, n.1, p.188-200, 2013.

MATOS, M.P. **Colmatação em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial: principais fatores e métodos de identificação em unidades plantadas e não plantadas. Belo Horizonte: UFMG, 2015b, 301p.** Tese de doutorado.

MELO, A.D.S.; REIS, R.P. Tanques de expansão e resfriamento de leite como alternativa de desenvolvimento regional para produtores familiares. **Organizações Rurais e Agroindustriais**, Lavras, v.9, n.1, 2007.

MENDONÇA, H.V.; RIBEIRO, C.B.M.; BORGES, A.C.; BASTOS, R.R. Remoção de nitrogênio e fósforo de águas residuárias de laticínios por sistemas alagados construídos operando em bateladas. **Ambi-Agua**, v.7, n.2, p.75-87, 2012.

MENDONÇA, H.V.; RIBEIRO, C.B.M.; BORGES, A.C.; BASTOS, R.R. Sistemas alagados construídos em batelada: remoção de demanda bioquímica de oxigênio e

regulação de pH no tratamento de efluentes de laticínios. **Ambi-Agua**, v.10, n.2, p.442-453, 2015.

METCALF e EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment Disposal and Reuse**. McGraw-Hill, 4<sup>nd</sup> ed., New York, 1818p., 2003.

MONTEIRO, R.C.M. **Viabilidade técnica do emprego de sistemas tipo Wetlands para tratamento de água cinza visando o reuso potável**. São Paulo: USP, 2009, 84p. Dissertação de Mestrado.

MOSHIRI, G. **Constructed wetlands for wate quality improvement**. CRC Press LLC: Boca Raton, Florida, 1993.

MOTTA, S.L. **Tratamento de Esgoto Doméstico em Bio-Reator Aeróbio de Leito Fixo Submerso**. Rio de Janeiro: UFRJ, 1995, 102p. Tese de Doutorado.

NIVALA, J.; KNOWLES, P.; DOTRO, G.; GARCÍA, J.; WALLACE, S. Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: Measurement, modeling and management. **Water Research**, v.46, p.1625-1640, 2012.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL., **Nutrients requeriments of beef cattle**. 6<sup>nd</sup> ed Washington, D.C.; National Academy of Science, 1984, 90p.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL., **Nutrients requeriments of dairy cattle**. 6<sup>nd</sup> ed. Washington, D.C.; National Academy of Science, 1988, 157p.

NERO, L.A.; MATTOS, M.R.; BELOTI, V.; BARROS, M.A.F.; PINTO, J.P.A.N.; ANDRADE, N.J.; SILVA, W.P.; FRANCO, B.D.G. Leite cru de quatro regiões leiteiras brasileiras: Perspectivas de atendimento dos requisitos microbiológicos estabelecidos pela Instrução Normativa 51. **Ciênc. Tecnologia de Alimentos**, Campinas, v. 25, n. 1, p.191-195, 2005.

OUATTARA, J.M.P.; COULIBALY, L.; TIHO, S.; OUTTARA, A.; GOURÈNE, G. *Panicum maximum* (Jacq.) density effect upon macrofauna structure in sediments of pilot-scale vertical flow constructed wetlands treating domestic wastewater. **Ecological Engineering**, v.37, n.2, p.217–223, 2011.

PAOLI, A.C. **Análise de desempenho e comportamento de wetlands horizontais de fluxo subsuperficial baseado em modelos hidráulicos e cinéticos**. Belo Horizonte: UFMG, 2010, 148p. Dissertação de Mestrado.

- PARK, W.H. Integrated constructed wetland systems employing alum sludge and oyster shells as filter media for P removal. **Ecological Engineering**, n.3, p.1275–1282, 2009.
- PAVINATO, P.S.; ROSOLEM, C.A. Disponibilidade de nutrientes no solo - Decomposição e liberação de compostos orgânicos de resíduos vegetais. **Revista Bras. Ci. Solo**, v.32, p.911-920, 2008.
- PEDESCOLL, A.; SAMSÓ, R.; ROMERO, E.; PUIGAGUT, J.; GARCIA, J. Reliability, repeatability and accuracy of the falling head method for hydraulic conductivity measurements under laboratory conditions. **Ecological Engineering**, v.37, p.754–757, 2011.
- PEDESCOLL, A.; UGGETTI, E.; LLORENS, E.; GRANÉS, F.; GARCIA, D; GARCIA, J. Practical method based on saturated hydraulic conductivity used to assess clogging in subsurface flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v.35, p.1216–1224, 2009.
- PEDREIRA, C.G.S.; NUSSIO, L.G.; SILVA, S.C. Condições edafo-climáticas para produção de *Cynodon* spp. Manejo de pastagens de Tifton, Coastercross e Estrela. In: Simpósio sobre manejo da pastagem, 15, 1998, Piracicaba. **Anais...** Piracicaba: FEALQ, 1998. p.85-113.
- PEREIRA, A.V. **Anais do 10º Simpósio sobre Manejo da Pastagem**, Piracicaba: FEALQ, 1993.
- PHILIPPI, L.S., SEZERINO, P.H. Domestic effluent through integrated system of septic tank and root zone. **Wat.Sci.Tech.**, v.40, n.3, p.125-131,1999.
- PHILIPPI, L.S.; SEZERINO, P. **Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas**. Ed. do autor, 2004, 144p.
- PITALUGA, D.P.S. **Avaliação de diferentes substratos no tratamento de esgoto sanitário por zona de raízes**. Goiânia: UFG, 2011, 133p. Dissertação de Mestrado.
- PLATZER, C.H.; CARDIA, W. O wetland como componente de ecosan – experiências com o uso e dimensionamento no clima subtropical. In: Proceedings of the **Internationalconference on sustainable sanitation: Food and water security fo Latin America**. Fortaleza, Brazil, 2007.

PREMAZZI, L.M.; MONTEIRO, F. A.; OLIVEIRA, R. F. Crescimento de folhas do capim-bermuda tifton 85 submetido à adubação nitrogenada após o corte. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.40, n.3, p.518-526, 2011.

QUEIROZ, F.M.; MATOS, A.T.; PEREIRA, O.G.; OLIVEIRA, R.A.; LEMOS, A.L. Características químicas do solo e absorção de nutrientes por gramíneas em rampas de tratamento de águas residuárias da suinocultura. **Revista Engenharia na Agricultura**, v.12, n.2, p.77-90, 2004.

RAMOS, N.F.S. **Tratamento de água residuária da suinocultura em sistemas alagados construídos: desempenho e modelagem hidráulica-cinética**. Viçosa: UFV, 2011. 88p. Dissertação de Mestrado.

REED, S.R.; CRITES, R.W.; MIDDLEBROOKS, J.E. **Natural Systems for Waste Management and Treatment**. McGraw-Hill (ed.), 2<sup>nd</sup> ed., New York, USA, 448p. 1995.

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)

ROLÔ, M.C. **Pós-tratamento de reator UASB utilizando filtro biológico aerado submerso**. São Paulo: USP, 2003, 200p. Dissertação de Mestrado.

ROUSSEAU, D.P.L; HORTON, D.; VANROLLEGHEM, P.A.; de PAUW, N. Impact of operational maintenance on the asset life of storm reed beds. **Water Science and Technology**, v.51, n.9, p.243–50, 2005.

SARAIVA, C.B. **Potencial poluidor de um laticínio de pequeno porte: um estudo de caso**. Viçosa: UFV, 2008, 63p. Dissertação de Mestrado.

SILVA, F. de A.S. e. The ASSISTAT Software: statistical assistance. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON COMPUTERS IN AGRICULTURE, 6, Cancun, 1996. **Anais...**, Cancun: American Society of Agricultural Engineers, 1996. p.294-298.

SOUSA, J.T.; van HAANDEL, A.C.; CABRAL, R.P.B. Desempenho de sistemas wetlands no pós tratamento de esgotos sanitários pré-tratados em reatores UASB. In: IX Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES, Porto Seguro, **Anais...**, 2000. III-072, CD-ROM.

SOUZA, J.T.; VAN HAANDEL, A.; LIMA, E.P.C.; HENRIQUE, I.N. Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator

UASB. **Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.9, n.4, p.285-290, 2004.

STOTTMEISTER, U.; WIEBNER, A.; KUSCHK, P.; KAPPELMEYER, U.; KASTNER, M.; BEDERSKI, O.; MÜLLER, R. A.; MOORMANN, H. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. **Biotechnology Advances**, v.22, n.1-2, p.93-117, 2003.

STOWELL, R.; TCHOBANOGLOUS, G.; COLT, J.; KNIGHT, A. Concepts in aquatic system design. **Journal of the Environmental Engineering Division**, ASCE, v.107, p.919-940, 1981.

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

TAYLOR, C.R.; HOOK, P.B.; STEIN, O.R.; ZABINKSI, C.A. Seasonal effects of 19 plant species on COD removal in subsurface treatment wetland microcosms. **Ecological Engineering**, v.37, n.5, p.703–710, 2011.

TCHOBANOGLOUS, G.; BURTON, F.L. **Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse**. 3<sup>rd</sup> ed. New York: McGraw-Hill, 1334 p., 1991.

TONIATO, J.V. **Avaliação de um wetlands construído no tratamento de efluentes sépticos – Estudo de caso Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil**. Rio de Janeiro: ENSP, 2005, 95p. Dissertação de Mestrado.

TURKERA, O.C.; BOCUKB, H.; YAKARB, A. The phytoremediation ability of a polyculture constructed wetland to treat boron from mine effluent. **Journal of Hazardous Materials**, n.252-253, p.132-141, 2013

**USEPA-Design Manual: Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment**. U.S. Environmental Protection Agency. Cincinnati, OH. 83p. 1988.

**USEPA-Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters**. United States Environmental Protection Agency, EPA/625/R-99/010, Washington, DC, 2000b.

**USEPA-Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters**. United States Environmental Protection Agency, EPA/625/R-99/010, Washington, DC, 2000.

USEPA-**Wastewater Technology Fact Sheet Wetlands: Subsurface Flow**. United States Environmental Protection Agency, EPA/832/F-00/023, Washington, DC, 2000a.

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

VICENTE-CHANDLER, J.V.; ALRURIA, F.; CARO-COSTA, R.; FIGARELLO, J.; SILVA, S.; PEARSON, R.W. **Intensive grassland management in the humid tropics of Puerto Rico**. University of Puerto Rico, 1974. 164p. Bulletin 233.

VILAS BÔAS, R.B.V. **Avaliação de sistemas alagados construídos combinados com diferentes configurações**. Lavras: UFLA, 2012, 156p. Dissertação de Mestrado.

VILELA, D.; ALVIM, M.J. Manejo de pastagens do gênero *Cynodon*: Introdução, caracterização e evolução do uso no Brasil. In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO DA PASTAGEM, 15. 1998, Piracicaba. **Anais...** Piracicaba: FEALQ: ESALQ, 1998. p. 23-54, 1998.

VILELA, D.; ALVIM, M.J.; CANTOS, F. Produção de leite de vacas Holandesas em confinamento ou em pastagens de Coastcross. **Revista da Sociedade Brasileira de Zootecnia**, v.25, n.6, p.1228-1244, 1998.

VINHOLIS, M.D.M.B.; BRANDÃO, H.D.M. Economia de escala no processo de resfriamento do leite. **Ciência e Agrotecnologia**, v.33, p.245-251, 2009.

VOHLA, M.; KOIV, H.J.; BAVOR, F; CHAZARENC, U.M.F. Materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands - a review. **Ecological Engineering**, v.37, p.70–89, 2011.

VON DREIFUS, T. **Tratamento de águas residuárias por alagados construídos de fluxo subsuperficial horizontal, utilizando vetiver (*Chrysopogon zizanioides* L.): Avaliação e desempenho de três leitos distintos**. Bauru: UNESP, 2012, 84p. Dissertação de Mestrado.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. DESA, UFMG, v.2, 3ª ed., Belo Horizonte, MG, 452p., 2005.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. DESA, UFMG, v.2, 1ª ed., Belo Horizonte, MG, 211p., 1996.

VYMAZAL, J. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. **Ecological Engineering**, v.25, p. 478–490, 2005.

VYMAZAL, J.; KROPFELOVÁ, L. Removal of organics in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: A review of the field experience. **Science of the Total Environment**, v.407, p.3911-3922, 2009.

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, n.380, p.48-65, 2007.

VYMAZAL, J. The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. **Ecological Engineering**, v. 35, p.1-17, 2009.

VYMAZAL, J.; KRÖPFELOVÁ, L. **Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Subsurface Flow**. Series of Environmental Pollution , Springer, Germany, v.14, p.566, 2008.

WANG, H.; HUANG, C. C.; GE, Y.; WU, J. Z.; CHANG, J. The Performance of Species Mixtures in Nitrogen and Phosphorus Removal at Different Hydraulic Retention Times. **Pol.J.Environ.Stud**, v.23, n.3, p.922, 2014.

WOOD, R.B.; McATAMNEY, C.F. The use of macrophytes in bioremediation. **Biotechnology Advance**, v.12, p.653 - 662, 1994.

XIAN, Q.; HU, L.; CHEN, H.; CHANG, Z.; ZOU, H. Removal of nutrients and veterinary antibiotics from swine wastewater by a constructed macrophyte floating bed system. **Journal of Environmental Management**, v.91, n.12, p.2657-2661, 2010.

ZANELLA, L. **Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: wetlands- construídos utilizando brita e bambu como suporte**. CAMPINAS: UNICAMP, 2008, 189p. Tese de Doutorado.

ZHANG, C.B.; WANG, J.; LIUA, W.L.; ZHUB, S.X.; LIUB, D.; CHANGC, S.X.; CHANGB, J.; GEB, Y. Effects of plant diversity on nutrient retention and enzyme activities in a full-scale constructed wetland. **Bioresour Technol**, v.101, n.6, p.1686–1692, 2010.

ZHUA, S.X.; GEA, H.L.; GEA, Y.; CAO, H.Q.; LIUA, D.; CHANGA, J.; ZHANG, B.C.B.; GUA, B.J.; CHANGC, S.X. Effects of plant diversity on biomass production and substrate nitrogen in a subsurface vertical flow constructed wetland. **Ecological Engineering**, v.36, n. 10, p.1307–1313, 2010.

ZURITA, F.; ANDA, J.D.; BELMONT, M.A. Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v.35, n.5, p.861-869, 2009.

## Apêndice:

**Tabela 32:** Resumo da análise de variância da produtividade média de matéria seca (MS) da parte aérea do capim-elefante e do capim-tifton 85, nos SACs-EHSS cultivados.

FV	Produtividade de MS (Mg ha <sup>-1</sup> )		
	GL	QM	F
EV	1	0,9008	25,1810**
MS	1	0,3776	10,5577**
PC	1	0,3952	11,0476**
EV x MS	1	0,0633	1,7696ns
EV x PC	1	0,1660	4,6407*
MS x PC	1	0,1036	2,8982ns
EV x MS x PC	1	0,0112	0,3140ns
Tratamentos	7	0,2882	
Bloco	3	1,0225	
Resíduo	21	0,0357	
Total	31		
CV(%)	12,6		

\*significativo em nível de 1% de probabilidade ( $p < 0.01$ ); \*\*significativo em nível de 5% de probabilidade ( $0.01 = p < 0.05$ ); ns- não significativo ( $p > 0.05$ ); CV: Coeficiente de variação.

**Tabela 33:** Resumo da análise de variância do teor médio de nitrogênio (N) da parte aérea do capim-elefante e do capim-tifton 85, nos SACs-EHSS cultivados.

FV	Concentração de N (dag kg <sup>-1</sup> )		
	GL	QM	F
EV	1	25,0791	10,5309**
MS	1	3,7403	1,5706ns
PC	1	9,1888	3,8585ns
EV x MS	1	3,6079	1,5150ns
EV x PC	1	9,5756	4,0209ns
MS x PC	1	8,0687	3,3881ns
EV x MS x PC	1	0,2004	0,0842ns
Tratamentos	7	8,4944	
Bloco	3	7,5697	
Resíduo	21	2,3814	
Total	31		
CV(%)	22,16		

\*significativo em nível de 1% de probabilidade ( $p < 0.01$ ); \*\*significativo em nível de 5% de probabilidade ( $0.01 = p < 0.05$ ); ns- não significativo ( $p > 0.05$ ); CV: Coeficiente de variação.

**Tabela 34:** Resumo da análise de variância do teor médio de nitrogênio (N) da parte aérea do capim-elefante e do capim-tifton 85, nos SACs-EHSS cultivados.

FV	Concentração de N (dag kg <sup>-1</sup> )		
	GL	QM	F
EV	1	25,0791	10,5309**
MS	1	3,7403	1,5706ns
PC	1	9,1888	3,8585ns
EV x MS	1	3,6079	1,5150ns
EV x PC	1	9,5756	4,0209ns
MS x PC	1	8,0687	3,3881ns
EV x MS x PC	1	0,2004	0,0842ns
Tratamentos	7	8,4944	
Bloco	3	7,5697	
Resíduo	21	2,3814	
Total	31		
CV(%)	22,16		

\*significativo em nível de 1% de probabilidade ( $p < .01$ ); \*\*significativo em nível de 5% de probabilidade ( $.01 = < p < .05$ ); ns- não significativo ( $p > .05$ ); CV: Coeficiente de variação.

**Tabela 35:** Resumo da análise de variância do teor médio de proteína bruta (PB) da parte aérea do capim-elefante e do capim-tifton 85, nos SACs-EHSS cultivados.

FV	Proteína Bruta (dag kg <sup>-1</sup> )		
	GL	QM	F
EV	1	979,6547	10,5309**
MS	1	146,1081	1,506ns
PC	1	358,9393	3,8585ns
EV x MS	1	140,9343	1,5150ns
EV x PC	1	374,0487	4,0209ns
MS x PC	1	315,1851	3,3881ns
EV x MS x PC	1	7,8292	0,0842ns
Tratamentos	7	331,8142	
Bloco	3	295,6939	
Resíduo	21	93,0267	
Total	31		
CV(%)	22,16		

\*significativo em nível de 1% de probabilidade ( $p < .01$ ); \*\*significativo em nível de 5% de probabilidade ( $.01 = < p < .05$ ); ns- não significativo ( $p > .05$ ); CV: Coeficiente de variação.

**Tabela 36:** Resumo da análise de variância da capacidade média de extração de nitrogênio (N) da parte aérea do capim-elefante e do capim-tifton 85, nos SACs-EHSS cultivados.

FV	Capacidade de extração (kg ha <sup>-1</sup> )		
	GL	QM	F
EV	1	157,3416	30,2012**
MS	1	34,1644	6,5577*
PC	1	3,6980	0,7098ns
EV x MS	1	17,3410	3,3286ns
EV x PC	1	0,4313	0,0828ns
MS x PC	1	31,4032	6,0278*
EV x MS x PC	1	0,8893	0,1707ns
Tratamentos	7	35,0384	
Bloco	3	48,2328	
Resíduo	21	5,2097	
Total	31		
CV(%)	22,16	18,48	

\*significativo em nível de 1% de probabilidade ( $p < .01$ ); \*\*significativo em nível de 5% de probabilidade ( $.01 = p < .05$ ); ns- não significativo ( $p > .05$ ); CV: Coeficiente de variação.

**Tabela 37:** Resumo da análise de variância do teor médio de fósforo (P) da parte aérea do capim-elefante e do capim-tifton 85, nos SACs-EHSS cultivados.

FV	Concentração de P (kg ha <sup>-1</sup> )		
	GL	QM	F
EV	1	0,0179	0,6537ns
MS	1	0,4222	15,3473**
PC	1	0,0136	0,4944ns
EV x MS	1	0,0151	0,5512ns
EV x PC	1	0,0006	0,0218ns
MS x PC	1	0,0098	0,3571ns
EV x MS x PC	1	0,0331	1,2047ns
Tratamentos	7	0,0732	
Bloco	3	0,2404	
Resíduo	21	0,0275	
Total	31		
CV(%)	24,91		

\*significativo em nível de 1% de probabilidade ( $p < .01$ ); \*\*significativo em nível de 5% de probabilidade ( $.01 = p < .05$ ); ns- não significativo ( $p > .05$ ); CV: Coeficiente de variação.

**Tabela 38:** Resumo da análise de variância da capacidade média de extração de fósforo (P) da parte aérea do capim-elefante e do capim-tifton 85, nos SACs-EHSS cultivados.

FV	Capacidade de extração (kg ha <sup>-1</sup> )		
	GL	QM	F
EV	1	8,9645	17,4333**
MS	1	0,0903	0,1758ns
PC	1	1,8247	3,5485ns
EV x MS	1	1,0836	2,1073ns
EV x PC	1	0,8457	1,6447ns
MS x PC	1	1,4966	2,9105ns
EV x MS x PC	1	0,8854	1,7218ns
Tratamentos	7	2,1701	
Bloco	3	4,8981	
Resíduo	21	0,5142	
Total	31		
CV(%)	19,06		

\*significativo em nível de 1% de probabilidade ( $p < .01$ ); \*\*significativo em nível de 5% de probabilidade ( $.01 \leq p < .05$ ); ns- não significativo ( $p > .05$ ); CV: Coeficiente de variação.

**Tabela 39:** Resumo da análise de variância do teor médio de potássio (K) da parte aérea do capim-elefante e do capim-tifton 85, nos SACs-EHSS cultivados.

FV	Concentração de K (kg ha <sup>-1</sup> )		
	GL	QM	F
EV	1	10,7450	46,6796**
MS	1	7,1599	31,1049**
PC	1	0,2207	0,9589ns
EV x MS	1	0,9512	4,1325ns
EV x PC	1	0,5990	2,6025ns
MS x PC	1	0,0680	0,2957ns
EV x MS x PC	1	0,6411	2,7853ns
Tratamentos	7	2,9121	
Bloco	3	1,5614	
Resíduo	21	0,2301	
Total	31		
CV(%)	20,93		

\*significativo em nível de 1% de probabilidade ( $p < .01$ ); \*\*significativo em nível de 5% de probabilidade ( $.01 \leq p < .05$ ); ns- não significativo ( $p > .05$ ); CV: Coeficiente de variação.

**Tabela 40:** Resumo da análise de variância da capacidade média de extração de potássio (K) da parte aérea do capim-elefante e do capim-tifton 85, nos SACs-EHSS cultivados.

FV	Capacidade de extração (kg ha <sup>-1</sup> )		
	GL	QM	F
EV	1	92,2370	40,7549**
MS	1	58,0079	25,6308**
PC	1	5,1390	2,2707ns
EV x MS	1	10,7545	4,7519*
EV x PC	1	1,0084	0,4456ns
MS x PC	1	0,2170	0,0959ns
EV x MS x PC	1	4,0134	1,7733ns
Tratamentos	7	24,4825	
Bloco	3	44,1811	
Resíduo	21	2,2632	
Total	31		
CV(%)	20,71		

\*significativo em nível de 1% de probabilidade ( $p < .01$ ); \*\*significativo em nível de 5% de probabilidade ( $.01 \leq p < .05$ ); ns- não significativo ( $p > .05$ ); CV: Coeficiente de variação.

**Tabela 41:** Resumo da análise de variância do teor médio de sódio (Na) da parte aérea do capim-elefante e do capim-tifton 85, nos SACs-EHSS cultivados.

FV	Concentração de Na (kg ha <sup>-1</sup> )		
	GL	QM	F
EV	1	0,2550	91,2556**
MS	1	0,0278	9,9472**
PC	1	0,0011	0,3935ns
EV x MS	1	0,0343	12,2988**
EV x PC	1	0,0037	1,3386ns
MS x PC	1	0,0033	1,2038ns
EV x MS x PC	1	0,0000	0,0045ns
Tratamentos	7	0,0464	
Bloco	3	0,0105	
Resíduo	21	0,0027	
Total	31		
CV(%)	24,98		

\*significativo em nível de 1% de probabilidade ( $p < .01$ ); \*\*significativo em nível de 5% de probabilidade ( $.01 \leq p < .05$ ); ns- não significativo ( $p > .05$ ); CV: Coeficiente de variação.

**Tabela 42:** Resumo da análise de variância da capacidade média de extração de sódio (Na) da parte aérea do capim-elefante e do capim-tifton 85, nos SACs-EHSS cultivados.

FV	Capacidade de extração (kg ha <sup>-1</sup> )		
	GL	QM	F
EV	1	3,4060	30,2901**
MS	1	0,1427	1,2698ns
PC	1	0,1936	1,7218ns
EV x MS	1	0,6011	5,3458*
EV x PC	1	0,0858	0,7638ns
MS x PC	1	0,2762	2,4564ns
EV x MS x PC	1	0,0128	0,1144ns
Tratamentos	7	0,6740	
Bloco	3	0,1271	
Resíduo	21	0,1124	
Total	31		
CV(%)	36,31		

\*significativo em nível de 1% de probabilidade (p<.01); \*\*significativo em nível de 5% de probabilidade (.01=<p<.05); ns- não significativo (p>.05); CV: Coeficiente de variação.

**Tabela 43:** Resumo da análise de variância da eficiência média na remoção da condutividade elétrica (CE), nos SACs-EHSS.

FV	Condutividade elétrica (CE)		
	GL	QM	F
MS	1	65.257,3766	250,4361*
CV	2	640,2002	2,4569 <sup>ns</sup>
MS x CV	2	172,6434	0,6625 <sup>ns</sup>
Tratamentos	5	13, 376,6128	
Bloco	10	8.710,7857	
Resíduo	50	260,5749	
Total	65		
CV(%)	8,47		

\*significativo em nível de 1% de probabilidade (p<.01); \*\*significativo em nível de 5% de probabilidade (.01=<p<.05); ns- não significativo (p>.05); CV: Coeficiente de variação.

**Tabela 44:** Resumo da análise de variância do valor médio do pH efluente, nos SACs-EHSS.

FV	Potencial hidrogeniônico (pH)		
	GL	QM	F
MS	1	1,7205	60,5180**
CV	2	0,2393	8,4200**
MS x CV	2	0,1676	5,8971**
Tratamentos	5	0,5069	17,8305
Bloco	11	0,3627	12,7599
Resíduo	55	0,0284	
Total	71		
CV(%)	2,58		

\*significativo em nível de 1% de probabilidade (p<.01); \*\*significativo em nível de 5% de probabilidade (.01=<p<.05); ns- não significativo (p>.05); CV: Coeficiente de variação.

**Tabela 45:** Resumo da análise de variância da eficiência média na remoção de turbidez, nos SACs-EHSS.

FV	Turbidez		
	GL	QM	F
MS	1	4,1266	39,7681**
CV	2	0,2739	2,6404ns
MS x CV	2	0,2125	2,0481ns
Tratamentos	5	1,0199	
Bloco	10	0,9062	
Resíduo	50	0,1037	
Total	65		
CV(%)	3,49		

\*significativo em nível de 1% de probabilidade ( $p < .01$ ); \*\*significativo em nível de 5% de probabilidade ( $.01 = p < .05$ ); ns- não significativo ( $p > .05$ ); CV: Coeficiente de variação.

**Tabela 46:** Resumo da análise de variância da eficiência média na remoção de DBO, nos SACs-EHSS.

FV	DBO <sub>5</sub>		
	GL	QM	F
MS	1	15,2972	0,5699ns
CV	2	76,1801	2,8383ns
MS x CV	2	19,3929	0,7225ns
Tratamentos	5	41,2887	1,5383
Bloco	10	343,5897	12,8012
Resíduo	50	26,8400	
Total	65		
CV(%)	6,04		

\*significativo em nível de 1% de probabilidade ( $p < .01$ ); \*\*significativo em nível de 5% de probabilidade ( $.01 = p < .05$ ); ns- não significativo ( $p > .05$ ); CV: Coeficiente de variação.

**Tabela 47:** Resumo da análise de variância da eficiência média na remoção de DQO, nos SACs-EHSS.

FV	DQO		
	GL	QM	F
MS	1	1,9364	0,0496ns
CV	2	190,1972	4,8719*
MS x CV	2	20,7573	0,5317ns
Tratamentos	5	84,7691	
Bloco	11	58,2896	
Resíduo	55	39,0395	
Total	71		
CV(%)	6,93		

\*significativo em nível de 1% de probabilidade ( $p < .01$ ); \*\*significativo em nível de 5% de probabilidade ( $.01 = p < .05$ ); ns- não significativo ( $p > .05$ ); CV: Coeficiente de variação.

**Tabela 48:** Resumo da análise de variância da eficiência média na remoção de sólidos suspensos totais (SST), nos SACs-EHSS.

SST			
-----	--	--	--

FV	GL	QM	F
MS	1	519,9215	13,1820**
CV	2	303,5735	7,6968**
MS x CV	2	26,7699	0,6787ns
Tratamentos	5	236,1217	5,9866
Bloco	10	81,9005	2,0765
Resíduo	50	39,4417	
Total	65		
CV(%)	8,54		

\*significativo em nível de 1% de probabilidade ( $p < .01$ ); \*\*significativo em nível de 5% de probabilidade ( $.01 \leq p < .05$ ); ns- não significativo ( $p > .05$ ); MS: Material suporte (brita # 0 e garrafas PET amassadas); CV: Combinação de cultivo (capim-elefante + capim-tifton 85 e capim-tifton-85 + capim elefante); CV: Coeficiente de variação.

**Tabela 49:** Resumo da análise de variância da eficiência média na remoção de nitrogênio (N-Total), nos SACs-EHSS.

FV	N-Total		
	GL	QM	F
MS	1	489,4809	5,9315*
CV	2	2406,7516	29,1647**
MS x CV	2	85,8310	1,0401ns
Tratamentos	5	1094,9292	13,2682
Bloco	10	680,5431	8,2467
Resíduo	50	86,5227	
Total	65		
CV(%)	24,82		

\*significativo em nível de 1% de probabilidade ( $p < .01$ ); \*\*significativo em nível de 5% de probabilidade ( $.01 \leq p < .05$ ); ns- não significativo ( $p > .05$ ); CV: Coeficiente de variação.

**Tabela 50:** Resumo da análise de variância da eficiência média na remoção de fósforo (P-Total), nos SACs-EHSS.

FV	P-Total		
	GL	QM	F
MS	1	147,2451	1,6379ns
CV	2	164,4862	1,8297ns
MS x CV	2	48,8267	0,5431ns
Tratamentos	5	114,7742	1,2767
Bloco	9	817,0768	9,0888**
Resíduo	45	89,8994	
Total	59		
CV(%)	38,57		

\*significativo em nível de 1% de probabilidade ( $p < .01$ ); \*\*significativo em nível de 5% de probabilidade ( $.01 \leq p < .05$ ); ns- não significativo ( $p > .05$ ); CV: Coeficiente de variação.

**Tabela 51:** Resumo da análise de variância da eficiência média na remoção de potássio (K), nos SACs-EHSS.

FV	K		
	GL	QM	F
MS	1	6,2247	0,0446ns
CV	2	462,7242	3,3158ns
MS x CV	2	147,1296	1,0543ns
Tratamentos	5	245,1865	1,7570
Bloco	5	1410,6643	10,1085
Resíduo	25	139,5520	
Total	35		
CV(%)	32,84		

\*significativo em nível de 1% de probabilidade ( $p < .01$ ); \*\*significativo em nível de 5% de probabilidade ( $.01 = p < .05$ ); ns- não significativo ( $p > .05$ ); CV: Coeficiente de variação.

**Tabela 52:** Resumo da análise de variância da eficiência média na remoção de sódio (Na), nos SACs-EHSS.

FV	Na		
	GL	QM	F
MS	1	881,9207	4,5442*
CV	2	561,0307	2,8907ns
MS x CV	2	354,3322	1,8257ns
Tratamentos	5	542,5293	2,7954
Bloco	5	485,6755	2,5025
Resíduo	25	194,0780	
Total	35		
CV(%)	31,76		

\*significativo em nível de 1% de probabilidade ( $p < .01$ ); \*\*significativo em nível de 5% de probabilidade ( $.01 = p < .05$ ); ns- não significativo ( $p > .05$ ); CV: Coeficiente de variação.