



Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano – Campus Urutaí  
Programa de Pós-Graduação em Conservação de  
Recursos Naturais do Cerrado

# DESENVOLVIMENTO DE UM SISTEMA ECOLÓGICO PARA TRATAMENTO E APROVEITAMENTO AGRÍCOLA DE ESGOTO DOMÉSTICO EM COMUNIDADES RURAIS

ÉLLEN LEMES SILVA

**Orientador:** Prof. Dr. José Antonio Rodrigues de Souza

**Coorientadora:** Profa. Dra. Débora Astoni Moreira

Urutaí, 17 de fevereiro de 2020



**Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano**  
*Reitor*

Prof. Dr. Elias de Pádua Monteiro  
*Pró-Reitor de Pesquisa e Pós-Graduação e Inovação*

Prof. Dr. Alan Carlos da Costa

**Campus Urutaí**  
*Diretor Geral*

Prof. Dr. Paulo César Ribeiro da Cunha  
*Diretor de Pesquisa, Pós-Graduação e Inovação*

Prof. Dr. Anderson Rodrigo da Silva

**Programa de Pós-Graduação em Conservação de Recursos Naturais do  
Cerrado**

*Coordenador*

Prof. Dr. Ivandilson Pessoa Pinto de Menezes

Urutaí, 17 de fevereiro de 2020

**ÉLLEN LEMES SILVA**

**DESENVOLVIMENTO DE UM SISTEMA  
ECOLÓGICO PARA TRATAMENTO E  
APROVEITAMENTO AGRÍCOLA DE ESGOTO  
DOMÉSTICO EM COMUNIDADES RURAIS**

*Orientador*

Prof. Dr. José Antonio Rodrigues de Souza

*Coorientadora*

Profa. Dra. Débora Astoni Moreira

Dissertação apresentada ao Instituto Federal Goiano –  
Campus Urutaí, como parte das exigências do Programa  
de Pós-Graduação em Conservação de Recursos Naturais  
do Cerrado para obtenção do título de Mestre.

Urutaí (GO)  
2020

Os direitos de tradução e reprodução reservados.

Nenhuma parte desta publicação poderá ser gravada, armazenada em sistemas eletrônicos, fotocopiada ou reproduzida por meios mecânicos ou eletrônicos ou utilizada sem a observância das normas de direito autoral.

ISSN XX-XXX-XXX

Sistema desenvolvido pelo ICMC/USP  
Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)  
**Sistema Integrado de Bibliotecas - Instituto Federal Goiano**

SSI586  
d  
SILVA, ELLEN LEMES  
Desenvolvimento de um sistema ecológico para  
tratamento e aproveitamento agrícola de esgoto  
doméstico em comunidades rurais / ELLEN LEMES  
SILVA; orientador JOSÉ ANTONIO RODRIGUES DE SOUZA; co-  
orientadora DÉBORA ASTONI MOREIRA. -- Urutaí, 2020.  
165 p.

Dissertação ( em Conservação de Recursos Naturais  
do Cerrado) -- Instituto Federal Goiano, Campus  
Urutaí, 2020.

1. Efluente. 2. Forrageiras. 3. Sistemas Alagados  
Construídos. 4. Qualidade Sanitária. 5. Reuso . I.  
SOUZA, JOSÉ ANTONIO RODRIGUES DE , orient. II.  
MOREIRA, DÉBORA ASTONI , co-orient. III. Título.

Responsável: Johnathan Pereira Alves Diniz - Bibliotecário-Documentalista CRB-1 nº2376

**TERMO DE CIÊNCIA E DE AUTORIZAÇÃO PARA DISPONIBILIZAR PRODUÇÕES TÉCNICO-CIENTÍFICAS NO REPOSITÓRIO INSTITUCIONAL DO IF GOIANO**

Com base no disposto na Lei Federal nº 9.610/98, AUTORIZO o Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano, a disponibilizar gratuitamente o documento no Repositório Institucional do IF Goiano (RIIF Goiano), sem ressarcimento de direitos autorais, conforme permissão assinada abaixo, em formato digital para fins de leitura, download e impressão, a título de divulgação da produção técnico-científica no IF Goiano.

**Identificação da Produção Técnico-Científica**

- |  |   |
|--|---|
| <input type="checkbox"/> Tese  | <input type="checkbox"/> Artigo Científico              |
| <input checked="" type="checkbox"/> Dissertação                      | <input type="checkbox"/> Capítulo de Livro              |
| <input type="checkbox"/> Monografia – Especialização                 | <input type="checkbox"/> Livro                          |
| <input type="checkbox"/> TCC - Graduação                             | <input type="checkbox"/> Trabalho Apresentado em Evento |
| <input type="checkbox"/> Produto Técnico e Educacional - Tipo: _____ |   |

Nome Completo do Autor: Éllen Lemes Silva  
Matrícula: 2018101330940072

Título do Trabalho: Desenvolvimento de um sistema ecológico para tratamento e aproveitamento agrícola de esgoto doméstico em comunidades rurais

**Restrições de Acesso ao Documento**

Documento confidencial:  Não  Sim, justifique: \_\_\_\_\_

Informe a data que poderá ser disponibilizado no RIIF Goiano: 27/02/2020

O documento está sujeito a registro de patente?  Sim  Não  
O documento pode vir a ser publicado como livro?  Sim  Não

**DECLARAÇÃO DE DISTRIBUIÇÃO NÃO-EXCLUSIVA**

O/A referido/a autor/a declara que:

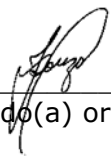
- o documento é seu trabalho original, detém os direitos autorais da produção técnico-científica e não infringe os direitos de qualquer outra pessoa ou entidade;
- obteve autorização de quaisquer materiais inclusos no documento do qual não detém os direitos de autor/a, para conceder ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano os direitos requeridos e que este material cujos direitos autorais são de terceiros, estão claramente identificados e reconhecidos no texto ou conteúdo do documento entregue;
- cumpriu quaisquer obrigações exigidas por contrato ou acordo, caso o documento entregue seja baseado em trabalho financiado ou apoiado por outra instituição que não o Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano.

\_\_\_\_\_ Urutaí-Goiás \_\_\_\_\_, 27 / 02 / 2020 \_\_\_\_\_.  
Local Data

*Ellen Lemes Silva*

\_\_\_\_\_  
Assinatura do Autor e/ou Detentor dos Direitos Autorais

Ciente e de acordo:

  
\_\_\_\_\_  
Assinatura do(a) orientador(a)





### FICHA DE APROVAÇÃO DA DISSERTAÇÃO

Título da dissertação:	Desenvolvimento de um sistema ecológico para entomofiti e aproveitamento agrícola de esgoto doméstico em comunidades rurais
Orientador:	Prof. Dr. José Antonio Rodrigues de Souza
Coorientadora:	Prof.ª Dra. Débora Astoni Moreira
Autora:	Éllen Lemes Silva

Dissertação de Mestrado APROVADA em 17 de fevereiro de 2020, como parte das exigências para obtenção do Título de MESTRA EM CONSERVAÇÃO DE RECURSOS NATURAIS DO CERRADO, pela Banca Examinadora especificada a seguir:

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. José Antonio Rodrigues de Souza  
Instituto Federal Goiano – Campus Urutai

  
\_\_\_\_\_  
Prof.ª Dra. Débora Astoni Moreira  
Instituto Federal Goiano – Campus Urutai

  
\_\_\_\_\_  
Prof.ª Dra. Joice Vinhal Costa Orsine  
Instituto Federal Goiano – Campus Urutai

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Leandro Caixeta Salgueiro  
Instituto Federal Goiano – Campus Urutai



*"Deus nos fez perfeitos e não escolhe os capacitados, capacita os escolhidos".  
Fazer ou não fazer algo, só depende de nossa vontade e perseverança.  
(Albert Einstein)*

## **AGRADECIMENTOS**

À Deus e minha família, por tudo que fazem.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Goiás - FAPEG pela concessão de bolsas de estudos.

Ao professor Doutor José Antonio, pela orientação, apoio, compreensão, ensinamentos e confiança durante esses anos de orientação, e assistência durante os trabalhos.

À professora Doutora Débora, pela coorientação, apoio e auxílio nos trabalhos laboratoriais.

Aos companheiros do Laboratório de Pesquisa e Análises Químicas, pelos auxílios nos trabalhos.

Aos companheiros e amigos do mestrado pelo apoio, e a todos que de modo especial contribuíram.



## SUMÁRIO

<b>LISTA DE FIGURAS.....</b>	<b>x</b>
<b>LISTA DE TABELAS.....</b>	<b>xii</b>
RESUMO .....	14
ABSTRACT.....	15
<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>16</b>
<b>2. MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>19</b>
• 2.1 Etapa 1: Montagem, operação dos sistemas alagados construídos e determinação dos parâmetros de dimensionamento.....	19
• 2.2 Etapa 2: Desempenho de sistemas de irrigação por gotejamento e acompanhamento das alterações físico-químicas do solo decorrentes da aplicação de esgoto – Aproveitamento agrícola do esgoto doméstico.....	26
<b>3. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>30</b>
• pH e Condutividade elétrica.....	30
• Desempenho dos SACs quanto à remoção de matéria orgânica (ST, Turbidez e DBO) .....	33
• Nitrogênio e Amônio.....	39
• Fósforo .....	46
• Potássio, sódio, cálcio e magnésio .....	50
• Coliformes Totais e Termotolerantes .....	58
<b>Série temporal das variações nas concentrações do esgoto doméstico .....</b>	<b>63</b>
• Modelos de remoção de potencial hidrogeniônico (pH) e condutividade elétrica (CE) em SACs utilizados no tratamento do esgoto sanitário .....	63
• Modelos de remoção de matéria orgânica em SACs utilizados no tratamento do esgoto sanitário .....	65
• Modelos de remoção de nutrientes em SACs utilizados no tratamento do esgoto sanitário .....	68
• Modelos de remoção de coliformes em SACs utilizados no tratamento do esgoto sanitário.....	75
• Desempenho das espécies cultivadas nos SACs: Produção de matéria seca.....	77
• Condutividade elétrica e pH dos capins cultivados em sistemas alagados construídos .....	86
<b>Desempenho das espécies cultivadas nos SACs: remoção de macronutrientes e sódio ...</b>	<b>89</b>
• Acúmulo de nutrientes por forrageiras cultivadas em sistemas alagados para tratamento de .....	

esgoto doméstico .....	89
• Concentrações de nutrientes na matéria seca dos capins obtida por meio de duas podas nas forrageiras cultivadas em sacs durante o monitoramento do sistema.....	95
• Desempenho das espécies cultivadas nos SACs: remoção de micronutrientes.....	101
• Qualidade sanitária das forrageiras utilizadas no tratamento de esgoto doméstico em sistemas alagados construídos .....	105
<b>Produtividade e qualidade sanitária do milho fertirrigado com esgoto doméstico tratado .....</b>	<b>107</b>
• Produtividade do milho .....	110
• Análises físicas do solo (DS, DP, VTP, K0) .....	114
<b>4. CONCLUSÃO.....</b>	<b>122</b>
<b>5. AGRADECIMENTOS .....</b>	<b>126</b>
<b>6. REFERÊNCIAS .....</b>	<b>127</b>
<b>ANEXO I .....</b>	<b>161</b>

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Local de instalação dos sistemas alagados construídos. ....	20
Figura 2 - Sistema de captação de esgoto doméstico mostrando o reservatório, os sistemas alagados construídos e a proteção da válvula de pé com crivo. ....	20
Figura 3 – Sistemas alagados construídos, em escala piloto, constituídos por cochos em pvc de fundo plano, em terreno sistematizado, preenchido meio suporte (brita #1) e tubulação reguladora de nível. ....	21
Figura 4 – SACs preenchidos com meio suporte com as mudas dos diversos capins utilizados. ....	22
Figura 5 – Método direto de medir vazão (recipiente graduado). ....	23
Figura 6- Monitoramento dos sistemas alagados construídos (SACs) ao longo do tempo. A- SACs após transplântio das mudas. B- SACs após 60 dias de transplântio. C- SACs após 97 dias de transplântio. D- SACs após 110 dias de transplântio. E- SACs após 189 dias do transplântio. F- SACs após 200 dias do transplântio. G- SACs após o primeiro corte. H- 30 dias após o primeiro corte. ....	25
Figura 7 – A- Sistema de irrigação mostrando os reservatórios de efluente e de água de irrigação, e o conjunto motobomba. B- tubulações de derivação e de aplicação de água de irrigação e efluente. ....	27
Figura 8 - Fertirrigações com esgoto doméstico tratado e bruto aos 35 dias após semeadura. ....	28
Figura 9 – Cultura do milho em condução experimental e realização do teste de uniformidade. ....	29
Figura 10- Eficiências de remoção de sólidos totais, turbidez, demanda bioquímica de oxigênio, nos SACs, durante o monitoramento dos sistemas. ....	34
Figura 11- Eficiências de remoção de nitrogênio total e Amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) nos SACs, durante o monitoramento dos sistemas. ....	44
Figura 12- Eficiências de remoção de fósforo (P) nos SACs, durante o monitoramento dos sistemas. ....	49
Figura 13- Eficiências de remoção de potássio total da água residuária doméstica durante o monitoramento dos SACs. ....	54
Figura 14- Eficiências de remoção de sódio da água residuária doméstica durante o monitoramento dos SACs. ....	55
Figura 15- Eficiências de remoção de cálcio da água residuária doméstica durante o monitoramento dos SACs. ....	56
Figura 16- Eficiências de remoção dos SACs para magnésio durante a fase experimental. ....	57
Figura 17- Eficiências de remoção de coliformes totais ao longo do monitoramento do sistema. ....	62
Figura 18- Eficiências de remoção de coliformes termotolerantes ao longo do monitoramento do sistema. ....	62
Figura 19- Série temporal dos valores de pH no afluente e nos efluentes dos SACs. ....	63
Figura 20- Série temporal para valores de Condutividade elétrica no afluente e efluentes dos SACs. ....	64
Figura 21- Série temporal dos valores de sólidos totais no afluente e efluentes dos SACs. ....	65
Figura 22- Série temporal dos valores de turbidez no afluente e efluentes dos SACs. ....	66
Figura 23- Série temporal dos valores de DBO no afluente e efluentes dos SACs. ....	68
Figura 24- Série temporal dos valores de nitrogênio total no afluente e efluentes dos SACs. ....	69
Figura 25- Série temporal dos valores de amônio total no afluente e efluentes dos SACs. ....	70
Figura 26- Série temporal dos valores de fósforo total no afluente e efluentes dos SACs. ....	71
Figura 27- Série temporal dos valores de potássio total no afluente e efluentes dos SACs. ....	72
Figura 28- Série temporal dos valores de sódio total no afluente e efluentes dos SACs. ....	73
Figura 29- Série temporal dos valores de cálcio total no afluente e efluentes dos SACs. ....	74

Figura 30- Série temporal dos valores de magnésio total no afluente e efluentes dos SACs.....	75
Figura 31- Série temporal dos valores de coliformes totais no afluente e efluentes dos SACs. ....	76
Figura 32- Série temporal dos valores de coliformes termotolerantes no afluente e efluentes dos SACs. .....	76
Figura 33- Valores médios da produção da matéria seca obtidos em dois cortes do capim tifton-85 ( <i>Cynodon</i> spp.) cultivado nos sistemas alagados construídos.....	83
Figura 34- Valores médios da produção da matéria seca obtidos em dois cortes do capim-elefante ( <i>Pennisetum purpureum schum</i> ) cultivados nos sistemas alagados construídos.....	84
Figura 35- Valores médios da produção da matéria seca obtidos em dois cortes do capim Mombaça ( <i>Panicum maximum</i> ) cultivados nos SACs. ....	85

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Tratamentos avaliados no experimento.....	23
Tabela 2- Tratamentos avaliados e quantidade de esgoto doméstico aplicado. ....	28
Tabela 3- Valores médios e desvio padrão do potencial hidrogeniônico (pH) e condutividade elétrica (Ds m <sup>-1</sup> ) do afluente e efluente aos SACs. ....	32
Tabela 4- Valores médios e desvio-padrão dos afluentes e efluentes dos SACs e eficiências médias (%) de remoção e desvio-padrão de sólidos totais (ST), Turbidez e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) nos SACs obtidos durante a condução do experimento. ....	35
Tabela 5- Valores médios e desvio-padrão da concentração afluente e efluente de nitrogênio total (NT) e amônio (N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ) dos SACs e eficiências médias (%) de remoção de N e N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> nos SACs, obtidas durante a condução do experimento. ....	41
Tabela 6- Valores médios e desvio-padrão dos afluentes e efluentes dos SACs e eficiências médias (%) de remoção e desvio-padrão de fósforo total, nos SACs obtidos durante a condução do experimento. ....	47
Tabela 7- Valores médios e desvio-padrão do afluente e efluentes dos SACs e eficiências médias (%) de remoção e desvio-padrão de potássio (K), sódio total (Na <sup>+</sup> ), cálcio total (Ca <sup>2+</sup> ) e magnésio total (Mg <sup>2+</sup> ) nos SACs obtidos durante a condução do experimento. ....	51
Tabela 8- Valores médios e desvio-padrão dos afluentes e efluentes dos SACs e eficiências médias (%) de remoção e desvio-padrão de coliformes totais (CT) e termotolerantes (CF), nos SACs obtidos durante a condução do experimento. ....	59
Tabela 9- Produção da matéria seca obtida por meio de dois cortes das forrageiras cultivadas em SACs durante o monitoramento do sistema. ....	79
Tabela 10- Potencial hidrogeniônico (pH) e condutividade elétrica (CE) da matéria fresca das gramíneas forrageiras cultivadas em SACs. ....	87
Tabela 11. Potencial hidrogeniônico, obtido do extrato da massa fresca das forrageiras cultivadas em SACs, em dois cortes durante o monitoramento do sistema. ....	88
Tabela 12- Valores médios dos nutrientes presentes na matéria seca das forrageiras cultivadas nos SACs. ....	90
Tabela 13- Concentrações de N, P e K na matéria seca dos capins obtida por meio de dois cortes das forrageiras cultivadas em SACs durante o monitoramento do sistema. ....	95
Tabela 14- Concentrações de Ca <sup>2+</sup> , Mg <sup>2+</sup> e Na <sup>+</sup> na matéria seca dos capins obtida por meio de dois cortes das forrageiras cultivadas em SACs durante o monitoramento do sistema. ....	99
Tabela 15. Valores médios da concentração de micronutrientes presentes na matéria seca das forrageiras cultivadas nos SACs. ....	102
Tabela 16- Concentrações de Cu <sup>2+</sup> , Zn, Fe e Mn na matéria seca dos capins obtida por meio de dois cortes das forrageiras cultivadas em SACs durante o monitoramento do sistema. ....	104
Tabela 17- Valores médios de coliformes totais presentes na parte aérea das forrageiras cultivadas nos SACs, obtida por meio de dois cortes das forrageiras cultivadas em SACs durante o monitoramento do sistema. ....	106
Tabela 18- Quadro de análise de variância para coliformes totais e produtividade do milho fertirrigado com esgoto doméstico. ....	109
Tabela 19- Resultados de coliformes termotolerantes nos grãos de milho fertirrigado com esgoto doméstico. ....	109
Tabela 20- Produtividade média (Ton.ha <sup>-1</sup> ) do milho fertirrigado com esgoto doméstico. ....	111

Tabela 21- Variação dos atributos físicos do solo representados por Densidade do solo ( $\rho_s$ ), Densidade de partículas (DP), Volume total de poros (VTP) e Condutividade hidráulica (K0), fertirrigado com efluente doméstico em função dos dias após semeio. ....	115
Tabela 22- Variação da Densidade de Partículas ( $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ ) e Volume total de poros ( $\text{cm}^{-3}\cdot\text{cm}^{-3}$ ) do solo fertirrigado com efluente doméstico, em função dos tratamentos e das profundidades. ....	118
Tabela 23- Condutividade hidráulica ( $k_0$ ) do solo fertirrigado com efluente doméstico. ....	120
Tabela 24- Variação média de condutividade hidráulica ( $\text{cm}\cdot\text{h}^{-1}$ ) do solo fertirrigado com efluente doméstico, em função das datas de monitoramento e profundidades. ....	121

# DESENVOLVIMENTO DE UM SISTEMA ECOLÓGICO PARA TRATAMENTO E APROVEITAMENTO AGRÍCOLA DE ESGOTO DOMÉSTICO EM COMUNIDADES RURAIS

## RESUMO

A falta de saneamento básico traz diversos problemas, sendo um dos mais importantes a alteração da qualidade da água, um recurso essencial para a vida. Deste modo, objetivou-se com esse trabalho determinar os parâmetros para dimensionamento de um sistema alternativo de tratamento de esgoto para comunidades rurais e o aproveitamento desse efluente em culturas agrícolas, associando-se tratamento de esgoto de baixo custo, interação à paisagem local e potencial produtivo com uso de fertirrigação. Para isso, os ensaios experimentais foram realizados em duas etapas sendo a primeira: montagem de unidades piloto de tratamento, utilizando a técnica de sistemas alagados construídos (SACs), constituídos de 18 unidades experimentais - cochos plásticos, nas dimensões de 0,70 m de largura x 2,10 m de comprimento x 0,31 m de altura, e com declividade longitudinal de 0,05m m<sup>-1</sup>, preenchidos com meio suporte (brita #1, D60= 12mm, coeficiente de uniformidade - CU D60/D10 = 3,8 e volume de vazios inicial de 0,520m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup>), utilizando fluxo do líquido subsuperficial horizontal. Os sistemas foram submetidos a dois métodos sendo aplicado taxas de carregamento orgânico de 100, 200 e 300 kg. ha<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup> de DBO e diferentes tempos de detenção hidráulicos (1, 2 e 4 dias), cultivados com três forrageiras capim-elefante (Napier - *Pennisetum purpureum* schum.), capim Mombaça (*Megathyrsus maximus*) e capim Tifton 85 (*Cynodon* spp.). E a segunda etapa, foi o aproveitamento agrícola do efluente tratado, o qual foi montado o sistema de irrigação e fertirrigação em uma área de 100m<sup>2</sup>, utilizando o método de irrigação por gotejamento composto por mangueiras de polietileno com 0,016 m de diâmetro, dotados de gotejadores autocompensantes integrados no espaçamento de 0,50 m (um gotejador por planta), cuja vazão era de 1,9 L h<sup>-1</sup> para a pressão de serviço de 10 Mpa. O experimento foi conduzido em delineamento inteiramente ao acaso com quatro tratamentos e três repetições, sendo baseado na quantidade de sódio do efluente, assim os tratamentos foram 1- Testemunha- irrigação com água limpa (ausência aplicação de esgoto), T2 - Fertirrigação fornecendo 150 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> de sódio com efluente tratado, T3 - Fertirrigação fornecendo 300 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> de sódio com efluente tratado e T4 - Fertirrigação fornecendo 150 kg a ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> de sódio com esgoto bruto. Os resultados possibilitaram concluir que: o sistema alagado construído, SAC<sub>3</sub> com as características taxa de carga orgânica igual a 100 kg DBO<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup>, tempo de detenção hidráulico de 5,6 dias e vegetação o capim-tifton-85 proporcionou melhor eficiência em diversos aspectos, sendo o sistema escolhido para a segunda etapa. Em relação a fertirrigação da cultura do milho foi verificado que a aplicação do esgoto bruto proporciona a menor produtividade, sendo o uso do efluente tratado o mais indicado. A fertirrigação com o esgoto, utilizando o sistema de gotejo, é indicada para o uso desse efluente, uma vez que não ocorre o contato direto com o fruto produzido, assim como verificado neste estudo, o qual os grãos de milho apresentaram ótima qualidade sanitária, ou seja, livre de coliformes termotolerantes. Em relação ao solo, verificou-se melhorias nos aspectos físicos onde a densidade do solo reduziu, levando ao aumento dos demais: volume total de poros, densidade de partículas e condutividade hidráulica, tendo assim uma melhora na estrutura do solo.

**Palavras-chave:** Efluente. Forrageiras. Sistemas Alagados Construídos. Qualidade Sanitária, Reuso. Ecológico.

# DEVELOPMENT OF AN ECOLOGICAL SYSTEM FOR TREATMENT OF AGRICULTURAL WASTE TREATMENT AND USE IN RURAL COMMUNITIES

## ABSTRACT

The lack of basic sanitation brings several problems, one of the most important being the change in water quality, an essential resource for life. Thus, the objective of this work was to determine the parameters for dimensioning an alternative sewage treatment system for rural communities and the use of this effluent in agricultural crops, associating low-cost sewage treatment, interaction with the local landscape and potential productive with the use of fertigation. For this, the experimental tests were carried out in two stages, the first: assembly of pilot treatment units, use of SACs (flooded technical systems), consisting of 18 units of experiments - plastic troughs, in the dimensions of 0.70 m. width x 2.10 m in length x 0.31 m in height, and longitudinal slope of 0.05m m<sup>-1</sup>, filled with medium support (gravel # 1, D60 = 12mm, uniformity coefficient - CU D60 / D10 = 3, 8 and initial void volume of 0.520m<sup>3</sup>m<sup>-3</sup>) using subsurface horizontal liquid flow. The systems were used in both methods to be applied for organic use of 100, 200 and 300 kg. ha<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup> BOD and different hydraulic retention times (1, 2 and 4 days), cultivated with three forage elephant grass (Napier - *Pennisetum purpureum* schum.), Mombasa grass (*Megathyrsus maximus*) and Tifton 85 grass (*Cynodon* spp.). A second step was the agricultural use of treated effluent, which was set up the irrigation and fertigation system in an area of 100m<sup>2</sup>, using the drip irrigation method composed of 0.016 m diameter polyethylene hoses, punctuated by self-compensating drippers. integrated in the spacing of 0.50 m (one regulator per plant), whose flow was 1.9 L h<sup>-1</sup> for working pressure of 10 Mpa. The experiment was conducted in a completely randomized design with four treatments and three replications, based on the amount of effluent sodium, thus the treatments were 1- Witness- irrigation with clean water (no sewage application), T2 - Fertigation providing 150 kg. there is 1 year-1 sodium with treated effluent, T3 - Fertigation providing 300 kg ha-1 year-1 sodium with treated effluent and T4 - Fertigation providing 150 kg to ha-1 year-1 sodium with raw sewage. The results allowed to conclude that: the constructed flooded system, SAC3 with the characteristics organic load rate equal to 100 kg BOD5 ha-1day-1, hydraulic detention time of 5.6 days and vegetation, tifton-85 grass provided better efficiency in several aspects, being the system chosen for the second stage. Regarding the fertigation of corn crop it was verified that the application of raw sewage provides the lowest productivity, being the use of treated effluent the most indicated. Fertigation with sewage, using the drip system, is indicated for the use of this effluent, since there is no direct contact with the produced fruit, as verified in this study, in which the corn grains showed excellent sanitary quality, that is, free of thermotolerant coliforms. In relation to the soil, there were improvements in the physical aspects where the density of the soil reduced, leading to an increase in the others: total pore volume, particle density and hydraulic conductivity, thus having an improvement in the soil structure.

**Keywords:** Effluent. Forage. Constructed Flooded Systems. Sanitary Quality. Reuse. Ecological



## 1. INTRODUÇÃO

Dentre os diversos recursos naturais disponíveis, a água têm se tornado o centro de discussões nesse início de século. Essencial para a manutenção da biodiversidade, é um dos principais elementos presentes na natureza e responsável pelo equilíbrio natural dos ecossistemas, tornando-se um recurso estratégico para a humanidade. Além de manter a vida no planeta, é fundamental na produção de alimentos, na agricultura, nas indústrias, na geração de energia, transporte, etc.

Em virtude do seu uso indiscriminado, várias partes da Terra não dispõem deste recurso, seja pela sua escassez ou pela sua falta de qualidade. Nas cidades, os problemas de abastecimento estão diretamente relacionados ao crescimento urbano, ao desperdício e à urbanização não planejada. Já na zona rural, os recursos hídricos também são explorados de forma irregular, além de parte da vegetação em torno dos rios serem destruídas para a realização de atividades como agricultura e pecuária, existem os agrotóxicos e dejetos, que também acabam por poluir a água, impactando diretamente na sua qualidade.

Conforme os dados da Agência Nacional de Águas (ANA) e Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (2017), da carga orgânica gerada diariamente no País (9,1 mil t), menos da metade (3,9 mil t) dos esgotos é coletada e tratada, pelas 2.768 Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) existentes no Brasil, antes dos efluentes serem lançados nos corpos d'água, no país. Dados mostram que 43% da população brasileira possui esgoto coletado e tratado e 12% utiliza a fossa séptica, ou seja, 55% possui tratamento considerado adequado; 18% tem seu esgoto coletado e não tratado, o que pode ser considerado como um atendimento precário; e 27% não possui coleta nem tratamento, isto é, sem atendimento por serviço de coleta sanitário. As consequências são a alteração da qualidade da água, restringindo seu uso para fins nobres como o abastecimento humano, a balneabilidade, irrigação, dentre outros. Estes fatores contribuem direta e indiretamente para o surgimento de doenças de transmissão hídrica, as quais são responsáveis pela elevação da taxa de mortalidade infantil e graves danos à saúde pública.

Segundo a Funasa (2017), considerando os dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística e Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios (IBGE/PNAD, 2015), o cenário atual do saneamento no meio rural demonstra que ainda são intensas as desigualdades entre os habitantes das áreas urbanas e rurais, no que concerne o acesso aos serviços de abastecimento de água. Apenas 34,5% dos domicílios nas áreas rurais estão ligados a redes de abastecimento de água, com ou sem canalização interna. No restante dos domicílios rurais (65,5%), a população capta água de chafarizes e poços, protegidos ou não, diretamente de cursos de água

sem nenhum tratamento ou de outras fontes alternativas, geralmente inadequadas para consumo humano.

A situação é ainda mais crítica, quando são analisados dados de esgotamento sanitário IBGE/PNAD (2015): apenas 5,45% dos domicílios estão ligados à rede de coleta de esgotos e 33,25% utilizam a fossa séptica como solução para o tratamento dos dejetos. O restante 61,30% dos domicílios depositam os dejetos em “fossas rudimentares”, lançam em cursos d’água ou diretamente no solo a céu aberto (FUNASA, 2017).

Os dados sobre o abastecimento de água e saneamento no estado de Goiás refletem o que acontece nos seus municípios e no país em geral. Com 3,2% da população brasileira, a maioria dos goianos residem em áreas urbanas (90%), onde 86,7% dos domicílios que possuem acesso a rede geral de abastecimento de água e apenas 39,9% deles têm acesso a rede coletora de esgoto. Já os outros 10% da população que vivem na área rural, 12,2% dos domicílios tem acesso a rede de abastecimento de água e apenas 0,44% tem acesso a rede coletora de esgoto (IBGE, 2011).

De acordo com o Sistema Nacional de Informações de Saneamento (SNIS) de 2014, verificou que o índice de atendimento para a população urbana com abastecimento de água é de 96,5% e 54,3% para o esgotamento sanitário (SECIMA, 2018).

Segundo Larsen *et al.* (2013), esgotos coletados, tratados e descartados próximo ao local que são gerados, são enquadrados como sistemas de tratamento de esgoto descentralizados. Estes contam com a participação das comunidades usuárias, as quais assumem a responsabilidade pela construção ou pela operação de métodos tradicionais de tratamento, tais como, fossas, tanques sépticos e poços de infiltração (ORTUSTE, 2012). Sendo assim, a maior precariedade dos serviços de saneamento em áreas rurais deve-se ao fato de que muitas pessoas que vivem nessas áreas não dispõem de assistência técnica para obras de saneamento e os investimentos no setor são escassos, o que faz com que os moradores adotem técnicas e práticas inadequadas que prejudicam sua saúde e o meio ambiente (ABONIZIO, 2017). Aliado todos esses fatores consideram-se ainda o desinteresse por parte dos gestores e agentes investidores por essas localidades.

Essa assimetria entre áreas urbanas e rurais se dá em virtude da desigualdade social e a pobreza manter estreita relação com a falta de acesso ao saneamento básico, sobretudo ao abastecimento de água potável, visto pelo paradigma empresarial, em que a falta de capacidade de pagamento compromete o atendimento a pequenas cidades, periferias urbanas e localidades rurais. Além disso, o meio rural é heterogêneo, constituído de diversos tipos de comunidades,

com especificidades próprias em cada região brasileira, o que exige formas particulares de intervenção em saneamento básico, tanto no que diz respeito às questões ambientais, tecnológicas e educativas, como de gestão e sustentabilidade das ações (TEIXEIRA, 2014).

Entre outras formas de tratamento de águas residuárias domésticas, podem ser citados os biodigestores (Morais *et al.*, 2017), filtro anaeróbico (Silva *et al.*, 2015), disposição no solo (Costa *et al.*, 2017), wetlands (Oliveira *et al.*, 2018; Silva *et al.*, 2018), entre outros. Diversos pesquisadores avaliaram o uso de forrageiras no Brasil, como capins tifton 85 (*Cynodon sp.*) (Santos, *et al.* 2016a, Jesus, 2016), grama esmeralda (Mendonça, 2017) capim elefante (*Pennisetum sp.*) (Forgiarini & Rizzi, 2016), capim-Jiggs (CORREA, 2018), apresentando alta eficiência de remoção de nutrientes e poluentes de diversos tipos de águas residuárias.

Neste contexto, dada a importância e precariedade do saneamento no meio rural, o Plano Nacional de Saneamento determinou a elaboração de um programa específico para essas localidades, o Programa Nacional em Saneamento Rural (BRASIL, 2013). Todavia, segundo Machado *et al.* (2016), nas áreas rurais a universalização do saneamento é mais difícil devido à carência de recursos, à dispersão demográfica e à distância da estação de tratamento de água, sendo que ações existentes ainda são pontuais, conforme disponibilidade de recursos financeiros e humanos.

A situação socioeconômica brasileira faz com que sejam imprescindíveis os investimentos no desenvolvimento de tecnologias alternativas de baixo custo e boa eficiência para o tratamento dos esgotos. Sendo assim, uma forma alternativa para minimizar os problemas decorrentes da falta de saneamento nas áreas rurais é a implantação de tratamento de efluentes no local onde são produzidos, utilizando os sistemas naturais na interação. Estes sistemas não requerem mão de obra especializada, apresentam baixo custo energético e são menos suscetível às variações nas taxas de aplicação de esgoto, exigem pouca mecanização, demandam menos energia e produtos químicos, além de contribuírem pra o aumento do habitat para a fauna (RAMOS *et al.*, 2017), denominados como sistemas alagados construídos ou wetlands (SACs). Além disso, as plantas utilizadas nesse sistema, associam caráter estético (efeito paisagístico) com o bom desempenho na depuração do esgoto, facilitando a aceitação da sociedade para o emprego do sistema em comunidades, e assim têm sido apresentada como uma técnica ambiental economicamente viável para ser aplicada em comunidades rurais (JACOB, 2012).

Segundo o estudo “Benefícios Econômicos e Sociais do saneamento para o Brasil”, realizado pelo Instituto Trata Brasil (2017), os investimentos no setor de saneamento, além dos

benefícios à saúde da população local, trazem, também, benefícios econômicos e ambientais, a exemplo a preservação de recursos hídricos. Estima-se que os investimentos em água e esgotamento sanitário têm o potencial de gerar elevados retornos econômicos à sociedade, no setor de saúde curativa e produtividade, têm o potencial de gerar efeitos dinâmicos de longo prazo, que refletem no desenvolvimento de uma sociedade (CARDOSO, 2014).

A aderência de uma tecnologia ecológica visa manter o sistema com sua eficácia e sustentabilidade, e assim gerar melhorias na qualidade de vida da população, além da manutenção da biodiversidade pela conservação dos recursos hídricos (SILVA, 2016; EMATER, 2016). Especialistas presumem que a cada R\$1 investido pelo governo em saneamento básico, o sistema de saúde economiza R\$4 no tratamento de doenças causadas pela ausência de tratamento de água e esgoto (FUNASA, 2010).

Assim, neste estudo, objetivou-se desenvolver um sistema de tratamento de esgoto doméstico do tipo sistemas alagados construídos, direcionado principalmente a comunidades rurais que carece de tais tecnologias, determinando os parâmetros de dimensionamento do sistema como vegetação, tempo de detenção hidráulico e taxa de aplicação superficial e o posterior aproveitamento agrícola do esgoto tratado via fertirrigação na cultura do milho, associando-se tratamento de esgoto de baixo custo, interação à paisagem local e potencial de produzir forragem.

## **2. MATERIAL E MÉTODOS**

Os ensaios experimentais foram realizados em duas etapas distintas na Unidade Piloto de Tratamento de Esgoto Doméstico (UTE), instalada no Instituto Federal Goiano – Campus Urutaí (IF Goiano), no período de abril de 2018 a julho de 2019.

- **2.1 Etapa 1: Montagem, operação dos sistemas alagados construídos e determinação dos parâmetros de dimensionamento**

O esgoto doméstico utilizado nos ensaios experimentais foi proveniente das instalações do IFGoiano, o qual é captado nas diversas dependências e conduzido para uma escavação no solo, construído sem qualquer base técnica para tratamento e/ou disposição deste efluente, o que representa uma realidade em grande parte das comunidades rurais da região, conforme Figura 1.



Figura 1 – Local de instalação dos sistemas alagados construídos.

Fonte: A autora. 2018.

O esgoto doméstico era bombeado até um reservatório de 1000 L por meio de um conjunto motobomba de rotor semiaberto e acionado por meio de chave boia de nível, sendo, posteriormente, conduzido, por gravidade, aos diversos SACs. Para garantir que o sistema operasse sem entupimentos, uma válvula de pé com crivo, envolto por um recipiente plástico previamente perfurado, foi instalada na sucção do conjunto motobomba, conforme pode ser observado na Figura 2.



Figura 2 - Sistema de captação de esgoto doméstico mostrando o reservatório, os sistemas alagados construídos e a proteção da válvula de pé com crivo.

Fonte: A autora. 2018

O experimento foi constituído por dezoito sistemas alagados de escoamento subsuperficial horizontal (SACs), onde os SACs em escala piloto, foram constituídos por cochos plásticos de alta resistência com 2,10 m de comprimento, 0,70 m de largura e 0,31 m de altura, com fundo plano e instalado com 0,5% de declividade longitudinal, assentado sobre o

solo, preenchidos de meio suporte (brita #1, D60=12 mm, coeficiente de uniformidade – CU D60/D10 = 3,8 e volume de vazios inicial de 0,520 m<sup>3</sup>. m<sup>-3</sup>) até a altura de 0,25 m em relação à base, e cultivados com três espécies de gramíneas forrageiras (capim-elefante Napier *Pennisetum purpureum schum.*, capim-tifton 85 *Cynodon spp.* e o capim-mombaça *Panicum maximum*), nos quais foram aportados o esgoto doméstico sem passar por qualquer tratamento.

A utilização dessas espécies gramíneas em lugar das macrófitas aquáticas se deu ao fato de apresentarem boas características de produção e elevada capacidade de crescimento, além do grande potencial de uso como forrageira nas condições subtropicais e tropicais e se integrarem à paisagem local, o que foi verificado por vários autores como Florasbs (2013), Brandão (2017), Mufatto *et al.*, (2016) e Oliveira *et al.* (2019) ao cultivarem essas gramíneas forrageiras em diferentes condições.

Em todos os SACs utilizou-se o escoamento subsuperficial (0,20 m de lâmina de esgoto em escoamento no meio suporte de 0,25 m de altura), controlados por meio de tubulações reguladoras do nível do líquido no meio poroso na saída de cada SAC (sistema de drenagem), que ocupava toda largura da caixa, feito com tubo PVC de 32 mm de diâmetro, com furos de aproximadamente 5 mm de diâmetro (Figura 3).



Figura 3 – Sistemas alagados construídos, em escala piloto, constituídos por cochos em pvc de fundo plano, em terreno sistematizado, preenchido meio suporte (brita #1) e tubulação reguladora de nível.

Fonte: A autora. 2018.



Após serem instalados/montados, os SACs foram preenchidos com o meio suporte previamente lavado (para retirar parte dos finos - pó de pedra), tomando o cuidado para não pisotear, assim evitando, compactação diferenciada ao longo do leito. Posteriormente, foram saturados até uma altura de 0,20 m com esgoto doméstico, permanecendo-se, assim, por 60 dias, objetivando-se a formação de biofilme para facilitar o pegamento das mudas dos capins, as quais foram constituídas por propágulos vegetativos (rizomas + caule) com aproximadamente 0,30 m de comprimento, sendo transplantados em uma densidade de plantio média de 14 propágulos m<sup>2</sup> (Figura 4).



Figura 4 – SACs preenchidos com meio suporte com as mudas dos diversos capins utilizados.  
Fonte: A autora. 2018.

Após esse período, iniciaram-se os ensaios experimentais, aplicando-se diariamente, esgoto doméstico nas diferentes taxas orgânicas aos SACs cultivados com forrageiras, controlando-se a vazão por meio de válvulas de manobras (registro de gaveta) instaladas nas tubulações de condução do esgoto doméstico, posicionados à montante dos leitos dos SACs. As medições para ajuste das vazões, foram efetuadas pelo método direto, utilizando um recipiente graduado, sendo realizado três vezes ao dia, conforme Figura 5.



Figura 5 – Método direto de medir vazão (recipiente graduado).

Fonte: A autora. 2018.

O experimento foi montado em delineamento inteiramente ao acaso, em esquema fatorial, com três repetições realizadas no tempo, sendo fatorial 6x3 (6 cargas orgânicas e 3 espécies de gramíneas forrageiras), com 6 repetições (repetições no tempo), conforme descritos a seguir na Tabela 1.

Tabela 1- Tratamentos avaliados no experimento.

Tratamentos	Critérios Avaliados		Espécie gramínea
	Taxa de aplicação superficial (TAS) (kg DBO <sub>5</sub> há <sup>-1</sup> dia <sup>-1</sup> )	Tempo de detenção hidráulico (TDH) (dias)	
SAC 1	100	5,6	Elefante
SAC 2	100	5,6	Mombaça
SAC 3	100	5,6	Tifton-85
SAC 4	200	2,8	Tifton-85
SAC 5	200	2,8	Elefante
SAC 6	200	2,8	Mombaça
SAC 7	300	1,9	Mombaça
SAC 8	300	1,9	Tifton-85
SAC 9	300	1,9	Elefante
SAC 10	140,63	4,0	Elefante
SAC 11	140,63	4,0	Mombaça
SAC 12	140,63	4,0	Tifton-85
SAC 13	281,25	2,0	Tifton-85
SAC 14	281,25	2,0	Elefante
SAC 15	281,25	2,0	Mombaça
SAC 16	562,5	1,0	Tifton-85
SAC 17	562,5	1,0	Mombaça
SAC 18	562,5	1,0	Elefante



SAC- sistema alagado construído, TDH- tempo de detenção hidráulico, TAS- taxa de aplicação superficial.

As cargas orgânicas foram calculadas de modo a se aplicar taxas de aplicação superficial (TAS) de 100, 200 e 300 kg de DBO<sub>5</sub> dia<sup>-1</sup>) e tempo de detenção hidráulico (TDH) de 1, 2 e 4 dias), nas gramíneas forrageiras (capim Elefante Napier - *Pennisetum purpureum schum.*, capim Mombaça - *Megathyrus maximus* e, capim Tifton 85 - *Cynodon* spp.).

Para avaliação do desempenho dos SACs cultivados na remoção de poluentes, foram realizadas análises físicas, químicas e microbiológicas no afluente e nos efluentes dos SACs, realizadas quinzenalmente no Laboratório de Pesquisa e Análises Químicas do IFGoiano, as quais foram realizadas seis amostragens dos SACS, de setembro a dezembro 2018, sendo o sistema de tratamento monitorado por 110 dias.

O monitoramento dos sistemas alagados construídos foram realizados por meio de amostragens do afluente e efluente, quantificando as seguintes variáveis: turbidez; condutividade elétrica (CE); potencial hidrogeniônico (pH); nitrogênio total, amônio, potássio, cálcio, magnésio, sódio, fosforo total, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), sólidos totais, coliformes totais e termotolerantes, conforme metodologias descritas em APHA (2012).

No decorrer do monitoramento, foram realizados acompanhamentos das vegetações nos sistemas alagados construídos, assim na Figura 6 , estão apresentados o desenvolvimento dos capins dos diversos tratamentos até o final do monitoramento do sistema. Foi necessário um corte após 90 dias de coleta do efluente, uma vez que as forrageiras estavam “transbordando” a área da unidade experimental (SACs), e outro ao final do monitoramento, realizado após a última amostragem dos efluentes.

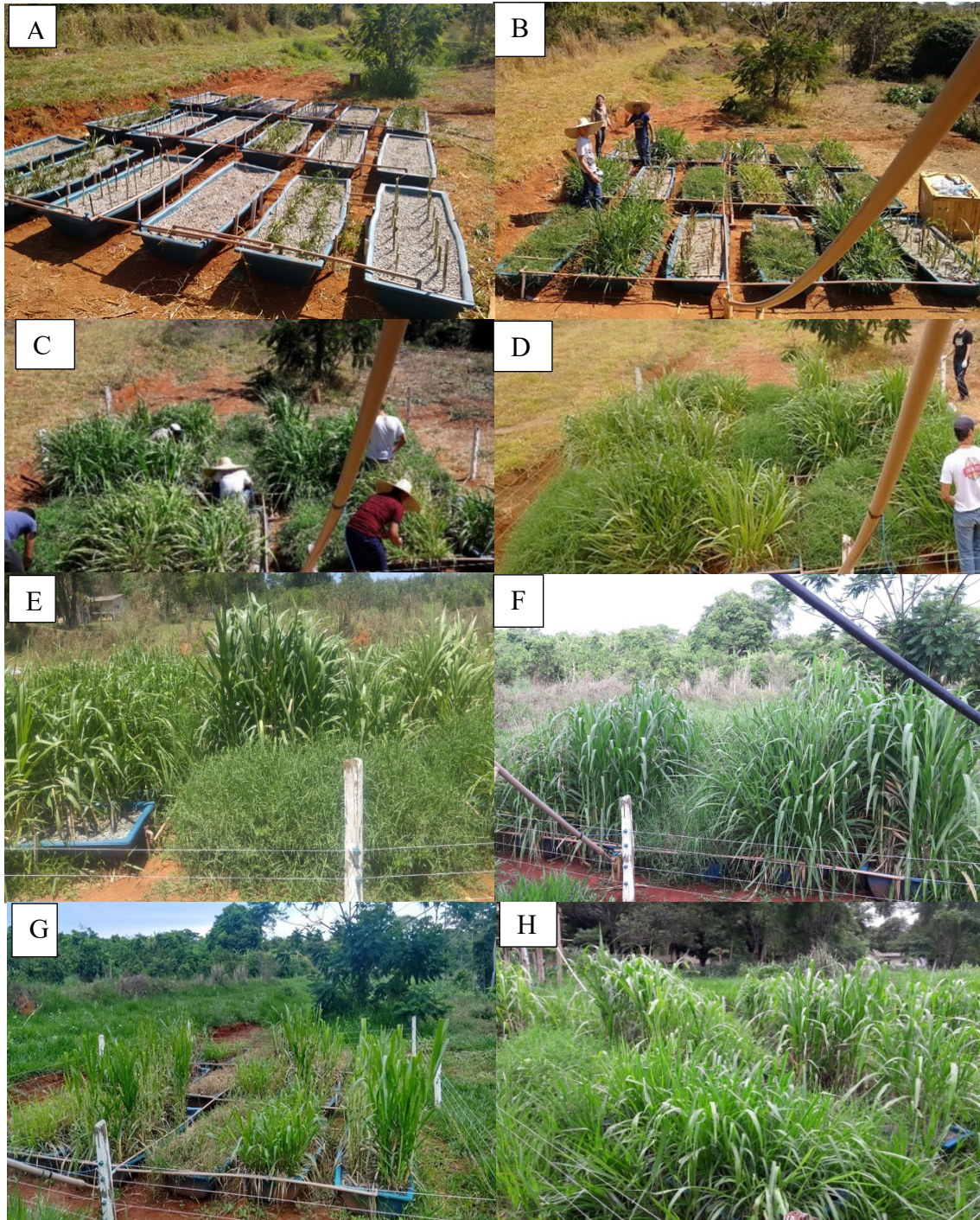


Figura 6- Monitoramento dos sistemas alagados construídos (SACs) ao longo do tempo. A- SACs após transplântio das mudas. B- SACs após 60 dias de transplântio. C- SACs após 97 dias de transplântio. D- SACs após 110 dias de transplântio. E- SACs após 189 dias do transplântio. F- SACs após 200 dias do transplântio. G- SACs após o primeiro corte. H- 30 dias após o primeiro corte.

Fonte: A autora. 2018.

Após os cortes, o material vegetal foi acondicionado em sacos de papel devidamente identificados e imediatamente pesados, por meio de balança digital, para quantificação da massa verde no Laboratório de Pesquisa e Análises Químicas, em seguida, o material foi levado à estufa com circulação forçada de ar, a  $65\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2$ , até atingir massa constante, para determinação da massa seca (SILVA; QUEIROZ, 2002) e posteriormente foram trituradas em moinho Winkley, passado em peneira de 30 mesh de malha, para quantificação dos teores foliares de micro e macronutrientes (nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, sódio, cobre, zinco, ferro, manganês e manganésio) conforme preconizado pela metodologia Embrapa (2009).

Os dados foram submetidos à análise de variância, teste de média e análise de regressão. Na análise de variância empregou-se o teste F num nível de 5% de probabilidade e havendo interação significativa entre a espécie cultivada e o tratamento aplicado, fez-se o desdobramento da mesma, onde as médias foram comparadas utilizando-se o teste de Tukey, a 5% de probabilidade. Os modelos de regressão foram escolhidos com base na significância dos coeficientes de regressão, utilizando-se o teste t num nível de até 10%, no coeficiente de determinação e no processo em estudo, os quais não apresentaram resultados satisfatórios.

- **2.2 Etapa 2: Desempenho de sistemas de irrigação por gotejamento e acompanhamento das alterações físico-químicas do solo decorrentes da aplicação de esgoto – Aproveitamento agrícola do esgoto doméstico**

Para estudar o aproveitamento agrícola do esgoto doméstico de residências situadas em comunidades rurais, um minissistema de irrigação foi montado nas dependências do IF Goiano de modo a possibilitar a aplicação das irrigações e fertirrigações com efluente do SAC na cultura do milho. Para tal, implantou-se minissistemas de irrigação por gotejamento, ocupando uma área de  $100\text{ m}^2$ , de forma a possibilitar a irrigação e fertirrigação da cultura de milho com efluente do SAC que proporcionou maior eficiência no tratamento de esgoto, conforme ETAPA 1.

A fim de se minimizar os riscos de contaminação microbiológica do produto agrícola e de trabalhadores rurais no campo, utilizou-se o método de irrigação por gotejamento compostas por mangueiras de polietileno com 0,016 m de diâmetro, dotados de gotejadores autocompensantes integrados no espaçamento de 0,50 m (um gotejador por planta), cuja vazão



era de  $1,9 \text{ L h}^{-1}$  para a pressão de serviço de 10 MPa. O sistema era composto por reservatórios para armazenamento do efluente do SAC e para água de irrigação, registros de manobra, conjunto motobomba de 0,25 cv, manômetro, válvula reguladora de pressão, tubulação de linha principal, tubulação de linha de derivação com registro de manobra e, três linhas por tratamento, com seis metros de comprimento cada (Figura 7 A e B).

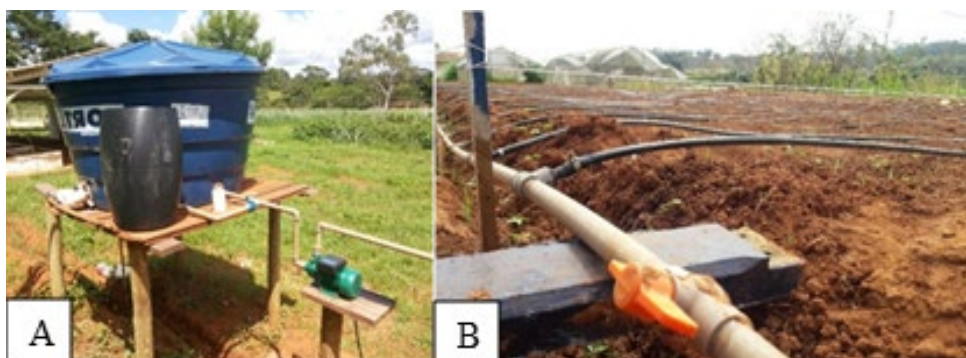


Figura 7 – A- Sistema de irrigação mostrando os reservatórios de efluente e de água de irrigação, e o conjunto motobomba. B- tubulações de derivação e de aplicação de água de irrigação e efluente.

Fonte: A autora. 2019.

O manejo da aplicação de água residuária (fertirrigação) no milho foi realizada com base no aporte de sódio do esgoto tratado, do SAC que apresentou melhor desempenho durante a ETAPA 1. Calculou-se a dose de efluente utilizada tomando-se a concentração de sódio no efluente tratado, de forma a se aportar  $150$  e  $300 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  e também com efluente bruto com aporte de  $150 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  conforme proposto por Matos (2014). Já o manejo da irrigação, foi realizado conforme o método do Tanque classe A, sendo o experimento conduzido em período seco, ou seja, não houve precipitação ao longo do monitoramento do estudo.

O experimento foi conduzido em delineamento inteiramente ao acaso com quatro tratamentos e três repetições, conforme descritos a seguir:

Tabela 2- Tratamentos avaliados e quantidade de esgoto doméstico aplicado.

Tratamentos	Aporte de sódio	Quantidade de efluente aplicado (L) por linha (6 m)	Quantidade de água de irrigação aplicada (L) por linha (6 m)
1	Testemunha- irrigação com água limpa (ausência aplicação de esgoto)	-	70
2	Fertirrigação fornecendo 150 kg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> de sódio com efluente tratado	35	35
3	Fertirrigação fornecendo 300 kg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> de sódio com efluente tratado	70	-
4	Fertirrigação fornecendo 150 kg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> de sódio com esgoto bruto	35	35

As fertirrigações se iniciaram 35 dias após a semeadura (fase de maior exigência da cultura do milho), sendo as doses diárias limitadas à demanda evapotranspirométrica da cultura (Figura 8). Dessa forma, as plantas de milho submetidas aos tratamentos com fertirrigação não foram irrigadas até a integralização da dose total, uma vez que a lâmina de fertirrigação foi igual a demanda evapotranspirométrica.



Figura 8 - Fertirrigações com esgoto doméstico tratado e bruto aos 35 dias após semeadura.

Fonte: A autora. 2019.

Cada minissistema de irrigação por gotejamento foi monitorado quinzenalmente quanto ao seu desempenho por meio da medição da vazão dos gotejadores e determinação da uniformidade de aplicação de efluente, sendo determinado a vazão dos gotejadores em todos os gotejadores, apresentando assim uma uniformidade de distribuição (CUD) de 87% (Figura 9).



Figura 9 – Cultura do milho em condução experimental e realização do teste de uniformidade.

Para analisar as possíveis alterações físicas e químicas dos solos decorrentes das fertirrigações, foram realizadas análises de solo antes, durante e ao final do período de aplicação do esgoto, nas profundidades de 0-0,20 e 0,20-0,40m, realizadas no Laboratório de Pesquisa e Análises Químicas do IFGoiano– Campus Urutaí. As análises físicas compreenderam: massa específica do solo, argila dispersa em água e condutividade elétrica (CE), enquanto as análises químicas contemplarão o nitrogênio total, potássio, fósforo, cálcio, magnésio, sódio conforme Embrapa (1999).

Para o estudo da condutividade hidráulica do solo saturada ( $K_0$ ) foram utilizadas amostras indeformadas coletadas em anéis volumétricos de dois tipos sendo um com 5 cm de altura e 6,3 cm de diâmetro e com 5,2 cm de altura e 4,82 cm de diâmetro, posterior à coleta, foram acondicionados em filme plástico afim de evitar perda de umidade, e preparadas no Laboratório de Pesquisas e Análises Químicas, onde foram realizadas as análises.

Foram coletadas também amostras com estrutura deformadas para determinação da porosidade total, macro e microporosidade e densidade do solo, nitrogênio total, potássio, fósforo, cálcio, magnésio, sódio, retiradas nas camadas de 0-0,20 e 0,20-0,40 m.

A densidade do solo foi determinada a partir de amostras indeformadas utilizando os métodos de anel volumétrico. Com a terra fina seca ao ar (ASFT), foi determinada a densidade da partícula, utilizando o método balão volumétrico com etanol para medição do volume. A determinação da porosidade total foi calculada a partir da proporção da densidade de partículas e densidade do solo (EMBRAPA, 1997).

A macroporosidade foi representada pela umidade volumétrica entre a amostra saturada e a amostra submetida à tensão de 60 cm de coluna de água, enquanto a microporosidade foi representada pela umidade volumétrica entre a amostra após tensão e a amostra seca a 105°C, determinados pelo método da mesa de tensão (OLIVEIRA, 1968) e da soma das duas resultou a porosidade total.

Ao final do ciclo da cultura do milho, para a análise microbiológica dos grãos de milho e verificação da presença e do nível populacional de coliformes totais e termotolerantes, uma espiga de cada tratamento foi coletada tomando-se o cuidado para não contaminá-las com uso de luvas de látex estéreis, reservada em saco plástico estéril até a chegada ao Laboratório de Pesquisas e Análises Químicas, e realizado a preparação das amostras, triturando os grãos em liquidificador limpo e esterilizado, sendo o extrato transferido para frascos de vidro esterilizado, posterior realizou o procedimento utilizando o método de tubos múltiplos.

Para determinação de produtividade, as espigas foram coletadas e conduzidas ao laboratório para retirada da palha e escolha das mais representativas (com todas as fileiras com grãos), posteriormente colocadas para secar ao ar (secagem natural), e quando secas debulhadas manualmente e pesadas em balança analítica.

O experimento foi montado em esquema de parcelas subdivididas em delineamento inteiramente casualizado, com três repetições, tendo as profundidades de amostragens nas parcelas, e os tempos de amostragem nas subparcelas. Os dados foram submetidos à análise de variância, teste de média e análise de regressão. Na análise de variância empregou o teste F num nível de até 5% de probabilidade. Já as médias comparadas utilizando-se o teste de Tukey a 5% de probabilidade e os modelos de regressão escolhidos com base na significância dos coeficientes de regressão, utilizando-se o teste t num nível de até 10%, no coeficiente de determinação e no processo em estudo.

### **3. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

Os resultados obtidos das análises químicas, bioquímicas e microbiológicas no esgoto bruto e efluentes dos diversos tratamentos avaliados foram apresentados a seguir.

- **pH e Condutividade elétrica**

Por influenciar diversas transformações bioquímicas, o pH é um fator importante, proporcionando equilíbrio das formas ácidos orgânicos e bases não ionizadas e ionizadas,

controle de solubilidade de gases e sólidos, além de atuar na manutenção da vida microbiana (JESUS, 2016).

Para que haja condições ideais de sobrevivência das bactérias que atuam na degradação da matéria orgânica, valores de pH devem estar entre 4,0 a 9,5 de acordo com Saraiva (2016), já em relação a absorção de nutrientes, a faixa ótima encontra-se entre 5,5 e 6,5 (ARAÚJO, 2017). Por outro lado, segundo Fia (2009), valores de pH devem estar próximos a neutralidade, para que haja melhor desempenho de espécies vegetais em relação à absorção de nutrientes, uma vez que a disponibilidade dos macronutrientes como nitrogênio e fósforo por exemplo, são maiores em pH mais altos (BARBOSA, 2018).

Na Tabela 3, foram apresentados os valores médios e desvio padrão de potencial hidrogeniônico (pH) e condutividade elétrica (CE) no afluente e efluentes dos SACs, nota-se que para pH houve diferença estatística entre os tratamentos, onde o maior valor médio obtido foi para o tratamento com maior taxa de carga orgânica (SAC<sub>16</sub>), o qual diferiu dos SAC<sub>17</sub> e SAC<sub>18</sub> com as mesmas taxas de carregamento orgânico aplicadas, sendo o menor valor observado no SAC<sub>5</sub>. Este fato, pode estar relacionado à mineralização de materiais orgânicos em suspensão, promovendo assim a liberação de íons de reação básica tais como Ca, Mg, K e Na; consequentemente aumentando o pH, como observado por Saraiva (2016) e Matos (2015).

No entanto, Fia *et al.* (2010a) e Costa (2016) em seus estudos, associaram o aumento de pH à liberação de cátions de reação básica pelo material suporte (brita), o que também pode ter ocorrido neste estudo, uma vez que também foi utilizado brita como material suporte.

Os valores médios de pH nos efluentes obtidos neste estudo, variaram de 6,98 a 7,23 os quais encontram-se próximo à faixa obtida em tratamento de esgoto doméstico por diversos autores como Lourenço (2017); Costa (2016); Oliveira *et al.* (2015) e Siqueira (2014), nas faixas de 7,3 a 7,4; 7,09 a 7,53; 7,12 a 7,53 e 7,08 a 7,48 respectivamente.



Tabela 3- Valores médios e desvio padrão do potencial hidrogeniônico (pH) e condutividade elétrica (Ds m<sup>-1</sup>) do afluente e efluente aos SACs.

Tratamentos	pH	CE (ds m <sup>-1</sup> )
afluente	7,14 ± 0,26	1,10 ± 0,17
SAC1	7,08 ± 0,26ABCD	0,87 ± 0,20ABCD
SAC2	7,06 ± 0,21ABCD	0,77 ± 0,32F
SAC3	7,03 ± 0,16BCD	0,71 ± 0,26 G
SAC4	7,05 ± 0,24ABCD	0,83 ± 0,20DE
SAC5	6,98 ± 0,25D	0,85 ± 0,24CDE
SAC6	7,01 ± 0,18CD	0,86 ± 0,20BCDE
SAC7	7,16 ± 0,14 ABCD	0,92 ± 0,18A
SAC8	7,15 ± 0,13ABCD	0,90 ± 0,17AB
SAC9	7,11 ± 0,21ABCD	0,87 ± 0,21ABCD
SAC10	7,06 ± 0,23ABCD	0,72 ± 0,29G
SAC11	7,16 ± 0,19ABCD	0,88 ± 0,20ABC
SAC12	7,09 ± 0,15ABCD	0,88 ± 0,23ABCD
SAC13	7,13 ± 0,10ABCD	0,82 ± 0,22E
SAC14	7,14 ± 0,20ABCD	0,84 ± 0,23CDE
SAC15	7,18 ± 0,23ABC	0,88 ± 0,17ABC
SAC16	7,23 ± 0,17A	0,84 ± 0,16 CDE
SAC17	7,20 ± 0,20AB	0,86 ± 0,25BCDE
SAC18	7,22 ± 0,24 AB	0,88 ± 0,21ABC

SAC- sistema alagado construído.

Médias seguidas de mesma letra na coluna maiúscula na coluna, não diferem significativamente entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Apesar dos resultados apresentarem variações entre os tratamentos, pode-se notar que os valores observados proporcionam condições ideais para a sobrevivência das bactérias responsáveis pela degradação de matéria orgânica, como visto por Fia *et al.* (2017) e também mantiveram entre a faixa exigida pela resolução CONAMA 357/2005 e 430/2011.

Por outro lado, a condutividade elétrica está diretamente relacionada à concentração de sólidos dissolvidos no efluente (Lourenço, 2017; Konrad *et al.*, 2015) sendo dependente de fatores como número e tipo de espécies iônicas nela dispersas, mobilidade, valência, concentrações, e temperatura do meio em análise (FRANÇA *et al.*, 2014).

Segundo Fia *et al.* (2015) vale ressaltar que ao se medir a CE, quantificam-se os íons em solução, todavia, outros compostos orgânicos em solução e não ionizados podem não contribuir para os valores de CE medidos, entretanto podem causar a diminuição no potencial osmótico da solução, impedindo a absorção de água e nutrientes pelas plantas.

Verifica-se na Tabela 3, que houveram diferenças estatísticas nas concentrações de CE em função das taxas de carga orgânica aplicadas e entre as espécies cultivadas, assim pode-se notar que os valores referentes aos efluentes foram menores que no afluente, como verificado

por Fia *et al.* (2015), contrariando o esperado, visto que segundo Fia (2009) a degradação do material orgânico libera íons para a solução, assim como a evapotranspiração proporciona o aumento na concentração de íons no meio residente no interior dos SACs.

Acredita-se então, que a diminuição na concentração de CE pode ser explicada devido a presença das espécies vegetais, uma vez que estas utilizam os íons como nutrientes durante seu ciclo vegetativo, absorvendo-os, como notado por alguns autores (LOURENÇO, 2017; COSTA, 2016; JESUS, 2016; SARAIVA, 2016).

Fia *et al.* (2015) utilizando SACs para tratamento de ARS (água residuária de suinocultura) cultivados com taboa (*Typha atifolia* L.) e capim-tifton 85 (*Cynodon* spp) obtiveram valores de CE no efluente inferiores aos do afluente, corroborando com Matos *et al.* (2010) ao avaliarem SACs cultivados com diferentes espécies vegetais no tratamento de ARL (água residuária de laticínios) e Jesus (2016) ao avaliar capim-vetiver e capim tifton 85 na remoção da CE no esgoto sanitário, e também como encontrado neste trabalho com SACs cultivados com capim tifton 85, capim-mombaça e capim elefante.

Por outro lado, segundo Papaevangelou *et al.* (2016); Weerakoon *et al.* (2013) o aumento na condutividade elétrica pode ser justificado à liberação de íons no processo de deterioração das plantas e também às interações entre o substrato e biofilme, onde a menor taxa e maior tempo de detenção do esgoto, podem favorecer a adsorção à fração sólida e precipitação de sais presentes no esgoto, reduzindo assim a condutividade elétrica do líquido (FONSECA *et al.* 2001).

- **Desempenho dos SACs quanto à remoção de matéria orgânica (ST, Turbidez e DBO)**

Na Figura 10, estão apresentadas as eficiências de remoção de matéria orgânica (ST, Turbidez e DBO) durante o período de monitoramento do sistema, verifica-se que a eficiência de remoção de sólidos totais (ST) referentes aos primeiros 45 dias avaliados foram menores que os demais, isso pode estar relacionado a fase inicial de desenvolvimento vegetativo, principalmente ao crescimento radicular e adaptação das plantas ao sistema, uma vez que, a presença dos rizomas e raízes proporcionam redução de velocidade do escoamento e distribuição do efluente no interior dos SACs, assim como observado em estudos de Mendonça (2015); Oliveira *et al.* (2018), os quais justificam que o maior tempo de contato entre a água residuária e as raízes das plantas, propiciam melhores condições para a sedimentação de sólidos

em suspensão e degradação de partículas orgânicas pelos microrganismos, assim essas oscilações na remoção de sólidos podem ser relacionadas as variações de concentrações do afluente verificado ao longo do monitoramento.

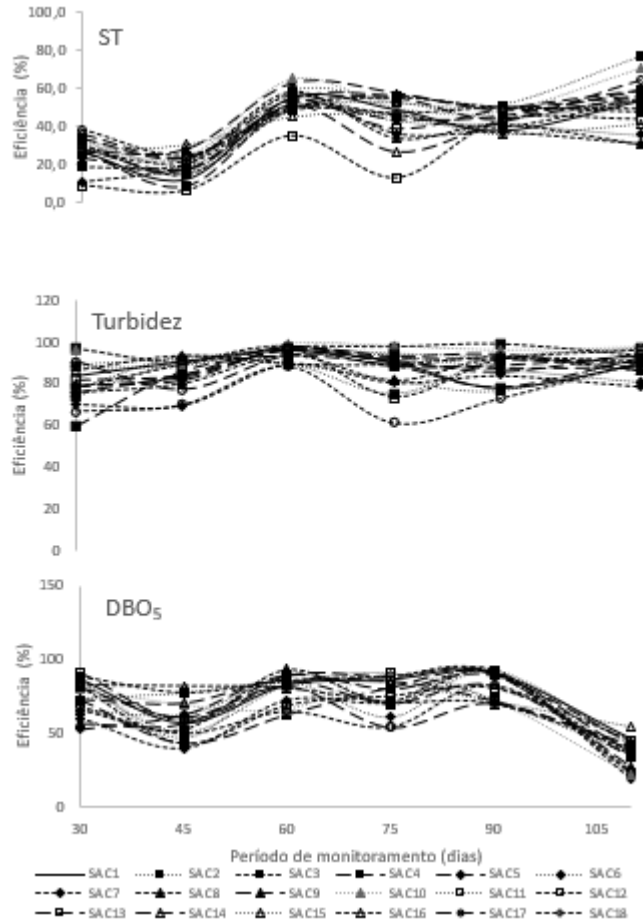


Figura 10- Eficiências de remoção de sólidos totais, turbidez, demanda bioquímica de oxigênio, nos SACs, durante o monitoramento dos sistemas.

Verifica-se ainda, que no final do monitoramento houve tendência de maior remoção para sólidos, o que pode estar correlacionado com a poda dos capins, bem como desenvolvimento de novas raízes aumentando a eficiência dos processos de filtração, absorção e decantação.

Segundo Mendonça (2015); Matos (2015); Lourenço (2017), os SACs apresentam-se eficientes na remoção de sólidos suspensos totais, sendo os processos responsáveis por isso: sedimentação nos interstícios, adesão aos grânulos do material suporte (devido a ação da força de van der Waals) e filtração, os quais apresentam essas características devido ao uso de maiores tempos de detenção hidráulicos, presença de meio suporte e vegetais.

Referente ao parâmetro turbidez, verifica-se tendência de estabilização na eficiência de remoção ao longo do monitoramento do sistema, uma vez que este parâmetro está correlacionado aos sólidos, pode-se dizer que os sistemas plantados proporcionaram altas eficiências, corroborando com Almeida (2016) em seu estudo, onde a remoção de sólidos interferiu na redução de turbidez, estes decorrentes do processo de filtração pelo substrato e sistema radicular.

Além das raízes, o biofilme formado pela comunidade microbiana, se desenvolve de forma aderida ao meio suporte e às raízes das plantas, proporcionando a degradação de parte da matéria orgânica em solução e assim interferindo na redução de carga orgânica (JESUS, 2016).

Na Tabela 4, estão apresentadas as eficiências de remoção da matéria orgânica assim como suas concentrações médias e o desvio-padrão representados por sólidos totais (ST), Turbidez e demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5</sub>) no afluente e efluentes dos SACs.

Tabela 4- Valores médios e desvio-padrão dos afluentes e efluentes dos SACs e eficiências médias (%) de remoção e desvio-padrão de sólidos totais (ST), Turbidez e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) nos SACs obtidos durante a condução do experimento.

Trat	Sólidos Totais		Turbidez		DBO	
	(mg L <sup>-1</sup> )	Rem. (%)	(mg L <sup>-1</sup> )	Rem. (%)	(mg L <sup>-1</sup> )	Rem. (%)
Afluente	684 ± 62		300 ± 98		284 ± 119	
SAC1	415 ± 113	39 ± 17K	38 ± 26	88 ± 6I	76 ± 76	75 ± 18B
SAC2	360 ± 149	48 ± 22B	39 ± 32	86 ± 9L	85 ± 83	71 ± 22D
SAC3	420 ± 105	39 ± 15L	12 ± 8	96 ± 3B	81 ± 118	76 ± 26A
SAC4	398 ± 136	42 ± 20H	47 ± 27	83 ± 13N	101 ± 85	64 ± 21O
SAC5	415 ± 114	40 ± 16J	34 ± 13	88 ± 6I	90 ± 76	69 ± 19H
SAC6	429 ± 89	37 ± 13O	33 ± 23	89 ± 6F	107 ± 110	64 ± 24N
SAC7	466 ± 102	32 ± 16Q	61 ± 20	79 ± 8O	117 ± 113	59 ± 26Q
SAC8	440 ± 90	36 ± 13P	43 ± 19	85 ± 7M	102 ± 109	66 ± 26K
SAC9	368 ± 99	46 ± 15C	31 ± 15	89 ± 7G	96 ± 105	68 ± 26I
SAC10	358 ± 128	48 ± 19A	11 ± 7	96 ± 3A	107 ± 113	66 ± 24J
SAC11	395 ± 92	42 ± 13F	25 ± 13	92 ± 3C	96 ± 93	70 ± 22F
SAC12	519 ± 142	25 ± 17R	38 ± 36	87 ± 10J	100 ± 70	65 ± 17L
SAC13	391 ± 102	43 ± 13E	30 ± 11	89 ± 6E	89 ± 85	73 ± 19C
SAC14	434 ± 117	37 ± 15N	37 ± 16	87 ± 7K	95 ± 91	69 ± 19G
SAC15	423 ± 45	38 ± 8M	46 ± 28	85 ± 7M	81 ± 66	75 ± 12B
SAC16	401 ± 109	41 ± 16I	29 ± 10	90 ± 3D	96 ± 87	71 ± 17E
SAC17	372 ± 99	46 ± 15D	33 ± 16	88 ± 7H	109 ± 79	65 ± 16M
SAC18	397 ± 72	42 ± 10G	75 ± 47	75 ± 12P	116 ± 79	59 ± 17P

Rem. – Porcentagem de remoção das variáveis tendo como base o balanço de massa realizado. SAC- sistema alagado construído.

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem significativamente entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey. ST- Sólidos totais; DBO- demanda bioquímica de oxigênio.

Em relação às eficiências de remoção de sólidos totais (Tabela 4) pode-se observar que variaram de 25 a 48%, os quais apresentaram diferença estatisticamente significativa para os tratamentos.

Dentre os sistemas avaliados, o tratamento que apresentou maior eficiência de remoção tanto para sólidos totais quanto para turbidez, foi a combinação SAC<sub>10</sub> com tempo de detenção hidráulico de 4 dias e taxa de carga orgânica de 140,6 Kg ha<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup> de DBO cultivado com capim elefante, isso pode ser atribuído ao tipo de forrageira utilizada (capim-elefante), a qual apresentou características de sistema radicular com maior concentração (densidade) de ramificações no início da unidade experimental (cocho), com altura aproximadamente de 17 cm e crescimento vertical.

Desse modo, o sistema radicular e o tempo de detenção hidráulico em conjunto contribuem para redução da velocidade de escoamento do esgoto no interior do SAC, proporcionando melhores eficiências em processos físicos de filtração e sedimentação das partículas, como verificado por Correa (2018), cujo trabalho demonstrou que a melhor tendência de remoção nos SACs ocorre devido as menores taxas aplicadas e segundo Lourenço (2017); Ansari *et al.* (2016) devido a retenção de partículas no meio poroso utilizado.

Nota-se também diferenças estatísticas entre os tratamentos em relação aos tipos de capins utilizados, uma vez que para a mesma taxa de aplicação os sistemas diferiram. Tendo o SAC<sub>10</sub> cultivado com capim elefante apresentado a maior remoção (48%), e o SAC<sub>12</sub> (capim-tifton) com a mesma taxa aplicada, o menor índice de remoção de 25% de sólidos. Isto pode ser explicado uma vez que, as características físicas das raízes principais do capim-tifton 85 apresentaram crescimento vertical e baixa densidade de ramificações, podendo haver formação de caminhos preferenciais que facilitem a passagem das partículas e maior velocidade de escoamento no interior do leito, tal fato foi verificado também pelos autores Fia *et al.* (2017) e Soela (2017).

Correa (2018), em seu trabalho verificou tendência de maior remoção em SACs vegetados, cujo justificou como fator positivo no tratamento de água residuária de suinocultura a forrageira utilizada (capim-Jiggs).

No entanto, Fia (2009) relata menor eficiência de remoção observada em SACs vegetados, uma vez que na rizosfera, há possibilidade de gerar caminhos que facilitam a passagem de partículas, levando à menor eficiência, além disso, segundo Lourenço (2017) a baixa eficiência pode ocorrer devido restos vegetais sob o leito e no seu interior (sistema radicular em decomposição) nos períodos pós-poda.

Durante a fase de aplicação de água residuária doméstica, nenhum dos capins apresentaram sinais de senescência e intoxicação, mesmo com a maior taxa orgânica aplicada ( $562,5 \text{ kg. ha}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ ), sendo reportado no estudo de Silva (2014) tal distúrbio cujo efeito foi causado após um período de intermitência na alimentação do sistema de aplicação de água residuária doméstica.

Deste modo, a deterioração da matéria orgânica pelos microrganismos decorre devido à necessidade destes em adquirir energia e fontes de carbono para seu metabolismo e reprodução, via reações de oxirredução dos compostos orgânicos e inorgânicos presentes no efluente (PELISSARI, 2013; PATEL, 2018).

A média das concentrações do afluente ao longo do período de monitoramento foi de  $284 \text{ mg.L}^{-1}$ , semelhante ao encontrado por Correa (2018) com tratamento de água residuária de suinocultura o qual foi de  $282 \text{ mg L}^{-1}$ , assim essas cargas não podem ser consideradas como carga orgânica tão elevada, quando comparadas a outros estudos (MATOS *et al.*, 2012; SANTOS *et al.*, 2016c).

Em relação ao parâmetro DBO, nota-se que houve diferença significativa para eficiências de remoção (Tabela 4) entre as cargas orgânicas aplicadas nos dezoitos SACs avaliados.

Observa-se também, que a menor taxa de carga orgânica aplicada ( $100 \text{ kg ha}^{-1}.\text{dia}^{-1}.\text{DBO}$ ) apresentou maior eficiência de remoção e menor concentração de DBO, com eficiência de 76% no SAC<sub>3</sub>, já no SAC<sub>18</sub> com aplicação da maior carga orgânica e menor tempo de detenção hidráulico houve a menor eficiência média de remoção (59%), isso pode ser atribuído ao maior tempo de retenção do esgoto no interior do sistema alagado construído - SAC, que é ideal para sedimentação do material orgânico, promovendo à proliferação e desenvolvimento das bactérias que degradam sólidos coloidais e orgânicos solúveis, inferindo em maior eficiência de remoção.

Assim como Correa (2018) pôde averiguar em seu estudo, a carga aplicada de  $100\text{kg}.\text{ha}^{-1}.\text{dia}^{-1}$  com presença de vegetação apresentou menores concentrações de DBO. Por outro lado, Fia (2009), pôde constatar que o maior TDH aplicado aos SACs, faz com que haja retenção de matéria orgânica que já passou por processo de degradação no interior do sistema, apresentando maior quantidade de compostos recalcitrantes de difícil degradação, responsável por reduzir a eficiência.

Comparando os resultados obtidos com alguns trabalhos presentes na literatura, verifica-se maior eficiência de remoção de DBO neste estudo. Forgiarini & Rizzi (2016) avaliando

remoção de matéria orgânica biodegradável, Lourenço (2017), Baskar, Deeptha e Annadurai (2014) e Assumpção *et al.* (2011) no tratamento de esgoto doméstico com eficiências de remoção de 53%; 64%, 52% e 66,2%, respectivamente. Já Çakir *et al.* (2015), avaliando o desempenho de sistemas cultivados com junco (*Phragmites australis*) no tratamento de esgoto doméstico na Turquia, com eficiências de remoção não corrigida entre 49,1 e 64,9 % de DBO.

Por outro lado autores como Nagamati *et al.* (2018) com tratamento de efluente doméstico, apresentaram eficiência média de 79%, e Saraiva (2016) no tratamento de efluente de tanque de resfriamento de leite conseguiram máxima eficiência de 97% e mínima de 55%, superior ao encontrado neste trabalho o que pode ter ocorrido devido a diferença da composição dos efluentes.

Assim, as eficiências na degradação e conseqüentemente, na remoção da matéria orgânica estão atreladas a vários fatores: tempo de detenção hidráulico, tipo de material suporte e granulometria utilizada, características do afluente, taxas orgânicas aplicadas, condições climáticas e espécies vegetais, assim estes fatores devem ser levados em consideração ao se comparar diferentes dados de literatura (SARAIVA, 2016).

Segundo os autores Costa (2013), Mendonça (2015) e Poças (2015) o fator tempo é responsável principalmente por ativar e acelerar os processos microbianos heterotróficos, ou seja, quanto maior o tempo de operação do Sistema - SAC, maior a eficiência de remoção de matéria orgânica. Entretanto, Matos *et al.* (2012) verificaram que o aumento nas eficiências de remoção de matéria orgânica, em sistemas de tratamento, pode ocorrer com aumento na carga orgânica aplicada, até um valor máximo, podendo posteriormente ocorrer decréscimo na eficiência.

Observa-se na Figura 10, que os SACs apresentaram-se bastante estáveis até 90 DAT e, após esse período, nota-se um decréscimo na remoção de DBO, o que pode estar relacionado com a poda/corte das forrageiras nos SACs. Esse resultado corrobora com estudo de Lourenço (2017), quando o autor constatou baixa eficiência na remoção de DBO, nos períodos pós-poda, atribuindo esse fato aos restos vegetais caídos sob o leito e no seu interior (sistema radicular em decomposição).

Um dos fatores que provavelmente contribuíram para a rápida estabilização do sistema foi o desenvolvimento do biofilme no meio suporte, gerado via aplicação de esgoto doméstico em todos os SACs, durante dois meses antes do início dos ensaios experimentais, assim como constatado por Saraiva (2016), que observou aos 45 dias de aplicação de efluente, foi

possibilitada uma maior estabilização na remoção de poluentes, possivelmente por atingir maior grau de maturação do biofilme.

Segundo Mendonça (2015), o aumento do tempo de detenção hidráulico e conseqüentemente a redução da vazão aplicada de esgotos exercem influência positiva na remoção dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos, sendo eles demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio(DQO), nitrogênio, fósforo, sólidos em suspensão e sedimentáveis, sulfetos e óleos e graxas. Por outro lado, a US.EPA, (2000) alerta que o ótimo desempenho de SACs para remoção de DBO não deve ser associado a baixas TCOs aplicadas.

Visto que a carga aplicada nos diversos sistemas, foi mantida ao longo do monitoramento o fato relatado por Ramos *et al.* (2017) pode ter ocorrido no sistema, os quais apontaram que quando a carga inicial é mantida ou aumentada ao longo do monitoramento, supõe, que ocorra maiores eficiências de remoção, até um certo limite que de acordo com Matos *et al.* (2010) ocorre até atingir uma eficiência máxima, levando ao decréscimo posterior.

Dentre os fatores responsáveis para uma maior eficiência de remoção de matéria orgânica em sistemas de tratamento, destacou-se o tempo de detenção hidráulico de 5,6 dias e a forrageira capim tifton 85, sendo esse resultado próximo ao encontrado por Baskar, Deeptha e Annadurai (2014), com TDH de seis dias, no tratamento de água residuária doméstica. E superior ao verificado por Ramos *et al.* (2016) e Queluz (2016), TDH =3,2 dias, no tratamento de água residuária de suinocultura e água residuária doméstica, respectivamente.

Contudo, à exceção do SAC<sub>18</sub> o qual para lançamento em curso d'água deve ser realizado um estudo de autodepuração, os resultados obtidos atenderam a resolução CONAMA n.430/2011 (Brasil, 2011), a qual preconiza uma eficiência de remoção mínima de 60% para DBO assim o uso de sistemas alagados construídos são considerados excelentes para tratamento de efluente doméstico.

- **Nitrogênio e Amônio**

Dentre as formas de nitrogênio de grande interesse no tratamento de esgoto doméstico, encontram-se o nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrogênio orgânico e nitrito; sendo a somatória resultante no nitrogênio total (JESUS, 2016; MATOS, 2015).

Para remoção deste nutriente nos sistemas alagados, destacam-se os processos de volatilização da amônia, desnitrificação, absorção pela planta, adsorção de amônio e a transformação anaeróbia de amônio em nitrogênio gasoso (JESUS, 2016; COSTA, 2018). No entanto, tem-se alguns fatores limitantes à remoção, como condições aeróbias e anaeróbias,



alcalinidade, material orgânico, tempo de detenção hidráulica e sólidos (FIA, 2009; LIMA, 2014; TOMOTO, 2017).

Cardoso (2015) pôde verificar em seu estudo, que durante o tempo de retenção do efluente no interior dos SACs o nitrogênio passa por processos biogeoquímicos, transformando-se nas formas nitrato e amônia, sendo absorvidos pelas plantas (essencial para crescimento vegetativo) e microrganismos. Como verificado por Trien *et al.* (2015) tendo a remoção de nitrogênio orgânico em *wetlands*, ocorrido por via bioquímica, além de processos de adsorção no material filtrante, assimilação pelas plantas e precipitação pluviométrica.

Segundo Andrade (2015) dentre os fatores que atuam diretamente na eficiência de remoção de nutrientes dos SACs, a poda consiste em uma das principais, de modo que para cada espécie existe um ciclo de desenvolvimento específico. Ainda segundo este autor, além disso têm-se o tempo de detenção hidráulico e o tipo de fluxo (vertical ou horizontal) utilizado.

Deste modo, foram apresentados na Tabela 5, as eficiências médias e o desvio padrão de remoção de nitrogênio total (NT) pelos SACs, assim como as concentrações médias afluente e efluentes dos SACs das variáveis nitrogênio total (NT) e amônio(N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>). Observa-se, que houve diferença significativa entre os tratamentos para remoção de nitrogênio, com variação média de eficiência de 30 a 65% e máxima de 76%, contrariando Vymazal (2007), que afirma que a eficiência de remoção deste nutriente varia entre 40 e 50%, o qual justificou tal fato uma vez que apenas alguns processos são realmente capazes de remover o nitrogênio total dos efluentes, e a maioria resultam apenas na conversão deste nitrogênio em suas várias formas.

Assim, a faixa encontrada neste estudo (30 a 65%), está próximo ao observado por Ayaz *et al.* (2015) também ao tratar esgoto sanitário, onde obtiveram eficiências de remoção entre 19 e 66% para o nitrogênio total em um sistema híbrido de *wetlands* construídos plantados com *Phragmites australis*. Além disso, esses resultados encontram-se dentro da faixa de valores relatados na literatura que variam de 17 a 90,6% (WU *et al.*, 2016; WANG *et al.*, 2016; TORRIJOS *et al.*, 2016).

A baixa eficiência em remoção de nitrogênio no sistema pode estar relacionada ao tipo de efluente, bem como ao tipo de fluxo adotado, uma vez que os processos envolvidos são anaeróbio, aeróbio e anóxico, assim, por possuir maior oxigenação e possibilitar uma maior eficiência no processo de nitrificação, o fluxo vertical tende a ser melhor quando o objetivo é remoção de nitrogênio (ANDRADE, 2015; Cardoso, 2015), no entanto neste estudo apresentou resultados satisfatórios de eficiência de remoção.

Tabela 5- Valores médios e desvio-padrão da concentração afluente e efluente de nitrogênio total (NT) e amônio (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) dos SACs e eficiências médias (%) de remoção de NTe N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> nos SACs, obtidas durante a condução do experimento.

Trat	Nitrogênio Total		NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	
	(mg L <sup>-1</sup> )	Rem. (%)	(mg L <sup>-1</sup> )	Rem. (%)
afluente	119 ± 13	-	65 ± 28	-
SAC1	54 ± 24	56 ± 11AB	32 ± 24	54 ± 19A
SAC2	61 ± 34	51 ± 19AB	41 ± 27	43 ± 25J
SAC3	45 ± 24	65 ± 11A	32 ± 25	54 ± 22B
SAC4	75 ± 30	38 ± 21B	31 ± 17	51 ± 19E
SAC5	66 ± 33	46 ± 21AB	35 ± 30	49 ± 27F
SAC6	72 ± 31	41 ± 15AB	42 ± 29	37 ± 22N
SAC7	87 ± 39	30 ± 15B	40 ± 20	39 ± 12L
SAC8	77 ± 33	37 ± 16B	40 ± 22	38 ± 18M
SAC9	80 ± 28	33 ± 16B	43 ± 22	37 ± 12O
SAC10	58 ± 36	53 ± 22AB	34 ± 27	53 ± 24D
SAC11	75 ± 39	38 ± 30B	35 ± 18	45 ± 13I
SAC12	70 ± 22	40 ± 16AB	31 ± 16	54 ± 10C
SAC13	66 ± 37	47 ± 21AB	35 ± 20	45 ± 16H
SAC14	84 ± 44	32 ± 23B	37 ± 19	43 ± 14J
SAC15	82 ± 32	32 ± 19B	47 ± 27	33 ± 17P
SAC16	61 ± 32	50 ± 21AB	35 ± 19	47 ± 14G
SAC17	78 ± 31	35 ± 20B	40 ± 24	40 ± 21K
SAC18	80 ± 28	34 ± 12B	46 ± 23	32 ± 24Q

Trat- tratamentos; SAC- sistemas alagados construídos. Rem. – Porcentagem de remoção, tendo como base o balanço de massa realizado.

\*Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem significativamente entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey

Matos *et al.* (2012) obtiveram remoções deste nutriente, ao cultivar capim-tifton-85 variando de 51 a 70%, e para capim-elefante de 14 a 50% em SAC's com TDH de 4,8 dias ao tratar água residuária de laticínios. Já neste estudo os SACs cultivados com capim elefante, capim-mombaça e capim tifton com TDH de 5,6 dias, apresentaram uma maior eficiência de remoção média, de 56, 51 e 65% respectivamente.

Verifica-se que os resultados obtidos neste estudo foram superiores aos resultados encontrados por diversos autores com uso de SACs cultivados, 16,38% e 38,4 %, Silva (2014) e Lourenço (2017), respectivamente, para água residuária doméstica. Já Prata *et al.* (2013) e Amorim *et al.* (2015) apresentaram eficiência de 49,4% e 24%, respectivamente, para água residuária de suinocultura.

Mendonça *et al.* (2017a) ao tratarem água residuária de laticínios, verificaram eficiências médias variando de 42 a 50% em SACs cultivados com macrófitas *Typha domingensis* e o *Hedychium coronarium*, já Andrade (2015) no tratamento de lodo de tanques

sépticos com SACs de escoamento vertical cultivado com capim-Tifton85, obteve eficiência de remoção de 59% NTK.

Por outro lado, Santos *et al.* (2016a) verificaram eficiências médias de remoção de 71% e 48% de NTK (Nitrogênio total Kjeldahl) em SACs cultivados com a capim Tifton 85 e a *P. vaginatum*, respectivamente, com uso de água residuária de suinocultura.

Já Soela (2017), também ao tratar água residuária de suinocultura (ARS), verificou que a remoção entre os SACs cultivados com Helicônia (82,3%) e Lírio-do-brejo (90,8%) e sem cultivo (73%) não apresentaram diferenças significativas, justificando tal fato pela forte associação deste nutriente com matéria orgânica, devido a retenção de material sólido no meio suporte.

Nota-se para taxa de 300 kg ha<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup> de DBO, que a presença das espécies cultivadas capim-elefante, capim-tifton-85 e capim-Mombaça, SAC<sub>7</sub>, SAC<sub>8</sub> e SAC<sub>9</sub> respectivamente, não influenciaram estatisticamente nas eficiências de remoção, apresentando valores entre 30 e 37%, assim como visto por Fia *et al.* (2017) onde a presença de espécies cultivadas: taboa e capim tifton-85 (SAC<sub>2</sub> e SAC<sub>3</sub>), ou mesmo a ausência delas no SAC<sub>1</sub>, não influenciaram nas eficiências de remoção deste nutriente, com valores entre 37 e 40%.

Correa (2018), ao tratar água residuária de suinocultura, observou maior remoção de nitrogênio aos sistemas submetidos/aplicadas as menores cargas orgânicas, atribuindo o ocorrido ao tempo de detenção hidráulica, possuir menor velocidade, permitindo que os nutrientes presentes no fluido estejam mais tempo em contato com as raízes da forrageira, possibilitando maior absorção por parte das plantas.

Dentre os tratamentos avaliados, o sistema que apresentou maior remoção de nitrogênio foi o SAC<sub>3</sub>, com a menor taxa de aplicação superficial e maior tempo de detenção hidráulico (5,6 dias) resultando em uma eficiência média de 65%.

Apesar dos SACs 1 e 2 receberem a mesma taxa de carga orgânica não diferiram significativamente entre si com eficiência de 56% e 51% respectivamente, apresentando diferença significativa em relação ao SAC<sub>3</sub>, essa maior eficiência pode estar relacionada ao tipo de forrageira utilizada, o qual possivelmente atuou de forma mais positiva na assimilação e absorção desse nutriente pelo sistema radicular (capim-tifton). O que foi semelhante ao encontrado por Matos *et al.* (2012a) e Andrade (2015) utilizando capim tifton 85 (*Cynodon* sp.) e Correa (2018).

Segundo Ceve (2015) e Almeida (2016), o nitrogênio orgânico encontrado nos efluentes sofre modificações por compostos orgânicos presente no meio, resultando na formação de

nitrogênio amoniacal (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>). Assim, de acordo com Von Sperling (2012), as bactérias conhecidas como Nitrosomonas convertem N-NH<sub>4</sub> em Nitrito (NO<sub>2</sub>) e posteriormente outro grupo de bactérias chamadas de Nitrobacter converte em Nitrato (NO<sub>3</sub>) sendo esse processo denominado nitrificação.

Verifica-se na Tabela 5 que as remoções médias de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> variaram de 32 a 54% e resultou no máximo de 76%, esses valores são superiores ao encontrado por Costa *et al.* (2018) de 30 e 15% ao longo de 4 anos de operação do sistema, e semelhante ao obtido por Andrade (2015) com eficiência de remoção de 54%.

Nota-se também que dentre os SACs, o que apresentou melhor remoção de amônio (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) foi o SAC<sub>1</sub>, com tempo de TDH de 5,6 dias e cultivado com capim-elefante, sendo o tempo de detenção hidráulico importante na remoção deste parâmetro assim como verificado por Patel (2018).

Dentre os possíveis fatores responsáveis pela eficiência de remoção de amônio, pode ser abordada a carga aplicada nesse sistema a qual possibilita um maior tempo de retenção no interior do SAC, além do tipo de sistema radicular da cultura que atua na liberação de oxigênio no meio, favorecendo a degradação de partículas que contém nitrogênio, transformando-o em forma orgânica assimilável pelas plantas e a partir disso ser absorvida, corroborando com os autores Rossmann (2011) e Soela (2017).

Além disso, locais próximos a zona radicular das plantas são mais suscetíveis às transformações de nitrogênio, pois o oxigênio disponibilizado pelas raízes infere nas transformações de nitrogênio do fluido no interior do sistema, aumentando sua eficiência de remoção (Jesus, 2016).

Resultados inferiores a este estudo, foram relatados por Silveira *et al.* (2015) que obtiveram remoção de 51% para N-amoniacal e 58% para NTK, Freitas & Sezerino (2016) com 48% para N-amoniacal em sistemas wetlands construídos com leito parcialmente submerso e Zhai *et al.* (2015) que obtiveram remoção de 68% em um sistema híbrido plantado com *Eichhornia crassipes* ao tratar esgoto de origem doméstica.

Trein *et al.* (2015) avaliando o desempenho de wetlands construídos de fluxo vertical (WCFV) obtiveram eficiência média de remoção global de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> de 47% e Andrade (2015) com eficiência de 52% no tratamento de água residuária doméstica.

Comparando esse estudo com trabalhos utilizando o fluxo vertical, nota-se maior eficiência de remoção de amônio, sendo verificado o esperado, uma vez que os fluxos

horizontais apresentam boas condições para desnitrificação, sendo os microrganismos principais responsáveis pelo processo (ANDRADE, 2015; COSTA *et al.*, 2018).

Por outro lado, LV *et al.* (2017) afirmam que a maior taxa de oxigênio está correlacionada a remoção de nutrientes (NT; N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) aumentando a eficiência de remoção, contribuindo com o tipo de fluxo vertical, uma vez que encontra-se a maior disponibilidade de oxigênio (ANDRADE, 2015).

Na Figura 11 foram apresentadas as eficiências de remoção de NT e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> obtidas ao longo do período experimental, observa-se que houve variação ao longo do período de monitoramento do sistema, assim como verificado por Fia (2009) em seu estudo.

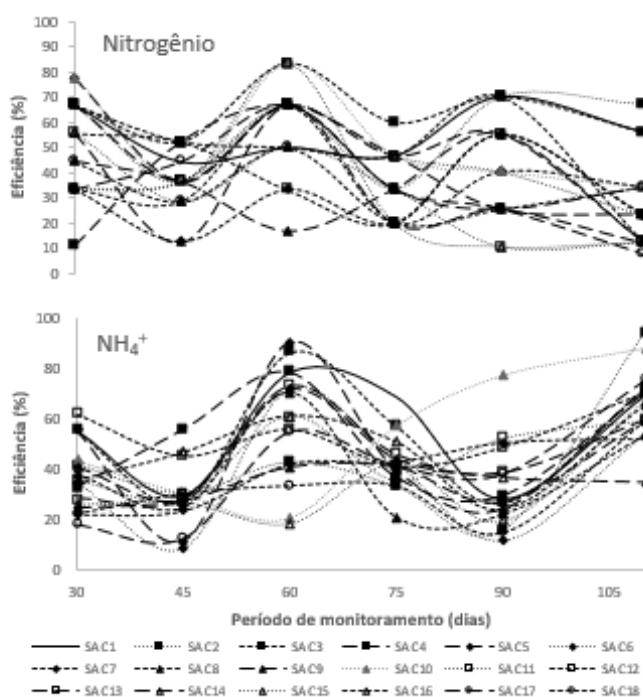


Figura 11- Eficiências de remoção de nitrogênio total e Amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) nos SACs, durante o monitoramento dos sistemas.

Referente a remoção de nitrogênio, pode-se notar na segunda coleta (45 dias) uma menor eficiência de remoção, já aos 60 dias uma maior remoção deste nutriente. Uma vez que as eficiências de remoções estão influenciadas pela carga de entrada (afluente), isso pode ser justificado devido as variações nas concentrações de nitrogênio, ou seja, aos 45 dias verificou-se maior concentração de nitrogênio no afluente em relação aos demais e aos 60 dias a menor concentração assim como a absorção pelas plantas durante seu ciclo vegetativo.

Tal fato também foi notado por Correa (2018) em seu estudo, onde verificou que aos 30 e 90 dias de avaliação o aumento na concentração da carga orgânica no afluente, resultou em diminuição da eficiência de remoção de Nitrogênio Total.

Além disso, nota-se que ao longo do período de monitoramento, os sistemas não apresentaram um padrão para remoção de nitrogênio, ocorrendo variações ao longo do tempo. Apresentando tendência de maior remoção de nitrogênio pelos SACs que receberam as menores taxas de cargas orgânicas, o que pode ser justificado devido ao maior tempo de contato com o sistema radicular propiciar melhor assimilação do nutriente pela zona radicular da planta, como já reportado.

Mendonça *et al.* (2017) puderam notar em seu trabalho, maior remoção de nitrogênio no início de avaliação do sistema sendo reduzida ao decorrer do tempo, e justificaram a ocorrência de uma possível senescência ao longo do período experimental, dando ênfase para a importância de remoção da biomassa das plantas, uma vez que, a maior absorção dos nutrientes dar-se-ão no período de brotamento e desenvolvimento da cultura.

Verifica-se também que para a remoção de amônio, houve maior eficiência de remoção em dois períodos sendo eles aos 60 dias e após 90 dias, cujo fato pode ser atribuído a retenção de partículas sólidas nas raízes, meio suporte e no biofilme, além disso têm-se também a poda realizada aos 90 dias após a coleta do efluente, o que pode ter sido responsável pela maior demanda de nutrientes para o desenvolvimento das plantas e assim ocorrendo a maior absorção desse nutriente. Associado á isto, tem a redução de pH neste mesmo período, o que pode levar a nitrificação do amônio e a redução de ferro aumentando assim a eficiência de remoção deste nutriente segundo Queluz (2016).

As raízes são responsáveis por fornecerem suporte à colonização microbológica dos organismos presentes no sistema, além de poder absorver e utilizar os nutrientes, assim a zona radicular é considerada a mais ativa na planta devido ocorrência de processos biológicos e químicos, com interação de microrganismos, sedimentos e plantas (CORREA, 2018; JESUS, 2016).

A maior eficiência quanto a remoção de nutrientes pode estar relacionado aos diversos fatores já mencionados, uma vez que a exemplo de Cunha (2015) utilizando o reator combinado anaeróbio-aeróbio de leito fixo (RCAALF) no tratamento de efluente bovino sem recirculação e com TDH de 24 horas obteve uma eficiência de remoção de 70% para o NTK e 77% para N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, maiores ao encontrado neste estudo. O que pode estar relacionado ao relatado por Vymazal (2007) tendo os sistemas alagados construídos com fluxo horizontal capacidade

limitada quanto a nitrificação da amônia, apesar de fornecerem boas condições para a desnitrificação.

- **Fósforo**

Por ser um dos nutrientes responsáveis pela proliferação de algas em corpos hídricos, o fósforo é considerado limitante do processo de eutroficação, sendo de grande relevância a sua remoção no âmbito de tratamento de efluentes (CARDOSO, 2015).

De acordo com Lima (2018) os processos como assimilação, adsorção, complexação, retirada pela planta e precipitação, são os principais responsáveis pela remoção de fósforo, podendo ocorrer algumas transformações durante o tratamento das águas residuárias segundo Vymazal (2007), como adsorção, dessorção, precipitação, dissolução, absorção microbiana e vegetal, mineralização, etc.

Por outro lado, o acúmulo da biomassa residual e mineral é resultante de mecanismos de estocagem que contribuem para a remoção do fósforo no leito, onde também uma certa quantia desse nutriente poderá ser removida em caso de retirada ou poda da vegetação (SARNAGLIA, 2014).

De modo geral, a remoção de P em *wetlands* construídos é baixa, variando de 40% a 60% e podendo ser alta quando o substrato possuir elevada capacidade de sorção (VON SPERLING, 2015; MACHADO *et al.*, 2017; LOURENÇO, 2017).

Na Tabela 6 foram apresentados os valores referentes às médias das concentrações de fósforo total (P-total) no afluente e efluentes dos SACs e as eficiências de remoção, pode-se observar que o tratamento que apresentou maior eficiência de remoção deste nutriente foi o SAC<sub>10</sub> com taxa de 140, 6 kg.ha<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>, tempo de 4 dias e cultivado com capim elefante resultando em uma eficiência de 62%, tendo como possível justificativa o maior tempo de detenção hidráulico a menor velocidade e culminado a isso teve para esse tratamento maiores eficiências de remoção tanto para sólidos como para turbidez.

Em relação a menor eficiência obtida (29%), foi verificada no SAC<sub>12</sub> com a mesma taxa de aplicação do sistema SAC<sub>10</sub>, mas cultivado com capim-tifton, isso pode ser atribuído ao tipo de sistema radicular da forrageira, uma vez que Xu *et al.* (2015) atribuíram a fração de fósforo orgânico ser removido por via imobilização microbiológica no meio filtrante, desse modo o sistema com o capim-elefante apresentou a maior densidades em suas ramificações e assim proporcionando condições para maior remoção por retenção e ação de microrganismos.

Assim como o trabalho de Santos *et al.* (2016a), nesse estudo houve também a menor eficiência de remoção para fósforo comparada à remoção de nitrogênio total. No entanto, variaram de 29 à 62% estando de acordo com os valores de eficiência para remoção de fósforo total descritos na literatura que variam entre 7 a 100% (LEUNG *et al.*, 2016; LU *et al.*, 2016; ROZARIO *et al.*, 2016; QUELUZ, 2016; TOMOTO, 2017).

Tabela 6- Valores médios e desvio-padrão dos afluentes e efluentes dos SACs e eficiências médias (%) de remoção e desvio-padrão de fósforo total, nos SACs obtidos durante a condução do experimento.

Trat	Fósforo(P)	
	(mg L <sup>-1</sup> )	Rem. (%)
afluente	20 ± 7	
SAC1	13 ± 5	37 ± 12N
SAC2	11 ± 6	49 ± 25C
SAC3	8 ± 2	57 ± 14B
SAC4	12 ± 5	41 ± 12I
SAC5	13 ± 6	38 ± 21L
SAC6	11 ± 2	43 ± 10E
SAC7	14 ± 6	31 ± 13O
SAC8	12 ± 3	38 ± 8M
SAC9	13 ± 5	37 ± 14N
SAC10	7 ± 4	62 ± 25A
SAC11	11 ± 4	43 ± 8F
SAC12	15 ± 8	29 ± 14P
SAC13	11 ± 3	43 ± 8G
SAC14	11 ± 5	43 ± 20G
SAC15	11 ± 6	42 ± 18H
SAC16	12 ± 5	41 ± 10J
SAC17	11 ± 5	47 ± 22D
SAC18	12 ± 6B	39 ± 13K

Trat- tratamentos, SAC- sistema alagado construído; Rem. – Porcentagem de remoção, tendo como base o balanço de massa realizado.

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem significativamente entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Comparando com outros trabalhos, as eficiências de remoção desse nutriente foram superiores a vários autores como: Santos (2017a) ao utilizar efluente doméstico em SAC cultivado com planta ornamental *Heliconia Rostrata*, resultando em eficiência média de remoção de 40% e Ávila *et al.* (2015) com sistema cultivado com *Phragmites australis*, obtiveram valores de remoção de fósforo na unidade vertical e horizontal de 10% e 21%, respectivamente.



Cunha (2015) ao tratar água residuária proveniente de abatedouro bovino, o qual obteve um valor médio no efluente de  $80,37 \pm 86,79 \text{ mg.L}^{-1}$  com eficiência de remoção de 25%, para a vazão de recirculação analisada, relacionando a maior concentração de fósforo no substrato a variabilidade nas atividades de abatedouro bovino.

Assim como Tomoto (2017) ao tratar água residuária de abatedouro de aves, que apresentou eficiência de remoção em torno de 7% utilizando um tempo de detenção hidráulica (TDH) de 22 horas.

Santos *et al.* (2016a) no tratamento de águas residuárias de suinocultura com SACs cultivados obtiveram maior eficiência de 40,2% com sistema cultivado com *B. mutica* e a menor eficiência de 14% para SAC cultivado com a *P. vaginatum*.

Mendonça *et al.* (2017a) com tratamento de água residuária de laticínio obtiveram eficiências entre 39 a 43% em SACs cultivados com *Typha dominguensis* o *Hedychium coronarium*.

Além disso, comparando com trabalhos utilizando meios suportes diferentes no tratamento de esgoto sintético em sistemas alagados construídos, verificam-se eficiências de remoções inferiores as obtidas por Ozengin *et al.* (2016) avaliando sistemas plantados com *P. australis* e não plantado preenchidos com agregados de argila expandida como substrato obtiveram 40,52% e 37,91%, bem como preenchidos com brita no estudo de Abdelhakeem *et al.* (2016) com sistemas plantados com *P. australis* os quais obtiveram 16% de eficiência.

Visto que fatores como meio suporte, tipo de planta cultivada, fluxo adotado, água residuária a ser tratada, tempo e taxa de carga orgânica aplicada influenciam diretamente nos resultados de eficiências obtidas, o SAC<sub>10</sub> com o tempo de 4 dias e cultivado com capim elefante, neste estudo foi o sistema com melhor remoção, assim como comparando com alguns autores (Cunha, 2015; Santos *et al.* 2016a; Mendonça *et al.*, 2017; Santos, 2017a; Tomoto, 2017).

Fato semelhante ao encontrado por Mendonça *et al.* (2017a) que verificaram melhor remoção de fósforo em água residuária de laticínios em SACs vegetados e tempo de detenção hidráulico de 3,5 dias.

No entanto, para DU *et al.* (2015), adsorção é o meio mais provável para que haja remoção de fósforo total nos sistemas em comparação a absorção na biomassa pela planta em efluentes domésticos com concentração de fósforo superior a  $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ .

Na Figura 12 estão apresentadas as eficiências de remoção de fósforo obtidas no decorrer do período experimental, nota-se que os resultados apresentaram diferenças estatisticamente significativas entre as médias com o tempo de operação dos SACs.

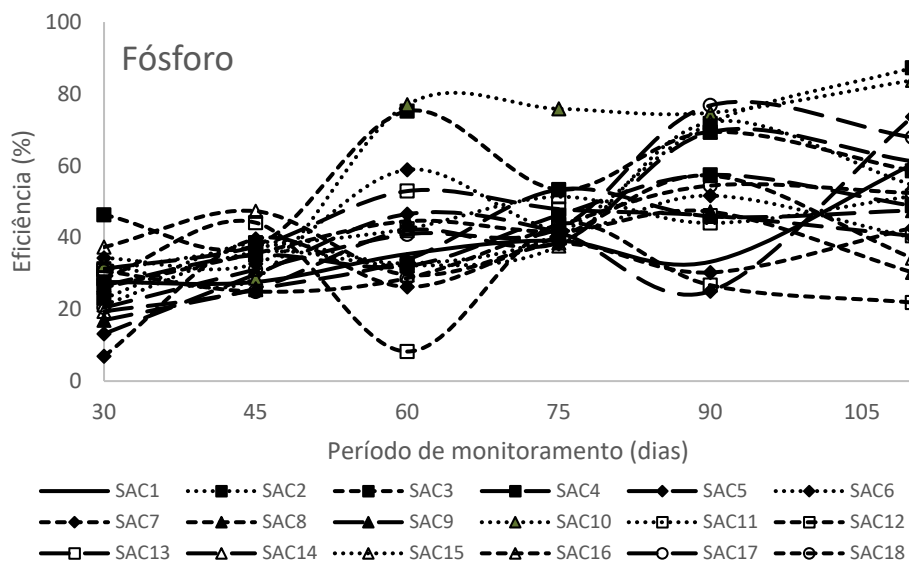


Figura 12- Eficiências de remoção de fósforo (P) nos SACs, durante o monitoramento dos sistemas.

Além disso, verificou-se que apesar dos sistemas apresentarem oscilações durante o tempo monitorado, houveram tendências de aumento nas eficiências de remoção de fósforo, o que pode ser justificado, devido ao desenvolvimento das plantas e do biofilme nos SACs, ou seja, este nutriente em parte é retido no meio suporte, sistema radicular e sedimentos, e outra parte utilizada por microrganismos.

No entanto, segundo Saraiva (2016) a remoção e redução na concentração de fosfato na água residuária é maior no início de operação, atribuindo tal fato a adsorção inicial ocorrida no substrato e nos sedimentos, sendo esse processo de adsorção finito.

Ainda segundo Araújo (2017), quando a solução apresentam pH superior a 7, pode ocorrer a redução na disponibilidade de nutrientes como fósforo e micronutrientes, tornando assim mais difícil sua remoção.

Analisando as eficiências de remoção dos sistemas verifica-se que aos 30 dias o SAC<sub>3</sub> cultivado com capim-tifton e taxa de 100 kg.ha<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>, apresentou melhor remoção comparados aos demais. Isso pode ser atribuído ao desenvolvimento rápido e adaptação ao meio de cultivo, bem como o sistema radicular desta forrageira, a qual apresenta-se em forma de rizomas, além do tempo de detenção hidráulico ser maior.

No entanto o SAC<sub>10</sub> cultivado com capim elefante, mostrou melhor capacidade de remover fósforo do sistema ao longo do monitoramento, evidenciando de acordo com Fia *et al.* (2011) a diferença na capacidade de cultivares em remover nutrientes principalmente quando submetidas à cargas menores nos SACs, uma vez que neste tratamento utilizou a segunda menor taxa avaliada no experimento. Assim, de acordo com Mendonça (2015), ao reduzir o tempo de detenção hidráulico e aumentar a vazão, pode ocorrer a redução de remoção deste nutriente.

Nota-se também ao final do monitoramento, tendência de aumento na remoção deste nutriente nos SACs que receberam as menores cargas e consequentemente maior tempo de detenção hidráulico, os sistemas SAC<sub>2</sub> (taxa= 100kg.ha<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>; TDH= 5,6 dias; capim-elefante) e SAC<sub>10</sub> (taxa= 140,6 kg.ha<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>; TDH= 4 dias; capim-mombaça), bem como verificado por Saraiva (2016) e Correa (2018) onde a maior absorção prevalece durante a fase de crescimento das plantas, e as menores cargas orgânicas apresentam maior sedimentação, consequentemente aumentando a eficiência de remoção do sistema.

Por outro lado, tem-se como fator limitante as maiores taxas e consequentemente os menores tempos de detenção hidráulico, responsáveis por reduzir os efeitos de evapotranspiração, podendo ocasionar à baixa remoção de acordo com Mendonça *et al.* (2017).

Segundo Amorim *et al.* (2015) as altas eficiências de remoção de fósforo fundamentam-se na capacidade de algumas bactérias heterotróficas aeróbias de acumularem, dentro da célula, em caso de condições ótimas para seu crescimento e metabolismo, sendo assim, o fósforo é removido junto com o lodo nos sedimentos.

Assim, Correa (2018) afirmou que a remoção é realizada em duas formas: o fósforo reativo solúvel é assimilado pelas plantas sendo convertido a fósforo orgânico estrutural, podendo ser armazenado na biomassa das vegetações, ou as frações insolúveis e precipitadas são adsorvidas pelo meio suporte, principalmente por estruturas de rochas ricas em ferro e alumínio, ou seja, evidenciando que o tipo de vegetação e composição química do meio suporte são fatores principais para remoção deste nutriente (ANDRADE, 2015).

- **Potássio, sódio, cálcio e magnésio**

A utilização de esgoto sanitário submetido ou não ao tratamento vêm sendo defendida para uso agrícola, uma vez que, quando submetido a algum tipo de tratamento ocorre a remoção de nutrientes menos solúveis e a manutenção dos mais solúveis, como o sódio (MATOS & MATOS, 2017, MARQUES *et al.*, 2018).

De acordo com Jesus (2016) e Fia *et al.* (2015), poucas informações sobre o comportamento de metais alcalinos em SACs estão disponíveis, no entanto, o potássio e o sódio estão entre os macronutrientes absorvidos pelas plantas, sendo assim suas concentrações devem ser necessariamente quantificadas.

Dentre os efeitos deletérios às plantas, o excesso de nutrientes (potássio, sódio e outros sais) podem causar a redução no potencial osmótico da solução e no fluxo de água no sentido solo-planta-atmosfera, resultando na diminuição da transpiração da planta, afetando seu crescimento e conseqüentemente a absorção de nutrientes (Fia *et al.*, 2015), além de intoxicação das plantas (SARAIVA, 2016)

Na Tabela 7 estão apresentados as concentrações médias e o desvio-padrão das concentrações de potássio (K), sódio (Na<sup>+</sup>), cálcio (Ca<sup>2+</sup>) e magnésio (Mg<sup>2+</sup>) afluentes e efluentes dos SACs, bem como as eficiências de remoção de K e Na<sup>+</sup>, cálcio total (Ca<sup>2+</sup>) e magnésio total (Mg<sup>2+</sup>).

Tabela 7- Valores médios e desvio-padrão do afluente e efluentes dos SACs e eficiências médias (%) de remoção e desvio-padrão de potássio (K), sódio total (Na<sup>+</sup>), cálcio total (Ca<sup>2+</sup>) e magnésio total (Mg<sup>2+</sup>) nos SACs obtidos durante a condução do experimento.

Trat	Potássio (K)		Sódio (Na <sup>+</sup> )		Cálcio (Ca <sup>2+</sup> )		Mg <sup>2+</sup>	
	(mg L <sup>-1</sup> )	Rem. (%)	(mg L <sup>-1</sup> )	Rem. (%)	(mg L <sup>-1</sup> )	Rem. (%)	(mg L <sup>-1</sup> )	Rem. (%)
Afluente	233 ±17		1269 ± 403		64 ±14		19 ± 6	
SAC1	226 ±7	2 ±5M	1038 ± 405	20 ±7A	26 ±16	61 ±21B	12 ± 6	40 ±20A
SAC2	230 ±16	1 ±1N	935 ± 461	30 ±18A	29 ±11	55 ±15D	9 ± 5	52 ±25A
SAC3	199 ±67	15 ±28F	1040 ± 437	21 ±14A	35 ±22	49 ±19J	8 ± 5	56 ±20A
SAC4	210 ±43	10 ±16L	1008 ± 436	23 ±11A	38 ±16	44 ±13O	10 ± 7	51 ±23A
SAC5	206 ±42	12 ±15K	987 ± 399	24 ±8A	41 ±22	40 ±22Q	9 ± 8	58 ±31A
SAC6	204 ±37	12 ±15J	906 ± 391	28 ±18A	34 ±20	50 ±20G	11 ± 6C	45 ±37A
SAC7	202 ±37	13 ±15H	863 ± 378	31 ±18A	24 ±17	66 ±20A	12 ± 6	37 ±16A
SAC8	200 ±36	14 ±15G	930 ± 406	26 ±19A	33 ±15	50 ±18H	10 ± 5	47 ±14A
SAC9	200 ±36	14 ±15G	901 ± 393	28 ±18A	34 ±12	48 ±16K	10 ± 6	53 ±15A
SAC10	174 ±45	25 ±19A	829 ± 340	35 ±15A	42 ±16	37 ±16R	10 ± 5	47 ±11A
SAC11	195 ±35	16 ±16C	930 ± 439	28 ±17A	31 ±18	56 ±21C	9 ± 5	54 ±12A
SAC12	194 ±35	16 ±16B	967 ± 492	26 ±18A	36 ±19	47 ±23L	12 ± 8	37 ±23A
SAC13	194 ±35	16 ±16B	887 ± 389	31 ±13A	37 ±15	44 ±10N	11 ± 4	44 ±15A
SAC14	197 ±35	15 ±14E	892 ± 390	30 ±17A	35 ±13	46 ±13M	10 ± 6	50 ±22A
SAC15	203 ±37	13 ±15I	882 ± 365	30 ±17A	31 ±11	51 ±13F	12 ± 6	38 ±15A
SAC16	194 ±39	16 ±19C	920 ± 399	28 ±15A	34 ±16	49 ±19I	12 ± 7	42 ±17A
SAC17	197 ±36	16 ±15D	853 ± 404	34 ±16A	36 ±10	43 ±14P	11 ± 8	47 ±30A
SAC18	204 ±37	12 ±16J	848 ± 405	34 ±16A	28 ±6	54 ±13E	12 ± 7	40 ±15A

Trat – tratamentos. SAC- sistema alagado construído. Rem. – Porcentagem de remoção, tendo como base o balanço de massa realizado.

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem significativamente entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey

Verifica-se que o tipo de espécie cultivada bem como a carga aplicada influenciaram na remoção de potássio e cálcio pelos SACs, tal como observado em sólidos e turbidez. Quanto ao sódio e magnésio, não houveram diferenças significativas entre as eficiências de remoção, independente da taxa de carga aplicada e as plantas cultivadas nos sistemas, assim como verificado por Fia *et al.* (2015) referente ao sódio. Entretanto, foi possível constatar apesar de não diferirem significativamente, tendência positiva em relação ao capim elefante para remoção desses nutrientes.

Dessa forma, bem como constatado por Jesus (2016), supõe que todos os tratamentos apresentam capacidade de absorção do nutriente semelhantes, ou a carga aplicada superou a capacidade de remoção para as forrageiras utilizadas. Nota-se também, que o capim elefante apresentou influência positiva para remoção de potássio comparado ao demais: capim-Tifton e capim-mombaça, já em relação a remoção de cálcio o capim-mombaça apresentou melhor eficiência remoção. Fia *et al.* (2017) em seu trabalho comparando SACs cultivados com Taboa e capim-tifton, notaram melhores eficiências de remoção tanto para sódio, cálcio e magnésio aos sistemas cultivados com taboa comparado ao capim-tifton.

Segundo Matos *et al.* (2014b; 2014c) as concentrações elevadas de potássio e sódio em relação às de cálcio e magnésio, podem causar dispersão da argila promovendo a desagregação do solo e, por consequência, diminuição de sua permeabilidade, além de proporcionar problemas de desbalanço químico no solo. Ocasionalmente o desequilíbrio químico no meio podendo gerar prejuízo na absorção de cálcio e magnésio pelas plantas (MATOS *et al.*, 2014, SARAIVA, 2016).

Devido a presença de plantas nos SACs, era esperado a redução nas concentrações de cálcio e magnésio, uma vez que esses elementos além de serem essenciais às plantas estes podem ser diretamente absorvidos. Desse modo, verificam-se maiores eficiências de remoções (Tabela 7) para os parâmetros cálcio (37 a 66%) e magnésio (37 a 58%), assim como reportado por Fia *et al.* (2017) com eficiência variando de 26 a 45% para cálcio e de 60 a 65% para magnésio ao utilizar água residuária de suinocultura nos SACs.

A maior eficiência de remoção de cálcio ocorreu no SAC<sub>7</sub> operado com TDH de 1,88 dias resultando a uma eficiência de 66% de remoção, resultado esse inferior ao observado por Zaika (2018) no tratamento de rejeito salino, apresentando eficiência de 76,7% de remoção com tempo de detenção de 4 dias, desse modo uma possível justificativa é a disponibilidade deste nutriente variar conforme o tipo de efluente.

Em relação ao nutriente potássio, Jesus (2016) ao tratar esgoto sanitário com sistemas cultivados com capim-tifton-85 (*Cynodon* sp.) e capim vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) verificou variação na eficiência de 17 a 19,7 % próximo ao encontrado neste trabalho, o qual variou de 1 a 25%, onde o SAC<sub>10</sub> cultivado com capim elefante conseguiu melhor eficiência de remoção.

Resultados próximos também foram verificados por autores com diferentes efluentes como Matos *et al.* (2012) ao tratar efluente de laticínios apresentando eficiências entre 1 e 20%, e Fia *et al.* (2015) em SACs cultivados com taboa e capim-tifton 85 com eficiências de remoção entre 15 a 27% obtidas com tratamento de água residuária de suinocultura.

Apesar da baixa eficiência de remoção, os resultados obtidos encontram-se na faixa de variação para remoção desse nutriente que de acordo com Queluz (2016) encontra-se entre 9 a 68%.

Por outro lado, autores como Santos *et al.* (2016a) e Matos *et al.* (2012) utilizando diferentes plantas, Tifton-85, *Paspalum vaginatum*, *Brachiaria mutica* e capim-elefante e Tifton- 85 respectivamente, não obtiveram resultados satisfatório para remoção deste nutriente, justificando o ocorrido devido a baixa demanda de potássio pelas gramíneas, assim como a concentração no afluente, e também devido as perdas de água por evapotranspiração nos SACs, causando o acúmulo desse nutriente no sistema.

Ainda na Tabela 7, consideram-se com base nos resultados relatados em estudos, que as eficiências de remoção de sódio (20 a 35%) foram satisfatórias e estão em conformidade com as faixas observadas por outros autores Fia *et al.* (2017); Jesus (2016) e Fia *et al.* (2015), com eficiências variando de 16 a 24%, 5,8 a 9,4%; 2 a 24% respectivamente.

Contraditório ao esperado, verificou-se nesse estudo a maior eficiência de remoção para o sódio em relação ao potássio, uma vez que este nutriente é absorvido em baixas concentrações pelas plantas, além de apresentar características de alta solubilidade no meio e baixa associação com material orgânico (JESUS, 2016).

Por outro lado, Santana *et al.* (2017) ao estudar sistemas de tratamento por rampa de escoamento superficial, notaram que a elevada taxa de aplicação e a alta mobilidade do sódio desfavoreceram seu acúmulo no solo, sendo um elemento pouco removido por se comportar como potássio (K).

Nas Figuras 13, 14, 15 e 16 estão apresentadas as eficiências de remoção de potássio total (K), sódio total (Na<sup>+</sup>), cálcio total (Ca<sup>2+</sup>) e magnésio total (Mg<sup>2+</sup>) respectivamente, do efluente doméstico obtidos ao longo do período de monitoramento do experimento. Os dados

permitem verificar para os nutrientes que houveram tendências de maior remoção após 90 dias de monitoramento, podendo ser justificados devido a manutenção do sistema nesse período (poda da parte aérea das forrageiras), assim como verificado por Andrade (2015) relatando que a retirada do material vegetal dos sistemas atuam diretamente na eficiência de remoção dos nutrientes.

Desse modo, analisando os sistemas quanto as eficiências de remoção de potássio (Figura 13) aos 30 e 60 dias, observa-se que as maiores cargas orgânicas aplicadas apresentaram maior desempenho de remoção, podendo ser justificado devido ao início da aplicação ocorrer a maior retenção no meio suporte possibilitando o maior acúmulo de matéria orgânica, assim como de nutrientes nos sistemas radiculares, semelhante ao estudo de Correa (2018) que verificou maiores remoções de nutrientes no sistema ocorridas nos sistemas com as maiores cargas orgânicas aplicadas.

No entanto, segundo Mendonça *et al.* (2017) as baixas remoções de nutrientes nos sistemas alagados estão relacionadas as maiores taxas orgânicas aplicadas e menores tempo de detenção, reduzirem os efeitos da evapotranspiração.

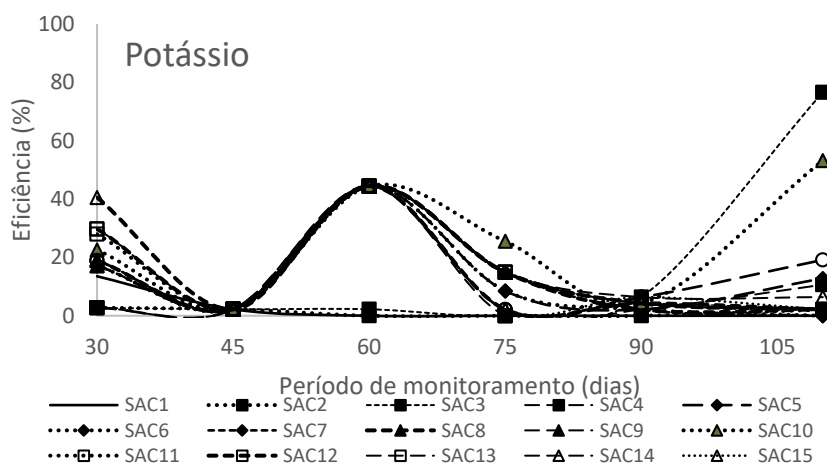


Figura 13- Eficiências de remoção de potássio total da água residuária doméstica durante o monitoramento dos SACs.

As eficiências dos SACs aos 45 dias reduziram, o que podem estar relacionadas a maior concentração de sólidos no afluente nesse período. Também aos 90 dias de monitoramento do sistema, houveram reduções de remoção, isto pode ser atribuído a uma possível saturação deste nutriente nas plantas, uma vez que as mesmas apresentavam com tamanhos elevados.

Após a coleta dos efluentes (90 dias) foram realizadas podas da parte aérea das plantas, mas apenas os sistemas SAC<sub>10</sub>(capim-elefante) e SAC<sub>3</sub>(capim-tifton) com taxa de 140, 6 e 100

kg.ha<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup> respectivamente, apresentaram aumento na eficiência de remoção, sendo os SACs com menores taxas.

De acordo com o verificado por Jesus (2016), o sódio possui alta capacidade de solubilidade no meio líquido, sendo assim pode-se notar nesse estudo que o nutriente sódio (Figura 14), no início do monitoramento (30 dias), as maiores cargas aplicadas resultaram nas maiores eficiências de remoção e especificamente os SACs 2 e 3 (TDH= 5,6 dias e TCO= 100kg.ha<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>) e SACs 4 e 5 (TDH= 2,8 dias e TCO= 200 kg.ha<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>) apresentaram menor desempenho dentre os sistemas, podendo ser atribuído a baixa absorção desse nutriente pelas plantas mesmo com tempo de contato maior, além de sua alta capacidade de solubilidade.

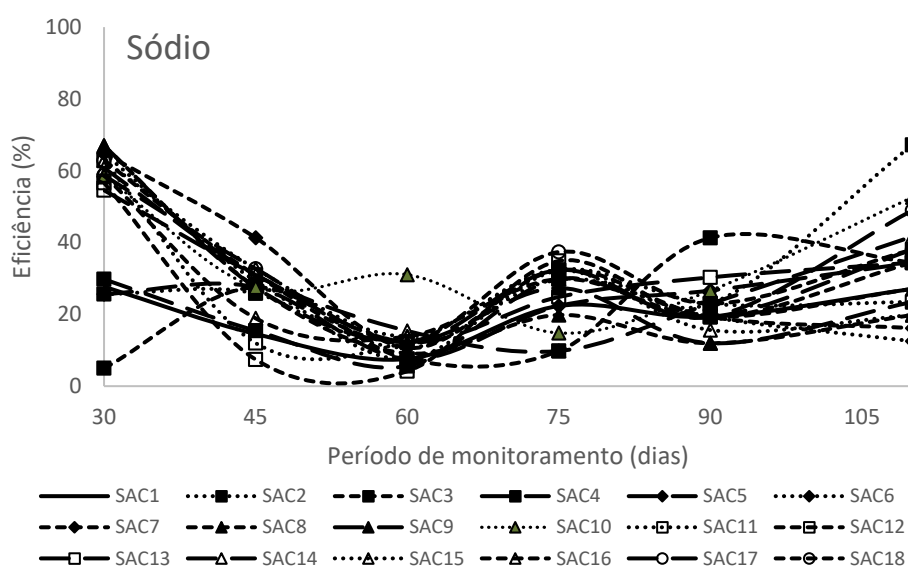


Figura 14- Eficiências de remoção de sódio da água residuária doméstica durante o monitoramento dos SACs.

No entanto, aos 60 dias, houveram reduções nas eficiências de remoção pelos SACs e com tendência de aumento após esta data, tendo aos 75 dias, ocorrido aumento na eficiência. Isso pode ser justificado devido a maior concentração de sódio no afluente ser observada durante o período de monitoramento dos sistemas (60 dias), o que pode ter causado a baixa assimilação pelas plantas assim como diminuição do potencial osmótico da solução, dificultando a absorção de nutrientes pelas plantas assim como o desenvolvimento das forrageiras no período monitorado como reportado por Fia *et al.* (2015).

Após 90 dias de monitoramento do sistema, nota-se aumento na remoção de sódio, coincidindo, com o já relatado neste estudo para potássio, uma vez que foi realizado uma poda das forrageiras cultivadas. Assim, as maiores eficiências de remoção nos SACs foram



observadas para as menores taxas, representados pelos sistemas SAC<sub>10</sub> (capim-elefante) e SAC<sub>2</sub> (capim-mombaça) com taxa de 140,6 e 100 kg.ha<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>DBO respectivamente.

Segundo Saraiva (2016) a alta solubilidade de sódio e potássio em água possibilitam que esses nutrientes fiquem retidos por meio de adsorção ao meio suporte até que ocorra a saturação ou que haja incorporação ao biofilme, podendo assim este processo ser responsável pela redução de concentrações nos efluentes.

Na Figura 15 foram apresentadas as eficiências de remoção para o cálcio, ocorrendo nos primeiros 30 dias o melhor desempenho dos SACs 5, 6, 7 com taxa de 200 kg.ha<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup> e SAC<sub>2</sub> com taxa de 100 kg.ha<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>. Esse fato, pode ser justificado devido ao desenvolvimento inicial das forrageiras o qual infere na maior absorção de nutrientes como verificado por Saraiva (2016).

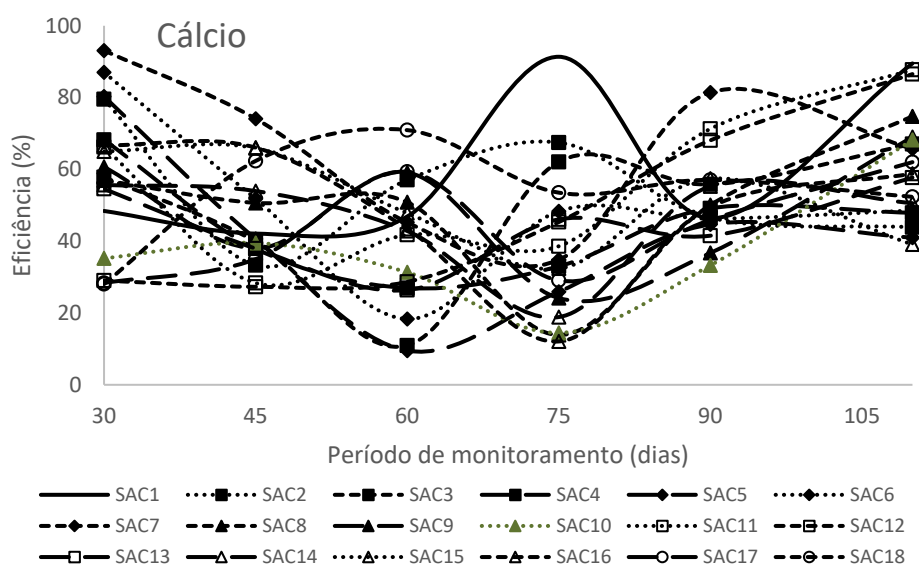


Figura 15- Eficiências de remoção de cálcio da água residuária doméstica durante o monitoramento dos SACs.

Aos 75 dias, foi verificado aumento na eficiência de remoção para o SAC<sub>1</sub> com características de menor taxa de aplicação, maior tempo de detenção hidráulico (5,6 dias) e cultivado com capim elefante. Isso pode ter ocorrido devido as características do sistema radicular da forrageira utilizada, a qual apresentou maior densidade de ramificações, além disso a menor taxa de aplicação possibilita uma maior retenção dos sólidos por meio de processos físicos de sedimentação, o que de acordo com Almeida (2017) visto que este nutriente faz parte das partículas orgânicas presente nos sólidos dissolvidos totais, possivelmente ocorrerá também maior remoção por retenção na zona radicular.

Verifica-se após 90 dias de avaliação dos sistemas, que houveram aumentos de remoção de cálcio, sendo isso possível uma vez que o corte induz a maior extração de nutrientes pelas plantas, aumentando a capacidade de remoção por absorção das raízes, bem como a maior disponibilidade deste nutriente no meio líquido devido as menores taxas possibilitarem maior tempo de contato do efluente com as raízes, assim, os SACs com maiores remoções foram SAC<sub>11</sub>(capim-elefante) e SAC<sub>12</sub>(capim-tifton) com taxa de 140, 63 kg.ha<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup> e SAC<sub>1</sub>(capim-elefante) com a taxa de 100 kg.ha<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>.

Na Figura 16, no período de 30 dias, observa-se maior remoção obtida pelo SAC<sub>3</sub> com taxa de 100 kg.ha<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup> e cultivado com capim-tifton. Já aos 45 dias, pôde constatar melhores remoções referentes aos SACs 8 (capim-tifton), 5 e 14 (capim-elefante) e 17 (capim-mombaça). Já aos 60 dias de monitoramento, observa-se menor remoção deste nutriente. Isso pode ser atribuído á maior concentração do afluente aplicada para magnésio, bem como para sódio, cálcio e fósforo. Assim como reportado por Saraiva (2016) e Matos *et al.*, (2014) altas concentrações de sódio podem causar efeitos sobre a absorção de magnésio.

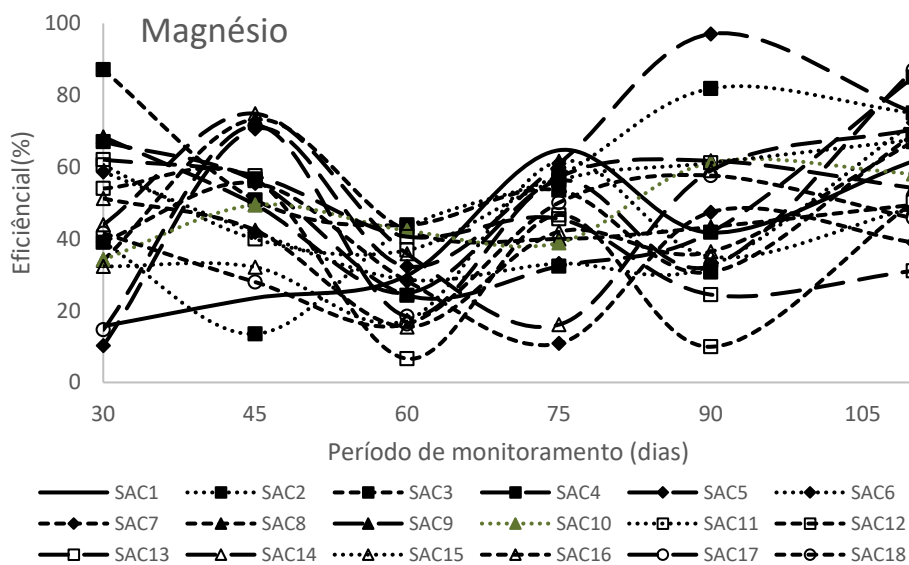


Figura 16- Eficiências de remoção dos SACs para magnésio durante a fase experimental.

Durante o monitoramento, verificaram-se oscilações de remoções para o magnésio, no entanto pode-se observar aumento no final da avaliação, tal fato pode ser atribuído por nutriente possuir relação direta com as partículas orgânicas presentes no meio, sendo retida no meio filtrante ou sedimentado segundo Almeida (2017), além disso, a poda das forrageiras aos 90 dias podem estar diretamente relacionadas a maior absorção pelas plantas para seu desenvolvimento vegetativo e assim apresentar maior eficiência de remoção.

De acordo com reportado por Metcalf & Eddy (2003); Fia *et al.* (2017), os nutrientes cálcio e magnésio podem formar compostos insolúveis com o fosfato, causando assim a precipitação de fosfato de cálcio sob condições de valores de pH neutro a alcalinos, sendo isso associado tanto na remoção de amônio quanto a magnésio, tal fato pode ter ocorrido no sistema, uma vez que também houve a redução de magnésio e cálcio.

Contudo, tanto na remoção de cálcio quanto para magnésio, não houveram tendências de comportamento em relação as eficiências de remoção nos SACs, apresentando oscilação ao longo do período de monitoramento dos sistemas.

Assim como verificado por Poças (2015), neste estudo foi possível perceber que um dos fatores que mais inferiram para a remoção de nutrientes foi a absorção pelas plantas nos sistemas alagados construídos, sendo a poda diretamente relacionada à maior eficiência de remoção, a qual apresentaram comportamentos diferente para cada espécie, devido seu ciclo de desenvolvimento específico.

- **Coliformes Totais e Termotolerantes**

Dentre os microrganismos presentes em águas residuárias domésticas, existem os coliformes totais e termotolerantes, os quais dependendo da concentração podem apresentar risco para saúde humana, deste modo é de grande importância sua redução nos processos de tratamentos (VON SPERLING, 2014; LOURENÇO, 2017).

Os sistemas *wetlands* horizontais são conhecidos por oferecerem uma combinação de fatores físicos (filtração e sedimentação), químicos (a oxidação, exposição aos biocidas excretados pelas raízes das plantas, exposição ao pH do meio e absorção pela matéria orgânica) e biológicos (predação por nematóides e protistas, ataque pelas bactérias e vírus, e finalmente morte natural) para a remoção de microrganismos inclusive os organismos patogênicos (ANSARI *et al.*, 2016).

Entretanto, o tempo de detenção hidráulico e a taxa de aplicação, vêm sendo fatores primordiais quando se referem a remoção dos mesmos, onde as maiores eficiências de remoção de microrganismos estão atribuídas ao aumento no tempo de detenção hidráulico e ao tipo de material suporte (raízes de plantas e biofilme) de menor granulometria (ANDRADE, 2015; QUELUZ, 2016).

Segundo Beda (2011), nos sistemas alagados, os indicadores microbiológicos e microrganismos patogênicos, são inseridos via sólidos presentes na água residuária doméstica

(afluente), os quais podem ser separados via mecanismos de floculação, sedimentação e filtração.

A partir da separação organismos viáveis são liberados da parte sólida, retidos no biofilme ou no meio líquido e assim garantem sua remoção do efluente (EPA, 2000). Além disso, Decezaró (2016) relatou a importância das plantas e seu desenvolvimento radicular, os quais proporcionam a retenção de sólidos e conseqüentemente os organismos presentes nas águas residuárias.

Assim, na Tabela 8 foram apresentados resultados das concentrações médias obtidas no afluente e efluentes referentes aos coliformes totais (CT) e termotolerantes (CF) dos SACs e suas eficiências de remoção. Verificam-se diferenças significativas para os parâmetros avaliados e também alta remoção de microorganismos representados por coliformes termotolerantes e totais, variando eficiência para CT de 56 a 99% e para CF de 63 a 100%.

Tabela 8- Valores médios e desvio-padrão dos afluente e efluentes dos SACs e eficiências médias (%) de remoção e desvio-padrão de coliformes totais (CT) e termotolerantes (CF), nos SACs obtidos durante a condução do experimento.

TRAT	CT		CF	
	NMP/100 mL	Rem. (%)	NMP/100 MI	Rem. (%)
afluente	1,E+06 ± 7,E+05		4,E+05 ± 3,E+05	
SAC1	6,E+04 ± 5,E+04	93 ± 7A	2,E+04 ± 2,E+04	94 ± 8I
SAC2	2,E+05 ± 4,E+05	83 ± 20AB	8,E+04 ± 1,E+05	87 ± 16L
SAC3	1,E+04 ± 5,E+03	99 ± 0AB	1,E+03 ± 1,E+03	100 ± 0A
SAC4	7,E+04 ± 5,E+04	93 ± 3A	2,E+04 ± 3,E+04	95 ± 4G
SAC5	5,E+04 ± 4,E+04	94 ± 7A	2,E+04 ± 2,E+04	95 ± 3F
SAC6	6,E+04 ± 8,E+04	94 ± 18A	2,E+04 ± 3,E+04	96 ± 4D
SAC7	4,E+05 ± 4,E+05	72 ± 19BC	1,E+05 ± 2,E+05	70 ± 25P
SAC8	1,E+05 ± 7,E+04	89 ± 9AB	2,E+04 ± 3,E+04	95 ± 3F
SAC9	6,E+04 ± 5,E+04	93 ± 7A	2,E+04 ± 2,E+04	96 ± 4E
SAC10	2,E+04 ± 1,E+04	98 ± 1A	2,E+03 ± 3,E+03	99 ± 1B
SAC11	4,E+04 ± 3,E+04	96 ± 2A	1,E+04 ± 2,E+04	98 ± 2C
SAC12	3,E+05 ± 4,E+04	88 ± 19AB	1,E+05 ± 2,E+05	85 ± 23M
SAC13	1,E+05 ± 8,E+04	86 ± 15AB	2,E+04 ± 3,E+04	95 ± 4H
SAC14	1,E+05 ± 7,E+04	84 ± 13AB	4,E+04 ± 2,E+04	89 ± 5J
SAC15	2,E+05 ± 2,E+05	80 ± 20AB	8,E+04 ± 1,E+05	81 ± 18O
SAC16	2,E+05 ± 2,E+05	85 ± 12AB	9,E+04 ± 2,E+05	85 ± 19N
SAC17	1,E+05 ± 1,E+05	86 ± 7AB	4,E+04 ± 5,E+04	89 ± 9K
SAC18	4,E+05 ± 2,E+05	56 ± 25C	1,E+05 ± 1,E+05	63 ± 8Q

Rem. – Porcentagem de remoção, tendo como base o balanço de massa realizado. CT- coliformes totais, CF- coliformes termotolerantes. SAC- sistema alagado construído.

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem significativamente entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

As altas eficiências observadas para remoção de coliformes nos sistemas podem ser justificadas devido a todos os SACs possuírem plantas, além de tempos de detenção hidráulicos diferentes (variando de 1 a 5,6 dias) como reportam autores como Queluz (2016) e Lourenço (2017).

No tratamento de esgoto doméstico autores obtiveram valores inferiores ao encontrado neste estudo como: Cuong *et al.* (2017) obtiveram eficiência de remoção global de CT de 82%, sendo obtido remoção de 61% com fluxo vertical e 57% para unidade horizontal plantadas com *Canna indica* e *Colocasia esculenta*, respectivamente e Souza *et al.* (2015a) com eficiência de 63,98% para coliformes totais em SACs.

De acordo com Queluz (2016) a grande importância de SACs vegetados na remoção desses microrganismos são atribuídos pela ação bactericida de exsudatos liberados pelas raízes das plantas, desse modo o trabalho por utilizar sistemas cultivados apresentam maiores eficiências de remoções.

Notam-se a pior eficiência de remoção obtida no estudo para o SAC<sub>18</sub> (cultivado com capim elefante, TDH= 1 dia; TCO= 562,5 kg.ha<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>) tanto para CT quanto CF, podendo ter ocorrido devido ao menor tempo de detenção no interior do sistema reduzir o metabolismo dos microrganismos presentes no meio, assim como verificaram Queluz (2016) e Andrade (2015), assim como a possível saturação da capacidade de captação microbiana (biodegradação) e da forrageira referente à maior carga, uma vez que para a mesma carga aplicada os sistemas plantados com capim tifton-85 (SAC<sub>16</sub>) e capim-mombaça (SAC<sub>17</sub>) apresentaram eficiências de remoção média de 85 e 89% respectivamente diferindo estatisticamente do SAC<sub>18</sub>.

De acordo com Lourenço (2017) as altas eficiências de remoção em sistemas alagados construídos cultivados dar-se-ão devido a vasta variedade de microrganismos no meio poroso os quais são predadores de microrganismos, bem como patógenos presentes nas águas residuárias.

Lyu *et al.* (2017) puderam constatar que a disponibilidade de oxigênio aumenta a concentração de nutrientes no meio, ocasionando aumento da atividade microbiana dos sistemas plantados, uma vez que pode promover metabolização desses nutrientes aumentando a remoção. Assim, pode-se dizer que neste trabalho ocorreu essa correlação, uma vez que o sistema do SAC<sub>18</sub> apresentou menor remoção também para os parâmetros turbidez, DBO e amônio (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>).

A melhor eficiência de remoção obtida para CF foi o sistema SAC<sub>3</sub>, com taxa de aplicação superficial de 100 Kg. dia<sup>-1</sup>, tempo de detenção hidráulico de 5,6 dias e cultivado com

capim tifton-85, supõe que a exposição dos microrganismos causadas devido ao maior tempo é condicionante dos mecanismos de remoção que elevam assim a eficiência de remoção. Por outro lado, esse tempo contradiz uma estimativa de Queluz (2016) que justificou a ocorrência de elevação do tempo aumentar a taxa de inativação microbiana até um valor de saturação, o que ocorrem geralmente em 3 dias.

Comparando o resultado obtido para remoção de CF do sistema SAC<sub>3</sub>, com os autores Queluz (2016) com eficiência de remoção em três etapas de avaliação na 1º etapa (93,35 a 97,59%), 2º etapa (81,91 a 93,56%) e 3º etapa (99,96%), Freire Segundo (2014) que apresentou eficiência de 99,99% para coliformes termotolerantes e Weerakoon *et al.* (2013) ao avaliarem a eficiência de AC-FSSH cultivados com *Typha angustifolia* e sem vegetação, obtiveram respectivamente, 96,5 e 95,1% na remoção de coliformes fecais e 96,1 e 94,5% na remoção de coliformes totais, assim verificam-se maior eficiência neste estudo.

Peres (2018) verificou elevados níveis de remoção para coliformes termotolerantes em diferentes períodos de criação de rã, variando de 83% (período III) a 99,6% (período I) em SACs cultivados com macrófitas (*Eichhornia crassipes*) em seu estudo “Avaliação biótica e abiótica de um “*wetland*” em efluente de ranicultura”.

Já Lourenço (2017) ao estudar *wetlands* construídos de escoamento horizontal de fluxo subsuperficial cultivado com Taboa (*Thypha* sp.) no tratamento de esgoto doméstico, obteve eficiência média de CT nos *wetlands* construídos de 69,7%.

Nas Figuras 17 e 18 estão apresentadas as eficiências para remoção de coliformes totais e termotolerantes, ao longo do monitoramento do sistema, notam-se oscilações ao longo do tempo de avaliação do sistema, principalmente em relação aos SACs com maiores taxas. Além disso, foi possível verificar altas eficiências de remoções, há exceção do SAC<sub>18</sub> que pode ter ocorrido devido ao tempo de retenção do efluente no sistema para este tipo de forrageira cultivada ser inadequado, diminuindo assim a eficiência de remoção no sistema.

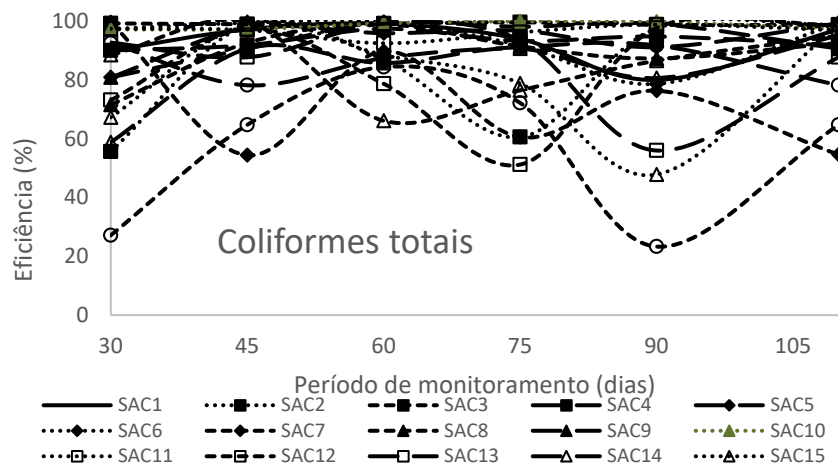


Figura 17- Eficiências de remoção de coliformes totais ao longo do monitoramento do sistema.

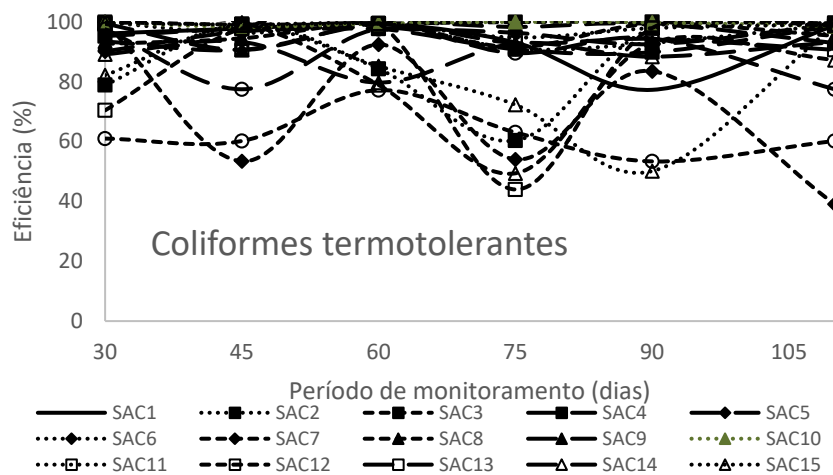


Figura 18- Eficiências de remoção de coliformes termotolerantes ao longo do monitoramento do sistema.

Verificam-se que as eficiências de remoção para CT alcançados nesta pesquisa foram de acordo com os valores descritos em USEPA (2000) e Ansari *et al.* (2016), que relatam que a remoção em sistemas alagados construídos variam de uma a duas unidades logarítmicas de coliformes totais, tendo os valores apresentados semelhantes ao observado por Lourenço (2017).

Segundo Lv *et al.* (2016c) e Lyu *et al.* (2018), o uso de plantas diferentes em sistemas alagados construídos contribuem para remoção de nutrientes, pesticidas e patógenos, uma vez que suas raízes são diferentes, bem como a capacidade de absorção de compostos, comunidades microbianas e de liberar exsudatos.

De acordo com Hoffman *et al.* (2011); Decezaro (2016) e Trevisan (2017), nos sistemas com uso de meio suporte brita, são mais difíceis a remoção de microrganismos, comparando

com *wetlands* contendo material filtrante como a areia. No entanto, neste trabalho verificaram-se altas remoções de coliformes termotolerantes e totais, com uso do meio suporte brita#1 o que possivelmente pode ser atribuído as condições de realização do experimento, bem como aos tipos de sistema radicular das forrageiras.

### SÉRIE TEMPORAL DAS VARIAÇÕES NAS CONCENTRAÇÕES DO ESGOTO DOMÉSTICO

- Modelos de remoção de potencial hidrogeniônico (pH) e condutividade elétrica (CE) em SACs utilizados no tratamento do esgoto sanitário

Na Figura 19, foram apresentados a série temporal para valores de pH no afluente e efluentes dos SACs, assim verificam-se que os valores de pH variaram ao longo do tempo, não havendo SACs com pH superior a 7,43 e inferior a 6,56, os quais resultam na faixa admitida para efluentes domésticos de acordo com Nagamati (2018) e Queluz (2016).

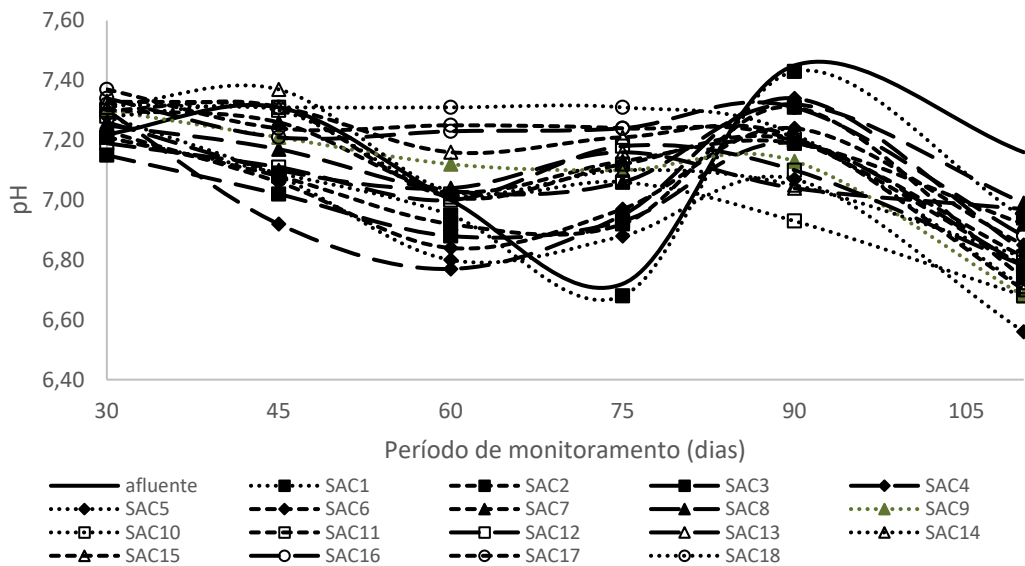


Figura 19- Série temporal dos valores de pH no afluente e nos efluentes dos SACs.

Estes resultados podem ser considerados adequados a sobrevivência de bactérias e desenvolvimento de culturas, além disso encontram-se dentro do intervalo permitido pelos padrões de lançamento de efluentes exigidos pelas resoluções CONAMA 357/2005 e 430/2011.

Notam-se também, que os valores de pH dos efluentes não acompanharam a instabilidade dos valores no afluente, indicando que o sistema é pouco sensível as variações.

De acordo com Ozengin *et al.* (2016) e Patel (2018) a faixa de pH recomendada para desenvolvimento de comunidades microbianas é ótima para os processos de nitrificação e



desnitrificação as quais ocorrem entre 6,5 a 7,5. Assim, verifica-se que ao longo do monitoramento, todos os sistemas possibilitaram o desenvolvimento de microrganismos responsáveis pela degradação de matéria orgânica, assim como para processos bioquímicos de transformação de nitrogênio.

Algumas reduções de pH ao longo do monitoramento possivelmente ocorreram devido ao processo de nitrificação, o qual é responsável por proporcionar a liberação de íons H<sup>+</sup>, e assim reduzir o pH do meio (CEVE, 2015).

Na Figura 20, apresentam-se a série temporal dos valores de condutividade elétrica no afluente e efluentes dos SACs, notam-se que os valores de CE nos efluentes acompanharam a instabilidade dos valores afluentes, indicando que o sistema é sensível as variações.

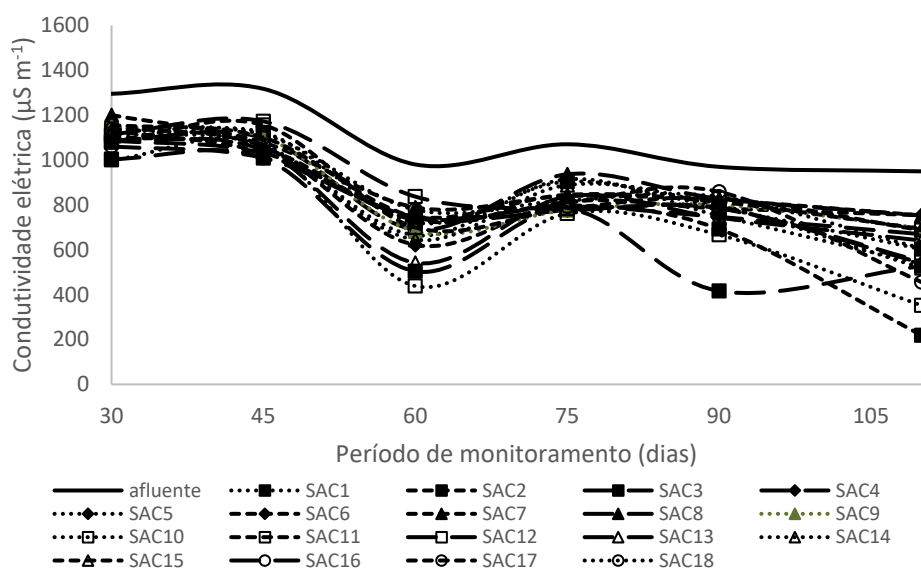


Figura 20- Série temporal para valores de Condutividade elétrica no afluente e efluentes dos SACs.

Verificam-se também que os valores médios dos efluentes de CE foram inferiores ao valor médio do afluente, diferente ao encontrado pelos autores Jesus (2016) e Fia *et al.* (2015) os quais encontraram valores de CE no afluente menores que os efluentes.

Além disso, em exceção ao SAC<sub>3</sub> aos 90 dias de avaliação, os sistemas apresentaram valores nos efluentes de CE próximos, semelhante ao verificado por Jesus (2016) ao tratar esgoto doméstico.

Assim como observado na Tabela 1, notam-se a importância das forrageiras nos SACs e devido ocorrência de diferenças estatísticas entre as médias, neste estudo o sistema SAC<sub>7</sub> cultivado com capim-mombaça apresentou melhor desempenho referente a redução de CE para o tratamento do esgoto doméstico.

De acordo com Santos *et al.* (2016a) a remoção de nutrientes como potássio e sódio influenciam no aumento ou redução de condutividade, assim visto que o SAC<sub>10</sub> apresentou tendência de melhor remoção de potássio e o SAC<sub>2</sub> para sódio, isso pode ter contribuído para esses sistemas apresentarem também menores condutividades ao longo do período de monitoramento.

- **Modelos de remoção de matéria orgânica em SACs utilizados no tratamento do esgoto sanitário**

Na Figura 21, foram apresentados a série temporal dos valores de sólidos totais no afluente e efluentes dos SACs ao longo do monitoramento do sistema, verificam menores concentrações dos efluentes nos SACs em comparação ao afluente, com concentração média de 684 mg L<sup>-1</sup>.

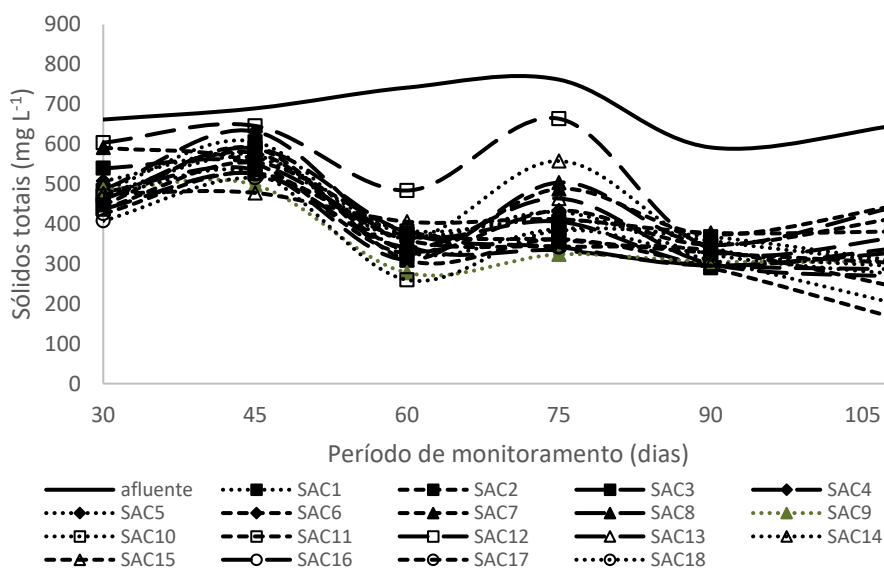


Figura 21- Série temporal dos valores de sólidos totais no afluente e efluentes dos SACs.

Devido as variações de concentração do afluente (592 a 742 mg L<sup>-1</sup>) foi possível verificar que os sistemas apresentaram sensibilidade ao longo do período avaliado, uma vez que os valores de sólidos nos efluentes não acompanharam a instabilidade dos valores do afluente, indicando que o sistema é pouco sensível as variações, diferente ao encontrado por Saraiva (2016) o qual pode verificar capacidade nos SACs em amortizar altas cargas poluentes.

Observam-se também que a menor concentração de sólidos no afluente foi obtida aos 90 dias, tendo também baixas concentrações nos efluentes avaliados. Conforme Lourenço

(2017) o alto aporte de sólidos diminui a vida útil do material filtrante presente nos SACs, com indicio de escoamento superficial, o que não foi notado neste estudo, o qual com a maior concentração de afluente ( $762 \text{ mg L}^{-1}$ ) não se verificou escoamento superficial durante o período monitorado, evidenciando assim que os tipos de forrageiras, taxas de carregamento orgânico e meio suporte foram adequados ao tratamento.

Por outro lado, de acordo com Jesus (2016) nesses sistemas podem ocorrer o processo de colmatação, onde um dos principais responsáveis são os sólidos, devido aos processos de sedimentação e filtração reterem as partículas constituintes dos efluentes, quando a água residuária escoar pelo meio suporte, rizomas e raízes.

As raízes e rizomas das plantas nos SACs atuam como barreiras capazes de reter sólidos presentes na água residuária em tratamento, diminuir a velocidade de escoamento do líquido, promovendo assim maior sedimentação de sólidos pelo efeito filtrante na região da rizosfera (JESUS, 2016).

Por ocorrer diferenças estatísticas significativas entre os tratamentos ao longo do monitoramento, notam-se que o capim elefante foi a melhor forrageira para retenção e consequentemente redução dos sólidos do efluente, sendo assim o tratamento o SAC<sub>10</sub> com melhor desempenho.

Na Figura 22, foram apresentados a série temporal dos valores de turbidez no afluente e efluentes dos SACs, notam-se que os valores de turbidez nos efluentes não acompanharam a instabilidade dos valores no afluente, indicando que o sistema é pouco sensível as variações, assim como encontrado por Jesus (2016).

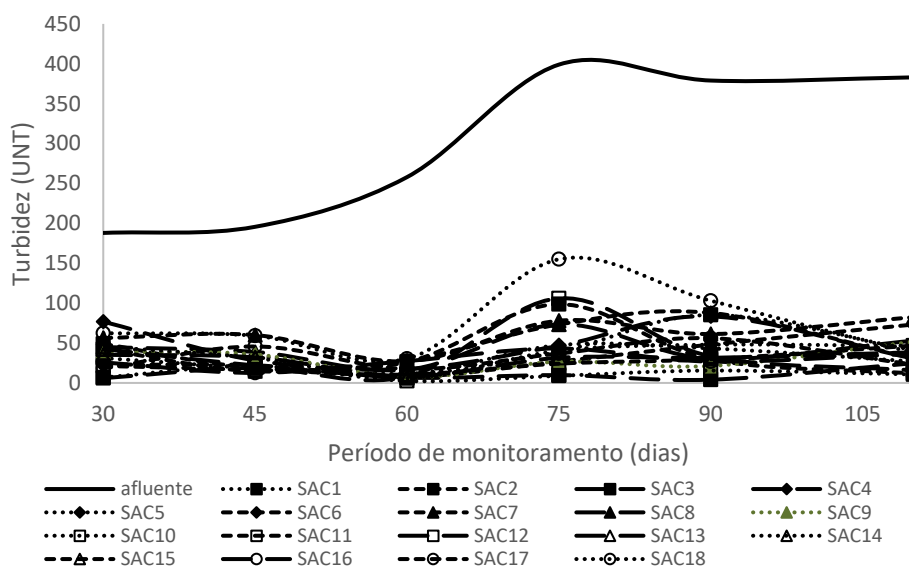


Figura 22- Série temporal dos valores de turbidez no afluente e efluentes dos SACs.

As concentrações no afluente variaram de 188 (30 dias) a 399 UNT (75 dias), apresentando extremos de 155 (75 dias) e 2,49 UNT (60 dias) no efluente. É possível verificar grandes oscilações nos valores obtidos, porém tendem a uma estabilidade, o que indica capacidade dos SACs em amortecer grandes cargas de sólidos, reduzindo as concentrações, tal fato foi relatado por Saraiva (2016) em seu estudo com tratamento de água residuária de tanque de resfriamento de leite.

Correlacionado aos sólidos, quando se tem menor concentração a turbidez consequentemente será reduzida (QUELUZ, 2016), assim verificam-se aos 30 e 75 dias houveram maiores concentrações no afluente assim como nos sólidos, porém os sistemas SACs mostraram capacidade de amortiza-la, reduzindo as concentrações nos efluentes.

Lourenço (2017) com tratamento de esgoto doméstico, pôde constatar redução nas concentrações de turbidez, mostrando que mesmo com os valores altos de sólidos suspensos totais grande parte do material em suspensão fica retidos no leito filtrante.

Por outro lado, a coleta de amostras podem induzir a erros nos valores de sólidos suspensos totais em sistemas alagados construídos de fluxo subsuperficial, devido à baixa velocidade de escoamento do líquido no interior do sistema, assim a retirada de amostras podem elevar a velocidade do fluxo, desestabilizando a estrutura do meio suporte e, consequentemente, carregando materiais indesejados que provocam erros na amostragem (KADLEC E WALLACE, 2008; QUELUZ, 2016).

Contudo, o sistema com melhor capacidade de redução de turbidez, assim como nos sólidos, foi o SAC<sub>10</sub> cultivado com capim elefante, isso foi possível verificar uma vez que houve diferenças estatisticamente significativas.

Os valores de demanda bioquímica de oxigênio no afluente e efluentes dos SACs, estão apresentados na série temporal da Figura 23, percebem-se baixas variabilidades nos resultados de DBO dos efluentes, podendo ser atribuídos assim como verificado por Jesus (2016) e Saraiva (2016), devido a maturação do biofilme e adaptação dos sistemas as características do efluente.

No entanto, após 90 dias, verificam-se as maiores concentrações de DBO nos sistemas, o qual podem ser atribuídos ao período pós poda, visto que restos de material vegetal podem ter ficado no sistema, induzindo assim a uma baixa redução de DBO como reportado por Lourenço (2017).

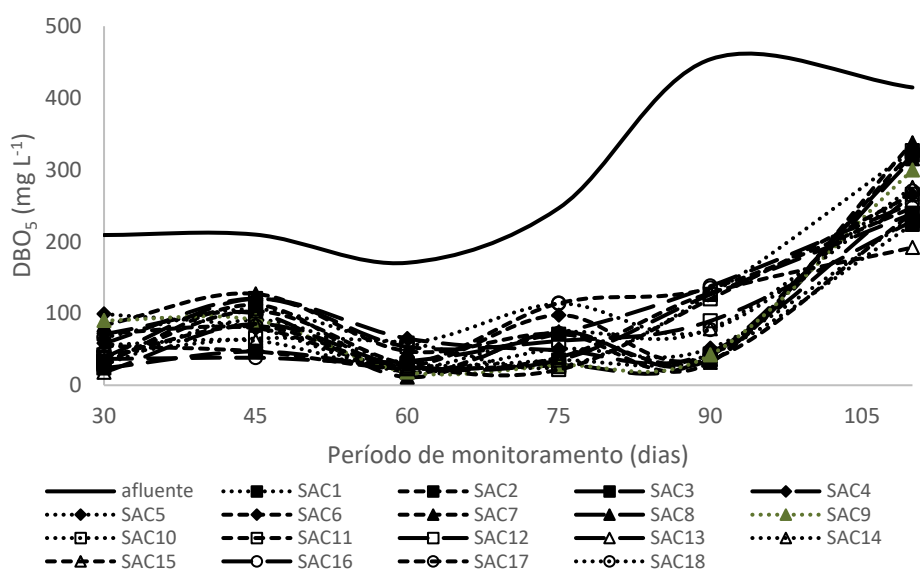


Figura 23- Série temporal dos valores de DBO no afluente e efluentes dos SACs.

Assim como ocorreram nos outros parâmetros avaliados, também ocorreram grandes variações em relação a demanda bioquímica de oxigênio no afluente, variando de 171 a 454 mg L<sup>-1</sup>, quando monitorados nos diversos períodos de avaliação, tendo média geral do afluente ao longo do tempo de 284 mg L<sup>-1</sup>. Semelhante ao encontrado por Mendonça (2015), tendo as concentrações do afluente superiores aos efluentes.

Apesar do comportamento dos SACs ao longo do tempo apresentarem semelhanças, as médias diferem significativamente entre si, assim observam-se que o sistema SAC<sub>3</sub> cultivado com o capim tifton apresentou melhor eficiência de remoção para DBO, o que pode ser atribuído aos diferentes tipos de forrageiras, liberarem exsudatos radiculares em quantidades diferentes, e elevarem as concentrações de DBO do efluente (QUELUZ, 2016).

Em relação as concentrações afluente e efluentes, notam-se que as concentrações de DBO dos efluentes não acompanharam a instabilidade de DBO do afluente, indicando que o sistema é pouco sensível às variações de carga em relação a este parâmetro.

- **Modelos de remoção de nutrientes em SACs utilizados no tratamento do esgoto sanitário**

Na Figura 24, foram apresentados a série temporal das variações nas concentrações de nitrogênio total do afluente e efluente nos SACs, notam-se nos efluentes variações nas concentrações de nitrogênio total de 14 (60 dias) a 154 mgL<sup>-1</sup> (45 dias), e no afluente de 84 (60 dias) a 176 mgL<sup>-1</sup>(45 dias).

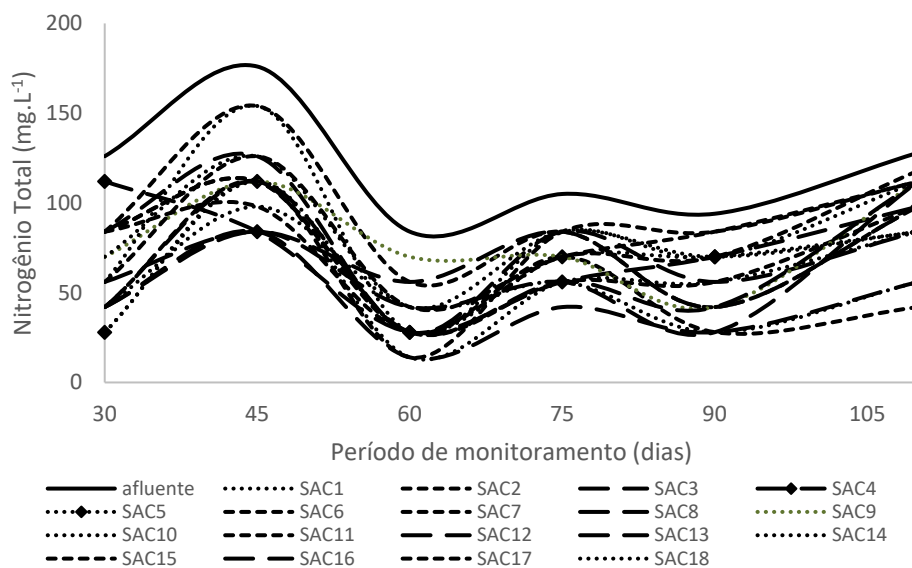


Figura 24- Série temporal dos valores de nitrogênio total no afluente e efluentes dos SACs.

Verifica-se também, que as concentrações dos efluentes acompanharam a instabilidade de nitrogênio total ocorrido no afluente, indicando que o sistema é bastante sensível as variações de cargas de nitrogênio aplicadas. Assim de acordo com Da Costa (2013), a redução de N-Total dos sistemas SACs, acontecem principalmente por retirada da vegetação e perdas para a atmosfera.

Analisando as concentrações obtidas para nitrogênio total nos efluentes (SACs), foi possível constatar que as menores concentrações desse elemento foram obtidas para os sistemas SAC<sub>3</sub> com taxa de carregamento orgânico de 100 Kg.ha<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup> de DBO e para os SACs 10 e 11 com taxa de 140,6 Kg.ha<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>, ou seja foram para os sistemas com maiores tempos de detenção hidráulico avaliados. Assim, isso pode estar relacionado as menores taxas possibilitarem um maior tempo de contato do meio líquido com as raízes, levando a maior absorção desse nutriente e reduzindo assim a concentração do efluente, como constatado por Correa (2018) em seu estudo.

Jesus (2016) ao tratar esgoto doméstico em sistemas alagados cultivados com capins tifton-85 e vetiver, bem como Saraiva (2016) ao avaliar o tratamento de água residuária de tanque de resfriamento de leite, também verificaram variações nos efluentes os quais justificaram o ocorrido uma vez que a remoção primária ocorre ao reter os sólidos e matéria orgânica e consecutivamente, caso haja condições de tempo de detenção suficiente, têm-se a remoção de nutrientes e outras substâncias.

Ao verificar altas remoções no início do monitoramento do sistema, notam-se que os SACs apresentaram capacidade de amortecer variações de cargas do afluente, no entanto houveram reduções de remoção e posterior ganho de desempenho na remoção, assim como observado por Lourenço (2017).

A transformação do nitrogênio nos sistemas alagados construídos ocorrem por meio da ação de microrganismos, absorção e síntese pelos vegetais, sendo a forma orgânica do nitrogênio encontrada nos efluentes, solúvel ou particulada, representada principalmente por ácido nucléico, proteínas e ureia. Já o nitrogênio amoniacal apresenta-se de duas formas a não ionizada  $\text{NH}_3$ (amônia) e ionizada  $\text{NH}_4^+$ (amônio) verificadas predominante em SACs, dependendo da temperatura e do pH da água de acordo com Da Costa (2013); U.S.EPA (2000).

De acordo com Nonaka (2016) as taxas de amonificação do sistema dependem de fatores como temperatura, pH, relação C/N residual, assim como nutrientes disponíveis no meio e no solo, condições como estrutura e textura, e pH variando entre 6,5 e 8,5. Assim, neste estudo o pH encontrado apresentou variações ao longo do monitoramento dentro da faixa indicada como ótima para o processo de transformação do amônio, o que contribuiu para redução da concentração no efluente, na Figura 25, foram apresentados os resultados da série temporal das variações nas concentrações de amônio total do afluente e efluente nos SACs, observa-se que a concentração de amônio nos efluentes acompanharam a instabilidade do afluente indicando que o sistema é muito sensível às variações de carga quando analisado esse parâmetro.

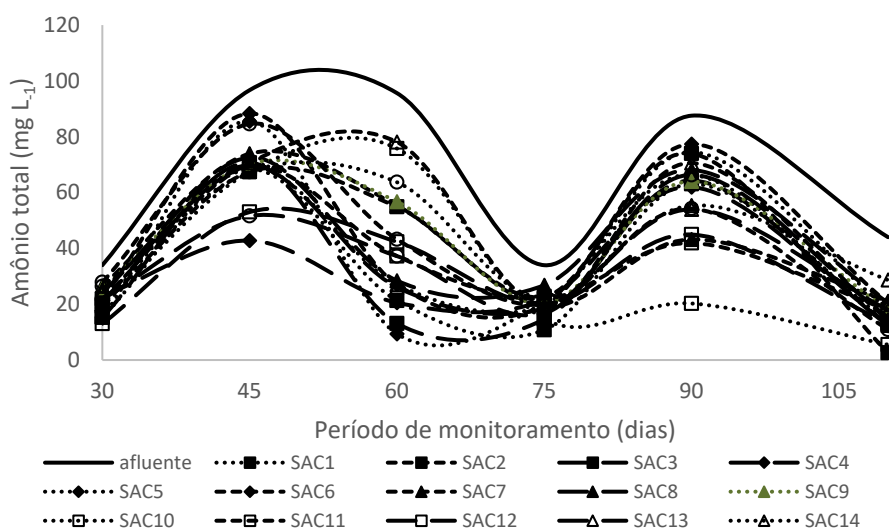


Figura 25- Série temporal dos valores de amônio total no afluente e efluentes dos SACs.

Verifica-se que as concentrações no afluente variaram de  $34 \text{ mg L}^{-1}$  aos 30 e 75 dias, a  $97 \text{ mg L}^{-1}$  aos 45 dias, apresentando extremos de  $88 \text{ mg L}^{-1}$  aos 45 e 90 dias e  $3 \text{ mg L}^{-1}$  aos 110

dias para os efluentes, assim as concentrações do afluente foram superiores aos efluentes, como relatado por Rodrigues (2016) avaliando *wetland* construído de fluxo vertical no tratamento de esgoto de um restaurante universitário.

De acordo com Jesus (2016) em SACs cultivados com a presença de amônio o aumento na remoção de nutrientes e consequentemente suas concentrações, ocorrem pela transformação de nitrato em rizosfera oxidante. Por outro lado, foi possível observar que a menor concentração de amônio ocorreu ao final do monitoramento do sistema, o que pode ter ocorrido, devido a realização de um corte aos 90 dias, consequentemente a absorção pelas plantas do íon amônio, para seu desenvolvimento e crescimento foi maior, reduzindo a concentração do efluente, bem como no início do monitoramento das plantas, como verificado por Mendonça (2015).

Os valores da concentração de P-Total no afluente e efluentes e sua variação, ao longo do período de monitoramento experimental, estão apresentados na Figura 26.

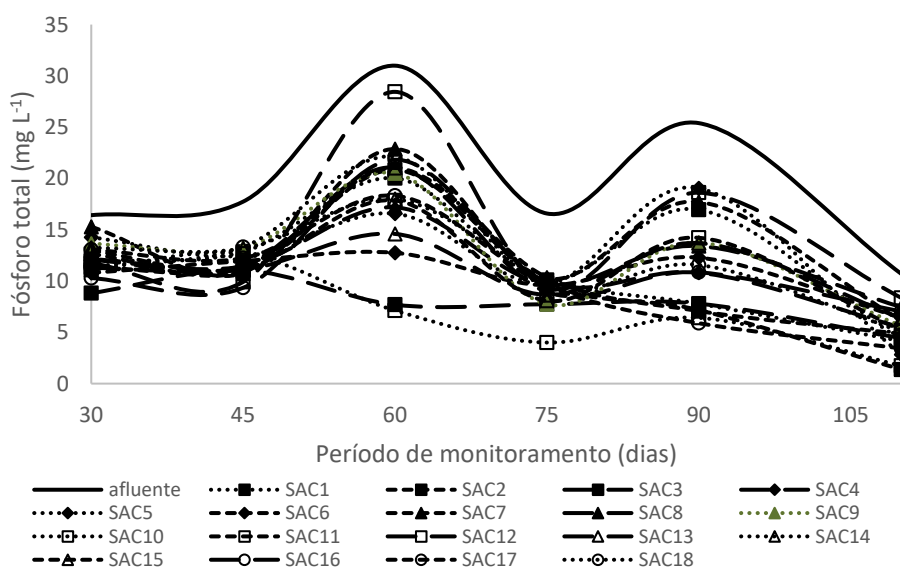


Figura 26- Série temporal dos valores de fósforo total no afluente e efluentes dos SACs.

Observa-se que o afluente apresentou concentração mínima de 11 (aos 110 dias) e máxima de 31 mg L<sup>-1</sup>(60 dias), já o efluente apresentou concentração mínima de 1 (aos 110 dias) e máximo de 28 mg L<sup>-1</sup>(60 dias), assim as concentrações obtidas nos efluentes foram menores que as concentrações do afluente, bem como verificado por diversos autores Jesus (2016), Machioni Junior (2016) e Lima (2018) no tratamento de esgoto doméstico, e com efluente de laticínio verificado por Cardoso (2015).



Por outro lado, Saraiva (2016) e Mendonça (2015) obtiveram valores de concentrações de efluentes superiores ao afluente, com tratamento de efluentes de tanque de resfriamento de leite e esgoto doméstico, respectivamente.

As plantas possuem papel essencial na remoção de fósforo, podendo ser afirmado que existe uma forte correlação entre a espécie vegetal e a redução na concentração de fósforo da água residuária (ALMEIDA, 2016). Assim, verifica-se também, que as concentrações de efluente acompanharam a variabilidade das concentrações obtidas no afluente, demonstrando alta sensibilidade do sistema ao aporte de fósforo cujo verificado por Saraiva (2016) e Jesus (2016), tal fato pode estar relacionado a dependência da remoção à carga aplicada, além de limitação referente a absorção pelas plantas (SARAIVA, 2016).

Além disso, a menor concentração de fósforo observada ocorreu ao final do monitoramento, o que pode ser justificado devido a menor concentração do afluente neste período e também a absorção pelas plantas, uma vez que aos 90 dias houve um corte da parte aérea das plantas, estando de acordo com Andrade (2015) que reportou ao mecanismo de remoção de material vegetal como o principal fator de remoção de nutrientes dos sistemas.

Na Figura 27, foram apresentados os valores das concentrações de potássio total do afluente e efluentes nos SACs, ao longo do monitoramento dos sistemas, verifica-se que a concentração de potássio nos efluentes acompanharam a instabilidade do potássio no afluente, indicando que o sistema é sensível às variações de carga, fato reportado por Jesus (2016) que justificou a expectativa de difícil retenção deste nutriente em função da grande mobilidade do íon.

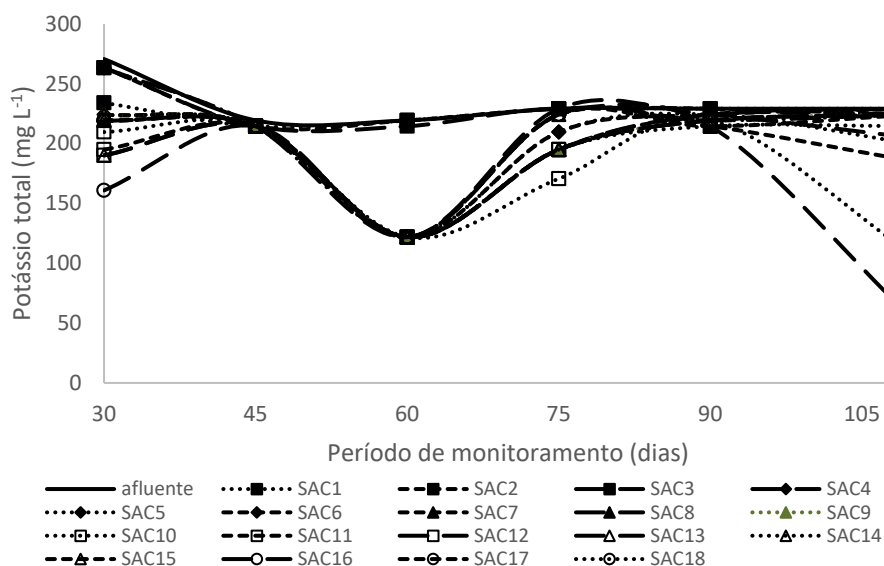


Figura 27- Série temporal dos valores de potássio total no afluente e efluentes dos SACs.

Nos efluentes os valores de concentração de potássio variaram de 54 a 263 mgL<sup>-1</sup> e do afluente 219 a 271 mgL<sup>-1</sup>, observa-se neste estudo que os valores de efluentes foram inferiores ao afluente, assim como verificado por Jesus (2016) e Fia *et al.* (2017) e diferente ao encontrado por Saraiva (2016) com valores de afluente inferior ao efluente.

A baixa redução nas concentrações dos efluentes, podem ocorrer uma vez que o potássio é um cátion monovalente, portanto não se ligam as partículas orgânicas presentes nas águas residuárias permanecendo predominantemente em solução, e dificultando sua remoção (JESUS, 2016).

Na Figura 28 foram apresentados a série temporal dos valores de sódio total no afluente e efluentes dos SACs, notam-se que as concentrações de sódio dos efluentes acompanharam as variações do afluente, indicando que o sistema é muito sensível às variações de carga, seguindo comportamento observado para potássio, bem como observado por Jesus (2016) e por Saraiva (2016).

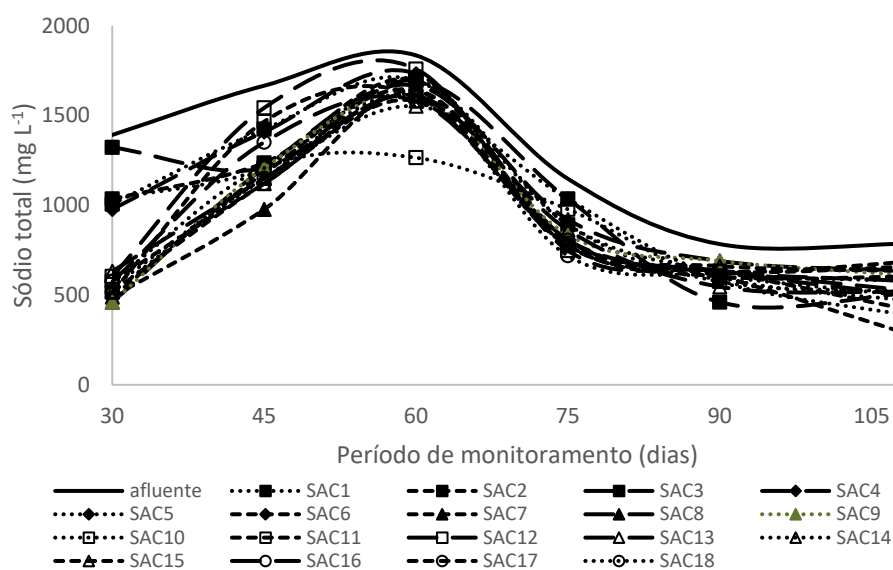


Figura 28- Série temporal dos valores de sódio total no afluente e efluentes dos SACs.

Nos efluentes os valores de concentração de potássio variaram de 259 a 1759 mg.L<sup>-1</sup> e no afluente de 784 a 1835 mgL<sup>-1</sup>, estes valores estão bem superiores ao obtido por Saraiva (2016) no tratamento de água residuária de tanque de leite, os quais foram para efluente de 8 a 21 mgL<sup>-1</sup> e para afluente de 9 a 15 mgL<sup>-1</sup> e Fia *et al.* (2017) no tratamento de água residuária de suinocultura, com concentração para afluente 79 mgL<sup>-1</sup> e para efluentes variando de 66 a 73 mg.L<sup>-1</sup>.

De acordo com Saraiva (2016) a faixa de 0 e 40 mgL<sup>-1</sup> Na, é considerável para uso em fertirrigações, assim os valores obtidos nos efluentes foram acima da faixa aceitáveis para esse reuso. Ainda segundo este autor o sódio (cátions monovalentes), não se liga às partículas orgânicas, permanecendo predominantemente em solução, e dificilmente são removidos com o uso de técnicas convencionais de tratamento de águas residuárias.

Segundo Silva *et al.* (2018) a grande relevância na remoção de sais pelos sistemas alagados construídos ocorrem devido a capacidade de controle da salinização e da sodificação, uma vez que o excesso de sais e de sódio nos solos podem respectivamente, afetar as plantas causando toxidez e dificultar seu desenvolvimento.

Na Figura 29 foram apresentadas as concentrações do afluente e efluentes ao longo do período experimental para cálcio. Nota-se que as concentrações no afluente variaram de 45 (110 dias) a 91 mg L<sup>-1</sup>(60 dias), apresentando extremo de 82 (60 dias) e mínimo 5 mgL<sup>-1</sup> (110 dias) no efluente para cálcio.

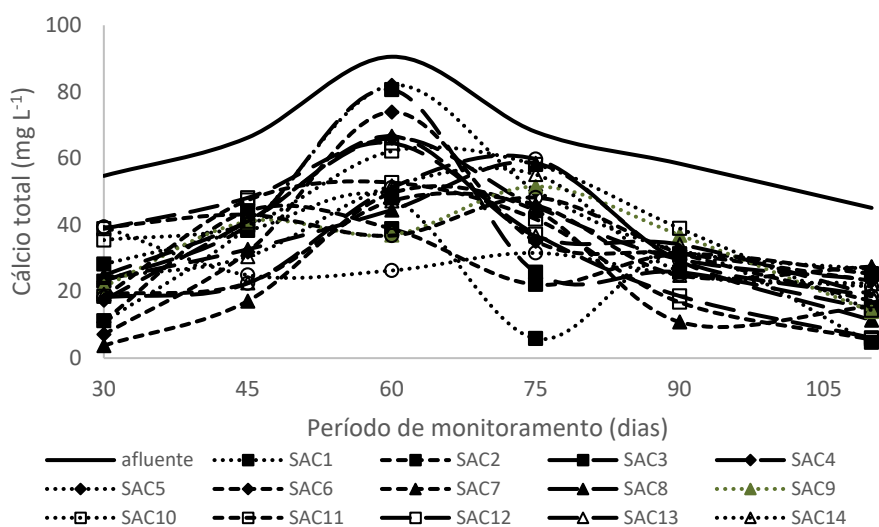


Figura 29- Série temporal dos valores de cálcio total no afluente e efluentes dos SACs.

Pode-se verificar que a concentração de cálcio nos efluentes não acompanharam a instabilidade do cálcio obtida no afluente, indicando que o sistema é pouco sensível às variações de carga. Verifica-se também, que o afluente apresentou redução ao longo do monitoramento, assim como verificado por Zaika (2018) ao avaliar o nutriente cálcio em sistemas alagados.

Na Figura 30 foram apresentadas as concentrações do afluente e efluentes ao longo do período experimental para magnésio.

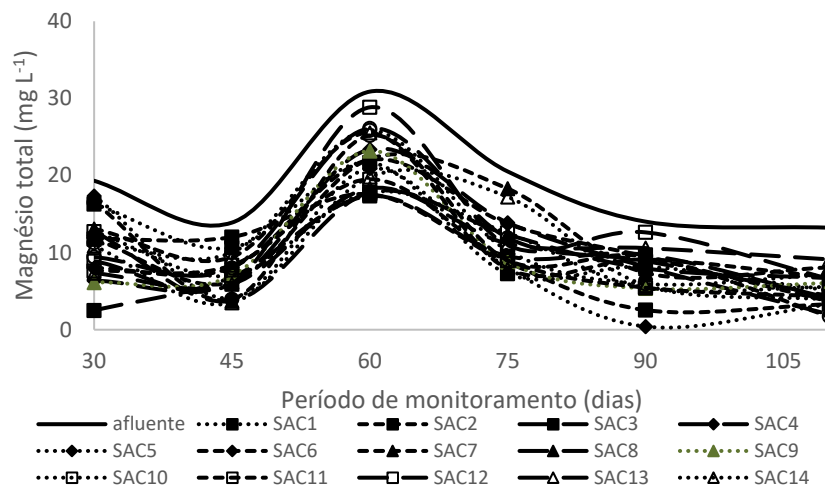


Figura 30- Série temporal dos valores de magnésio total no afluente e efluentes dos SACs.

Nota-se que os sistemas apresentaram sensibilidade para esse nutriente, uma vez que as variações nas concentrações dos efluentes acompanharam as oscilações ocorridas no afluente, devido a variação das concentrações no afluente de 13 (110 dias) a 31  $\text{mg.L}^{-1}$  (60 dias), e nos efluentes de 2 (110 dias) a 29  $\text{mg.L}^{-1}$  (60 dias).

Verifica-se que os valores de efluentes foram inferiores ao afluente sendo o mesmo constatado por Fia *et al.* (2017) com valores de afluente superior aos efluentes para cálcio (afluente 38  $\text{mgL}^{-1}$  e efluentes variando de 18 a 27  $\text{mgL}^{-1}$ ) e magnésio (afluente 16,5  $\text{mgL}^{-1}$  e efluentes variando de 5,4 a 6,6  $\text{mgL}^{-1}$ ). Também por Fia *et al.* (2015) no tratamento de água residuária de suinocultura que obtiveram valores de afluentes de 38 e 16,7  $\text{mg.L}^{-1}$  e efluentes variando de 21 a 28 e 5,9 a 6,7  $\text{mg.L}^{-1}$ , para cálcio e magnésio respectivamente, desse modo, tais autores apresentaram a justificativa de redução nas concentrações devido absorção destes nutrientes pelas plantas.

- **Modelos de remoção de coliformes em SACs utilizados no tratamento do esgoto sanitário**

Nas Figuras 31 e 32, foram apresentados a série temporal dos valores de coliformes totais e termotolerantes, respectivamente no afluente e efluentes dos SACs. Foram verificadas que concentrações dos efluentes nos SACs inferiores ao do afluente assim como notado por Lourenço (2017) em seu estudo.

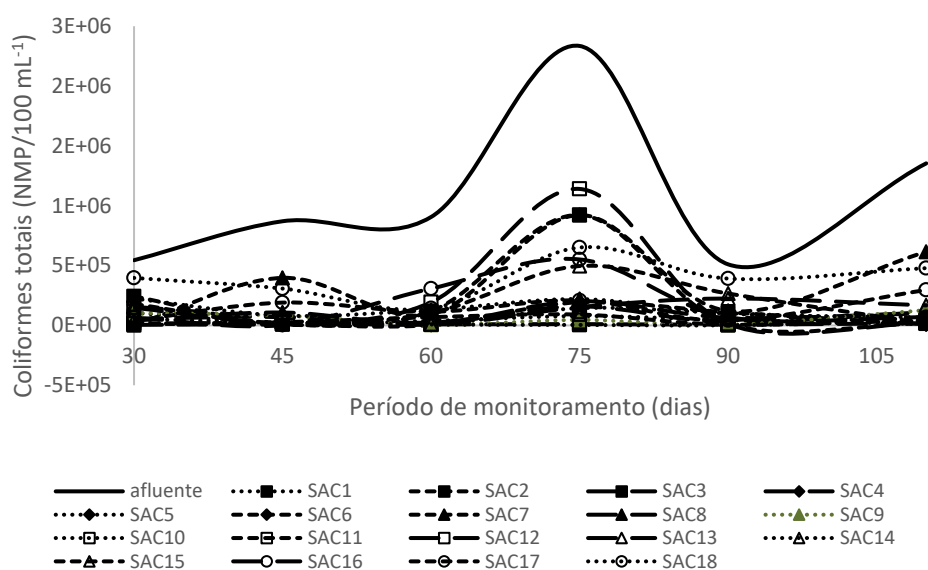


Figura 31- Série temporal dos valores de coliformes totais no afluente e efluentes dos SACs.

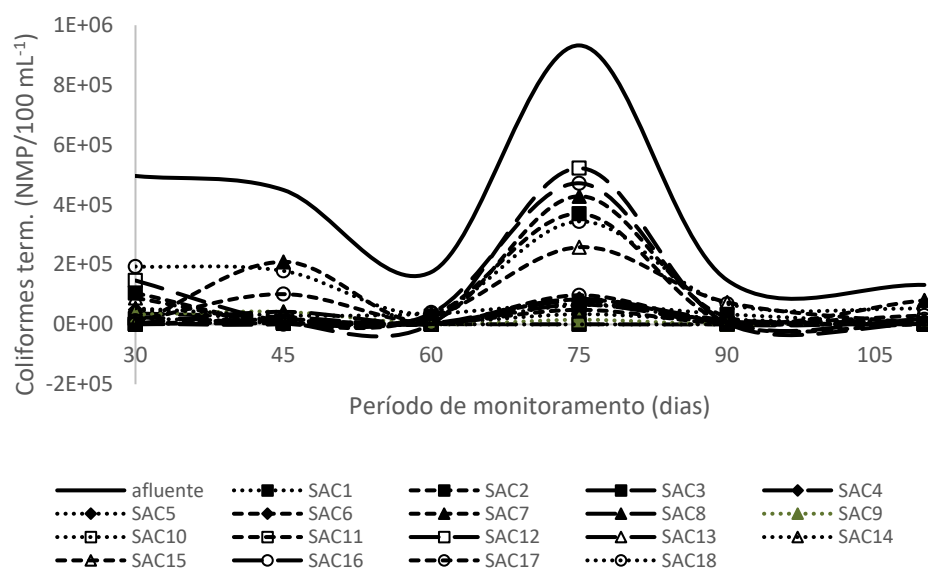


Figura 32- Série temporal dos valores de coliformes termotolerantes no afluente e efluentes dos SACs.

As concentrações no afluente variaram de  $5 \times 10^5$  (90 dias) a  $2 \times 10^6$  mg L<sup>-1</sup> (75 dias) e no efluente variaram de  $1 \times 10^3$  (90 dias) e  $1 \times 10^6$  mg L<sup>-1</sup> (75 dias) para coliformes totais, já para coliformes termotolerantes as concentrações variaram de  $1 \times 10^5$  (90 dias) a  $9 \times 10^5$  mg L<sup>-1</sup> (75 dias) para o afluente e no efluente variaram de  $3 \times 10^1$  (90 dias) e  $5 \times 10^5$  mg L<sup>-1</sup> (75 dias).

Assim como verificado na turbidez, nota-se que os sistemas para remoção de coliformes apresentam capacidade de amortecer as variações de concentrações do afluente ao longo do monitoramento, indicando que o sistema é pouco sensível as variações.

Verifica-se que, as maiores concentrações de coliformes ocorreram aos 75 dias de monitoramento para os efluentes, isso pode estar relacionado a concentração do afluente ser superior no mesmo período, além das oscilações do afluente pode-se observar que as plantas tiveram papel principal para redução desses microrganismos, assim como observado por Silva Junior (2015).

Além disso as variações nas concentrações dos efluentes podem estar relacionadas ao desenvolvimento das forrageiras, uma vez que, o desenvolvimento do sistema radicular infere diretamente na remoção dos microrganismos devido ao processo de filtração e sedimentação (DECEZARO, 2016).

Devido as diferenças estatísticas entre os SACs, verificam-se que a menor concentração média de coliformes totais e termotolerantes foi obtida para o SAC<sub>3</sub> com a menor taxa de aplicação, maior tempo de detenção e cultivado com capim tifton 85. Assim, segundo Chagas *et al.* (2012) existe uma tendência de aumento de eficiência de remoção para esses microrganismos, submetidos a condições de maior tempo de detenção do efluente, ou seja, o maior tempo de contato do sistema radicular com o meio líquido, bem como a menor velocidade do líquido no interior do sistema proporcionando a maior sedimentação e retenção do material orgânico no sistema.

- **Desempenho das espécies cultivadas nos SACs: Produção de matéria seca**

A produção de massa de uma forrageira é referida as sucessivas emissões de folhas e perfilhos, fator significativo para a recuperação da área foliar sob diferentes condições (POCZYNEK, 2015).

O crescimento rápido das plantas está diretamente relacionado a absorção de nutrientes, assim de forma a manter uma das particularidades do uso do sistemas alagados construídos e ter um bom desempenho do sistema, é indispensável que ocorra remoção da biomassa produzida, e como forma de evitar que as massas vegetativas voltem ao meio ambiente têm-se o uso como adubo via compostagem, alimentação animal, artesanato entre outros (MELLO, 2015; PATEL, 2018).

Segundo Da Costa (2013) em locais inundados com cultivo de plantas, estas podem apresentar adaptações morfológicas, anatômicas ou metabólicas, afim de reduzir os efeitos deletérios causados pela falta de oxigênio (CRAWFORD e BRANDLE, 1996), assim como fatores condicionantes para distribuição e produção têm-se o solo e o clima, no entanto as

espécies forrageiras apresentam características importantes como capacidade de adaptar a diversas situações, justificando seu uso nos sistemas alagados construídos.

Dentre os nutrientes presentes no meio líquido, o nitrogênio (N) é um importante componente das proteínas, além de maximizar o rendimento da matéria seca de forrageiras, sendo o principal nutriente para a manutenção de sua produtividade (DUPAS *et al.*, 2016), e responsável por melhorar também a qualidade bromatológica das forrageiras (CAMPOS *et al.*, 2017).

O capim *Pennisetum purpureum* conhecido como capim-elefante, faz parte da Família Poaceae com características de planta perene, crescimento rápido e altura de 30 a 120 cm, atualmente considerada como planta daninha, apresenta resistência ao frio e as secas (FLORASBS, 2013).

Conhecido como capim Mombaça os *Panicum maximum*, destacam-se entre as gramíneas forrageiras utilizadas principalmente nas regiões tropicais do Brasil e outros países da América e África, apresentando características como tolerante à seca e alta produtividade (DO VALLE *et al.*, 2015; MELO *et al.*, 2016; DE SOUZA, 2019; MACHADO *et al.*, 2019).

E o capim-tifton (*Cynodon*) vêm sendo utilizado no Brasil devido as vantagens nutricionais (elevado conteúdo proteico e fibra mais digestível), adaptação a diferentes ambientes, ser perene, rizomatosa, alto potencial produtivo, e boa resposta quanto a fertilização (DE REZENDE *et al.*, 2015).

Assim, na Tabela 9, foram apresentados os valores médios da matéria seca nos SACs, obtido por meio de duas podas (cortes) das forrageiras.

Verifica-se que tanto para o primeiro corte quanto para o segundo que houveram diferenças significativas entre os SACs, sendo o capim elefante cultivado no sistema SAC<sub>5</sub> apresentado a maior produção de massa seca, já o SAC<sub>17</sub> cultivado com capim mombaça apresentou a menor média de matéria seca, essa menor quantidade de matéria seca produzida neste capim pode estar relacionada ao fato desta espécie apresentar restrição em seu desenvolvimento quanto ao cultivo alagado.

Assim como relatado por Dias Filho (2005), que observou que o desempenho do capim-mombaça foi mais afetado em condições de alagamento e Holanda (2004) avaliando tolerância ao alagamento do solo de quatro cultivares de *Panicum maximum* (Massai, Mombaça, Milênio e Tanzânia) apresentando resultados que a cultivar Milênio, seguida pela cultivar mombaça, foram as relativamente menos tolerantes a condições de alagamento.

Tabela 9- Produção da matéria seca obtida por meio de dois cortes das forrageiras cultivadas em SACs durante o monitoramento do sistema.

Tratamentos	Ms(g)	Matéria Seca (g)	
	média	1º corte	2º Corte
SAC1	30,22B	32,00aCDE	28,43bA
SAC2	29,28BCD	31,33aDEF	27,22bABC
SAC3	27,95EF	29,50aGH	26,40bBCD
SAC4	29,70BC	32,07aCDE	27,33bABC
SAC5	33,10A	37,97aA	28,22bA
SAC6	30,19B	34,20aB	26,18bBCD
SAC7	28,27DE	30,27aEFG	26,27bBCD
SAC8	26,27GH	27,87aHI	24,67bDE
SAC9	29,97B	32,47aBCD	27,47bAB
SAC10	28,63CDE	29,83aFG	27,42bABC
SAC11	27,68EF	30,43aEFG	24,93bDE
SAC12	25,30HI	26,47aIJ	24,13bEF
SAC13	26,70FG	31,20aIJ	27,17aABC
SAC14	28,05DE	26,47aDEFG	24,90bDE
SAC15	26,05GHI	31,07aIJ	25,63aCDE
SAC16	28,05DE	26,47aDEFG	25,03aDE
SAC17	24,95I	25,13aJ	24,77aDE
SAC18	28,15DE	33,63aBC	22,67bF

SAC- sistema alagado construído

\*Médias seguidas por pelo menos uma mesma letra maiúscula nas colunas indicam que, para os SAC, as datas não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste Tukey.\*Médias seguidas por pelo menos uma mesma letra minúscula nas linhas indicam que, para as datas, os SACS de cargas orgânicas avaliadas não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste Tukey.

No monitoramento dos sistemas nenhuma das espécies avaliadas (*Pennisetum purpureum schum*, *Cynodon* spp. *Panicum maximum*.) apresentaram senescência ou dificuldades de adaptação, antes dos SACs serem submetidos a aplicação da água residuária doméstica e nem durante o monitoramento do sistema, como verificado por Guimarães *et al.* (2018) no tratamento de esgoto doméstico.

Isto pode ter ocorrido uma vez que as forrageiras apresentaram muitas ramificações com bom desenvolvimento e boa adaptação, sendo reportado por Jesus (2016) ao avaliar macrófilas que o volume das raízes atua como indicativo da adaptabilidade da planta ao meio de cultivo nos SACs.

No entanto, Ramos *et al.* (2017) ao tratarem água residuária de suinocultura reportaram dificuldades quanto ao desenvolvimento e até morte de algumas mudas de forrageira (capim-vetiver) em seu estudo, assim como Zaika (2018) ao avaliar sistemas alagados aplicados ao



reuso de resíduos de dessalinização cultivados com capim elefante (*Pennisetum purpureum*, Schum.).

Desse modo, notam-se para os sistemas que a combinação dos tratamentos proporcionaram um bom equilíbrio do meio líquido com a planta cultivada mesmo em condições alagadas, por outro lado Kroth (2013) observou efeito significativo referente a disponibilidades hídricas no entanto para o solo no primeiro, segundo e terceiro corte das gramíneas forrageiras da espécie *Brachiaria brizantha* (*Marandu*, cv. *Piatã* e cv. *Xaraés*), notando que sob déficit hídrico ocorre a menor produção de massa seca da parte aérea das plantas.

Em relação aos cortes verificam-se que os SACs 13 e 15 com TDH de 2 dias e SACs 16 e 17 com TDH de 1 dia, não apresentaram diferenças significativas do corte 1 para o corte 2, além disso pode-se observar que o primeiro corte proporcionou a maior produção de matéria seca em relação ao segundo corte, como verificado por vários autores Taffarel *et al.* (2014), Poczynek (2015) e Nascimento *et al.* (2017), os quais justificaram a maior exigência nutricional durante a fase inicial de desenvolvimento vegetativo.

Nota-se que houve proximidade dos resultados obtidos no segundo corte aos obtidos no primeiro corte, podendo estar relacionado ao tempo de cultivo, sendo o primeiro de 90 dias (30 dias de adaptação e 60 dias de aplicação) e o segundo de 125 dias (30 dias de adaptação e 95 dias de aplicação) 31 dias após o primeiro corte. Sendo isso verificado também por alguns autores que relataram que a medida que ocorre aumento nos intervalos de cortes, o teor de matéria seca tende a aumentar (BENINCASA, 2003; POCZYNEK, 2015).

Veloso *et al.* (2017) em seus trabalhos observaram a maior produtividade do capim tifton-85 relacionado ao período de 28 a 35 dias, no entanto isso ocorre quando a forrageira é cultivada em solo com quantidade ideal de nutrientes. Desse modo, segundo Bach (2015) a quantidade de massa a ser produzida por uma forrageira, depende de vários fatores, relacionados as características genéticas de cada planta, assim como do ambiente em que está sendo cultivada.

No estudo foi verificado que a espécie com maior produção de matéria seca para o primeiro corte e também para o segundo foi o capim-elefante no sistema SAC<sub>5</sub> (TDH= 2,81 dias e taxa de 200 Kg ha<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup>) no 1º e 2º corte, e para o 2º corte o SAC<sub>1</sub> (TDH= 5,6 dias e taxa de 100 Kg ha<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup>). Isso pode ter ocorrido devido a facilidade de adaptação desta forrageira ao sistema e ao seu desenvolvimento ser melhor em solos com alta capacidade de retenção de umidade segundo Sanchês (2017), bem como apresentar grande capacidade de acúmulo de

biomassa e possuir maior capacidade de produção, sendo considerado exigentes em fertilidade do solo (MARTUSCELLO *et al.*, 2016).

A menor média de matéria seca produzida pelos sistemas foi de 22,67g com o capim elefante cultivado no SAC<sub>18</sub> e tempo de detenção de 1 dia, isso pode estar relacionado ao pH do meio líquido cultivado durante o monitoramento do sistema, o qual ficou em média de 7,2 e por este valor ser superior a faixa recomendada para o desenvolvimento de culturas pode afetar a disponibilidade de nutrientes bem como propiciar a precipitação de alguns.

Segundo os autores Gomes *et al.* (2011) citado por Cuba *et al.* (2015), pH superior ao recomendado resulta na liberação de OH<sup>-</sup> sobre as membranas das células das raízes causando efeito direto no seu desenvolvimento e conseqüentemente na produção de matéria seca.

Pode-se notar, que a produção de matéria seca para os capins variaram de 26,47 a 37,97 g, de 25,13 a 34,20g e de 26,47 a 32,07g para os capins elefante, Mombaça e tifton-85 respectivamente. Esses resultados foram superiores ao encontrado pelos autores Amaral (2014) com avaliação de massa seca da parte aérea do capim tifton-85 cultivado em vaso, que observou médias de 7,98, 11,98 e 22,05 g para o 1º, 2º e 3º cortes respectivamente, e Nascimento *et al.* (2017) avaliando massa seca de capim tifton irrigado com água residuária obtendo resultados de 18.9, 7.2, 6.4, 11.7 e 16.0 g para o 1º, 2º, 3º, 4º e 5º cortes, respectivamente.

Segundo Brandão (2017) a grande importância pela elevada produção de massa seca das forrageiras se dão por estas serem a principal fonte de nutrientes ao rebanho bovino mantido a pasto, assim autores como Santana *et al.* (2017) puderam averiguar que uso de água residuária doméstica podem proporcionar fontes de nutrientes importantes as culturas e além disso podem trazer benefícios econômicos na redução de uso de adubos minerais.

E inferiores ao observado por Ramos *et al.* (2017). no tratamento de água residuária de suinocultura com SACs cultivados com forrageiras ervas-de-bicho (240,17 g) e capim-vetiver (164,57 g) em um período intermediário de 30 dias, o que pode ser justificado pelas diferentes características das espécies cultivadas e a quantidade de nutrientes disponíveis na água residuária utilizada.

Avelar *et al.* (2015) estimaram a produção de matéria seca diária realizando cálculos de divisão dos resultados de produção total pelo período experimental, puderam constatar maiores produtividades nos tratamentos submetidos a maior taxa de carga orgânica (160,35 Kg.ha<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup> de DBO), demonstrando a importância na disponibilização de nutrientes do efluente primário de esgoto sanitário para se potencializar a produção.

No entanto, neste trabalho verificou-se que a maior produção foi encontrada para uma taxa de 200 Kg.ha<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup> de DBO<sub>5</sub> e TDH de 2,8 dias, e não para a maior taxa de carga orgânica avaliada (TDH de 1 dia), podendo esta ter sido alta e limitante para o desenvolvimento dos capins (AMORIM *et al.*, 2015).

Guimarães *et al.* (2018) observaram a maior produtividade de massa seca do capim tifton no tratamento de esgoto doméstico em SACs com tempo de detenção hidráulico de 2 dias, reportando que a disponibilidade de nutrientes a níveis tolerados pelas plantas pode afetar também o seu desempenho.

Milen (2014) avaliando duas taxas de aplicação uma de 50 e outra de 100 Kg ha<sup>-1</sup>. dia<sup>-1</sup> em rampas cultivadas com aveia preta (*Avena strigosa Schreb.*) e azevém (*Lolium multiflorum Lam.*) no tratamento de esgoto doméstico, também observou maior rendimento de matéria seca para a maior taxa avaliada, relacionando ao maior escoamento superficial e disponibilidade de nutrientes para as plantas. Todavia, como já comentado, a maior taxa avaliada neste trabalho corresponde a 5 vezes a taxa avaliada com melhor desenvolvimento das forrageiras por esse autor.

Diversas características que estão relacionadas a qualidade da forrageira podem ser afetadas pelos fatores idade de corte e condições ambientais (POCZYNEK, 2015), desse modo vale ressaltar que a matéria seca avaliada no primeiro corte foi gerada durante um período de 90 dias, sendo 30 dias de adaptação e 60 dias de aporte de diferentes cargas orgânicas nos SACs, já o segundo corte foi produzido por um período de 31 dias.

Poczynek (2015) relatou em seu estudo que o teor de massa seca das forrageiras elevam-se em função da maturidade da planta, uma vez que altos teores de água são encontradas nas plantas novas e com passar do tempo vai se aproximando de sua maturidade e ocorrendo redução no teor de água, que consequentemente ocorre também o aumento na massa seca.

Nota-se, que a produção de matéria seca pelo capim elefante no primeiro corte todos os tratamentos apresentaram médias superior ao obtido ao segundo corte, já para as forrageiras capim tifton-85 e capim Mombaça, respectivamente, os SACs 13 e 17, apresentaram médias inferiores para o segundo corte.

Contudo, observam que os SACs com maiores produções foram os sistemas com aporte de 100, 200 e 281,25 kg ha<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>, para as forrageiras capim elefante, tifton e mombaça, as quais apresentaram bom desenvolvimento ao longo do período monitorado, como verificado por Mendonça (2015) não houveram problemas de adaptação de forrageiras nos sistemas alagados construídos.

Dados de literaturas relatam a alta exigência da forrageira capim-mombaça em fertilidade do solo, uma vez que quando cultivadas em situações de menor fertilidade, tem-se uma pastagem com sua produção reduzida (Simonetti *et al.*, 2016). Já de acordo com Mufatto *et al.*, (2016) e Oliveira *et al.* (2019) dentre as espécies forrageiras o tifton-85 destaca-se por apresentar ótima adaptação a fertirrigação com águas residuárias, apresentando altas produtividades e altos teores de nutrientes e proteína bruta, sendo importante para destinação animal.

Deste modo, na Figura 33 foram apresentados a produção da matéria seca obtidos em dois cortes do capim tifton-85 (*Cynodon spp.*). Visto que entre os SACs bem como entre os cortes, apresentaram diferenças estatisticamente significativas, verificam-se que os tratamentos SAC<sub>4</sub> e SAC<sub>16</sub>, proporcionaram a maior produção de massa seca referente ao primeiro corte, e em relação ao segundo corte os sistemas SAC<sub>3</sub>, SAC<sub>4</sub> e SAC<sub>13</sub> apresentaram produções superiores aos demais sistemas, no entanto não diferiram significativamente entre si.

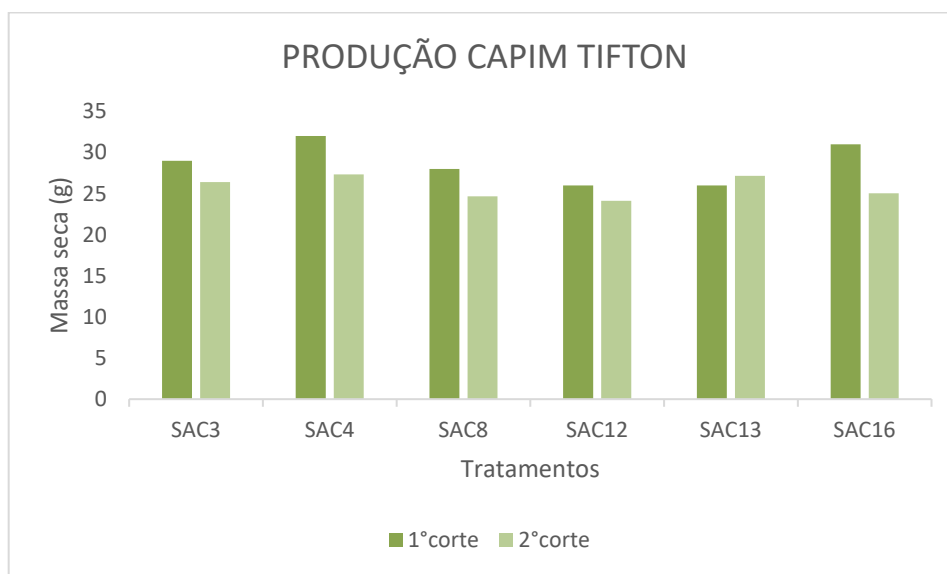


Figura 33- Valores médios da produção da matéria seca obtidos em dois cortes do capim tifton-85 (*Cynodon spp.*) cultivado nos sistemas alagados construídos.

Nota-se também que a maior quantidade de matéria seca desse capim foi observada para o primeiro corte, à exceção do SAC<sub>13</sub> o qual não apresentou diferença estatisticamente significativa do 1º para o 2º corte. Deste modo, quando visa a maior produção em sistemas cultivados com capim tifton-85, devem ser aplicadas taxas intermediárias, como reportado por Fia *et al.* (2011) os quais notaram em seu estudo com uso de capim tifton-85, que as cargas

orgânicas intermediárias apresentam-se mais adequadas para desenvolvimento vegetativo em comparação com a Taboa.

Fia *et al.* (2011) no tratamento de água residuária de suinocultura, obtiveram como resultado o melhor desenvolvimento do capim tifton quanto a produção de matéria seca na maioria dos tratamentos no segundo corte, diferente do reportado neste estudo. Estes autores relataram que ocorreram o mau desenvolvimento das mudas, os quais foram vistos somente após o corte, devido capacidade de perfilhamento do capim ser intenso, cobrindo as caixas de fibra de vidro utilizadas como unidade experimental.

Galzerano e Morgado (2007) avaliando o capim tifton-85 verificaram que sua produção e qualidade aumentam à medida que aumentam-se também a quantidade de nitrogênio aplicada, sendo a adubação nitrogenada uma prática indispensável e de maior interferência quanto a produção dessa forrageira.

Assim como Delongui e Coelho (2018), reportaram também que a adubação nitrogenada aumentam a produção de forragem e o perfilhamento das forrageiras principalmente para capins do gênero *Cynodon spp.*, os quais possuem alta exigência em fertilidade de solo.

Na Figura 34, são apresentadas as massas secas obtidas para a forrageira capim elefante em dois cortes, nota-se que os sistemas apresentaram maiores produções no primeiro corte diferindo estatisticamente para o segundo corte.

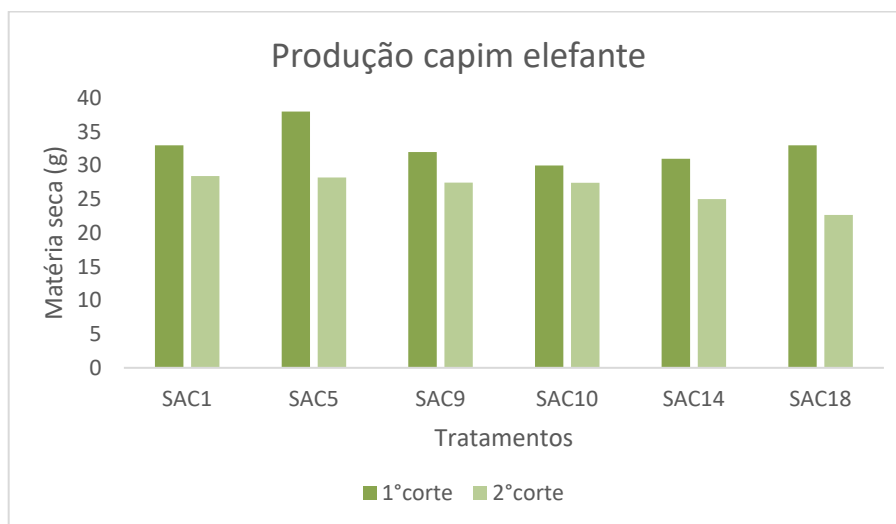


Figura 34- Valores médios da produção da matéria seca obtidos em dois cortes do capim- elefante (*Pennisetum purpureum schum*) cultivados nos sistemas alagados construídos.

O capim-elefante (*Pennisetum purpureum Schum.*) possui a característica de alta produtividade de matéria seca, sendo reportado em vários estudos valores variando 20 e

superando até mesmo 40 toneladas anuais por hectare (Santiago *et al.*, 2015; MARAFON *et al.*, 2014; ZANETTI *et al.*, 2010; ANDREOLI, 2008) em cultivos convencionais.

Assim, o sistema alagado construído responsável pela maior produção de massa seca do capim elefante no primeiro corte foi verificado no SAC<sub>5</sub> (TDH= 2,8 dias), e para o segundo corte os SACs com maiores médias foram o 1, 5, 9 e 10, no entanto estes não diferiram entre si. Sendo observado a menor produção no primeiro corte para o sistema SAC<sub>10</sub> (TDH= 4 dias), e para o segundo corte o cultivado no SAC<sub>18</sub> (TDH=1 dia).

Flores *et al.* (2012) relataram em seus estudos autores (Magalhães *et al.*, 2006; Leite *et al.*, 2000) que avaliaram os períodos e rendimentos do capim elefante os quais notaram aumentos na produção de matéria seca ligando ao resultado o aumento do período de cortes.

Já Martuscello *et al.* (2016) em seu estudo atribuíram a adubação nitrogenada a ocorrência de maior produção de biomassa da parte aérea e do sistema radicular do capim- elefante (*Pennisetum purpureum Schum.*) devido característica da espécie em apresentar maior potencial fotossintético, possuindo assim grande capacidade de acúmulo de biomassa.

Na Figura 35 foram apresentados a matéria seca obtida a partir de dois cortes do capim-mombaça, pode-se observar que o SAC<sub>6</sub> proporcionou a maior produção de massa seca do capim-mombaça no primeiro corte, já para o segundo corte o sistema SAC<sub>2</sub> houve maior rendimento de massa seca. Já a menor média de massa seca obtida para esse capim foi o cultivado no sistema SAC<sub>17</sub>, no qual a taxa de carga orgânica foi a maior taxa aplicada neste estudo.

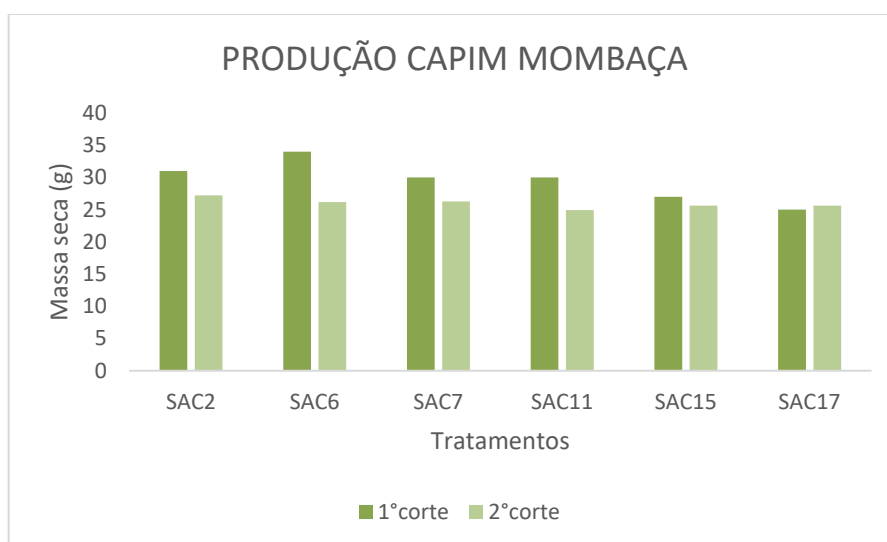


Figura 35- Valores médios da produção da matéria seca obtidos em dois cortes do capim Mombaça (*Panicum maximum*) cultivados nos SACs.

Simonetti *et al.* (2016), ao avaliar a produtividade de capim-mombaça (*Panicum maximum*) com diferentes doses de biofertilizantes, verificaram que ao fornecer a maior dose desse insumo em conjunto com maior tempo de contato, a quantidade de nutrientes disponibilizados para a planta também é maior, tendo assim maior produtividade mesmo não apresentando diferenças significativas quanto aos demais tratamentos.

De acordo com Euclides *et al.* (2007), vários estudos demonstraram aumento significativo na produção do *Panicum maximum* com o suprimento de N, como verificaram Galindo *et al.* (2018) tendo maior acúmulo de nutrientes e ganho na matéria seca, atribuindo a adubação nitrogenada assim como a manutenção da forrageira (cortes/podas).

Nota-se que para cada capim a taxa e tempo de detenção hidráulico responsável pela maior produtividade no primeiro corte foi a mesma, diferindo para segunda poda. Assim como as forrageiras não apresentaram dificuldades na adaptação, para a escolha da espécie para o tratamento devem ser considerados condições climáticas, características genéticas da cultura utilizada e o seu posterior uso (AMORIM *et al.*, 2015; BACH, 2015).

Contudo, a exceção do capim tifton, pode-se verificar que as menores médias de massa seca foram produzidas com o menor tempo de detenção hidráulico e maior vazão, supõe-se que tal fato correlaciona ao intervalo de corte o qual foi menor para o segundo, assim o menor tempo de desenvolvimento para posterior corte e menor tempo de contato do efluente com as raízes atuam como fator limitante para a produção de matéria seca (POCZYNEK, 2015).

As variações ocorridas em função dos cortes podem ser associadas as especificidades nutricionais da forrageira, uma vez que de acordo com Bach (2015) a quantidade de massa a serem produzidas dependem do ambiente em que está sendo cultivada, ou seja quantidade de nutrientes ofertados para o desenvolvimento.

De maneira geral pôde-se verificar que o primeiro corte proporcionou maior acúmulo de matéria seca e relacionado a este fato maiores concentrações de nutrientes, o qual pode ter ocorrido uma vez que a planta teve maior tempo para o desenvolvimento dos seus tecidos, como alongamento e expansão das folhas, inferindo no aumento da produção de matéria seca (PINHO *et al.*, 2013; DIAS, 2016).

- **Condutividade elétrica e pH dos capins cultivados em sistemas alagados construídos**

Na Tabela 10, foram apresentados os resultados de pH e CE da solução de matéria fresca dos capins cultivados nos SACs. Verifica-se para condutividade elétrica da solução, que

houveram diferenças estatísticas significativas em relação aos tratamentos, o capim com maior valor de CE foi o capim tifton cultivado no SAC<sub>3</sub>, confirmando o que era esperado, uma vez que a menor taxa proporciona maior contato do esgoto com o sistema radicular, tendo assim melhores condições de absorção, e transporte de nutrientes para a parte aérea da planta.

Tabela 10- Potencial hidrogeniônico (pH) e condutividade elétrica (CE) da matéria fresca das gramíneas forrageiras cultivadas em SACs.

Trat	pH	CE ( $\mu\text{S m}^{-1}$ )
SAC1	5,88AB	918,57J
SAC2	5,70AB	1211,10DE
SAC3	5,56B	1472,00A
SAC4	5,62AB	1239,15CD
SAC5	6,02A	1102,62GH
SAC6	5,93AB	1213,30DE
SAC7	5,89AB	1249,73CD
SAC8	5,60AB	1474,33A
SAC9	5,91AB	861,55K
SAC10	5,74AB	983,12I
SAC11	5,86AB	1264,70C
SAC12	5,75AB	1368,50B
SAC13	5,74AB	1411,08B
SAC14	5,68AB	1015,18I
SAC15	5,61AB	1235,83CD
SAC16	5,57B	1089,17H
SAC17	5,69AB	1135,83FG
SAC18	5,65AB	1176,78EF

SAC- sistema alagado construído

\*Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem significativamente entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

No entanto em relação ao SAC<sub>8</sub> também plantado com capim tifton, não apresentou diferenças significativas em relação ao SAC<sub>3</sub>, o qual pode ser justificado pelo alto aporte de nutrientes no sistema ter sido favorável a absorção, além disso uma possível justificativa, pode ser devido a exigência nutricional desse capim, o qual de acordo com Amorim *et al.* (2015) o capim tifton apresenta características desejadas para remoção de nutrientes devido seu crescimento rápido propiciar maior absorção de nutrientes.

Pensando em questão ensilagem do capim, de acordo com Costa *et al.* (2018) o pH é uma das variáveis a serem analisadas para determinar sua qualidade, uma vez que é alterado em função dos processos que ocorrem durante a ensilagem, além de porcentagem inicial de matéria seca presente na forrageira e condições de armazenamento submetidas (Costa *et al.*, 2019).



De acordo com Andrade *et al.* (2010), a faixa considerada ótima de pH é de 3,8 a 4,2 para fermentação adequada da ensilagem, e indica possível inibição de microrganismos responsáveis por fermentações secundárias (McDonald, 1981).

Pode-se observar que para pH os tratamentos apresentaram diferenças significativas, sendo o capim elefante cultivado no SAC<sub>5</sub> com maior valor obtido, isso pode ter ocorrido uma vez que o capim presente nesse sistema também apresentou maior massa seca, e não pelo TDH que o capim foi submetido como relatado por Batista *et al.* (2017) que não houveram alterações no pH dos frutos pelas proporções de tempo de irrigação com esgoto doméstico tratado.

Na Tabela 11, foram apresentados os resultados de pH obtido pelo extrato do capim nos dois cortes realizado durante o monitoramento, verifica-se redução de pH do extrato do capim fresco para os SACs 3 (Tifton, 5.6 dias), 11(Mombaça, 4 dias), 12 (tifton, 4 dias), 13(tifton, 2 dias), 14 (elefante, 2 dias), 15 (Mombaça, 2 dias) e 18 (elefante, 1 dia) em relação ao primeiro corte.

Tabela 11. Potencial hidrogeniônico, obtido do extrato da massa fresca das forrageiras cultivadas em SACs, em dois cortes durante o monitoramento do sistema.

Tratamentos	pH	
	1°Corte	2°Corte
SAC1	5,80aA	5,96aAB
SAC2	5,79aA	5,60aABCD
SAC3	5,76aA	5,37bBCD
SAC4	5,65aA	5,59aABCD
SAC5	6,03aA	6,01aA
SAC6	5,94aA	5,92aABC
SAC7	5,94aA	5,84aABCD
SAC8	5,72aA	5,49aABCD
SAC9	6,05aA	5,76aABCD
SAC10	5,90aA	5,58aABCD
SAC11	6,06aA	5,65bABCD
SAC12	6,04aA	5,46bABCD
SAC13	6,05aA	5,42bABCD
SAC14	6,05aA	5,31bCD
SAC15	5,79aA	5,42bABCD
SAC16	5,71aA	5,43aABCD
SAC17	5,85aA	5,53aABCD
SAC18	6,06aA	5,24bD

SAC- sistema alagado construído.

\*Médias seguidas por pelo menos uma mesma letra maiúscula nas colunas indica que, para os sac, os cortes não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste tukey.

\*Médias seguidas por pelo menos uma mesma letra minúscula nas linhas indica que, para os cortes, os sacs de cargas orgânicas avaliadas não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste tukey.

Nota-se também, que os tratamentos não apresentaram diferenças significativas entre os tratamentos no primeiro corte, no entanto apresentaram diferenças em relação aos cortes 1º e 2º. Já no segundo corte, houveram diferenças estatisticamente significativas entre os tratamentos, sendo o SAC<sub>5</sub> (TDH= 2,8 dias) com maior valor de pH e o SAC<sub>18</sub> (TDH= 1 dia) com o menor resultado, ou seja, o capim cultivado no sistema com a maior taxa e conseqüentemente com maior concentração de nutrientes, apresentou resultado de sua solução inferior aos demais, tal fato pode ter ocorrido devido à alta exigência nutricional dessa planta, assim como suas características fisiológicas relatado por Martuscello *et al.* (2016).

Nota-se que alguns capins apresentaram redução no pH referente ao segundo corte, no entanto no primeiro corte não foi verificado diferença significativa entre os tratamentos, mesmo com aumento na carga de aplicação. Assim como verificado por Souza & Moreira (2010), mesmo em condições diferentes a este estudo, notaram que incrementos na taxa de aplicação do efluente da suinocultura não alterou significativamente o pH dos frutos do tomateiro.

De acordo com Tomaz (2017) plantas forrageiras apresentam capacidade tampão, cuja definição está na resistência que a massa apresenta ao abaixamento do pH, esta por sua vez, depende da constituição da mesma quanto ao teor de proteína bruta, amido, íons inorgânicos (Ca, K, Na) e combinação de ácidos orgânicos e seus sais (Jobim *et al.*, 2007), assim esta capacidade influencia na velocidade com que será atingido o pH para inibição da atividade clostridiana (McDONALD *et al.*, 1991; TOMAZ, 2017).

## **DESEMPENHO DAS ESPÉCIES CULTIVADAS NOS SACS: REMOÇÃO DE MACRONUTRIENTES E SÓDIO**

- **Acúmulo de nutrientes por forrageiras cultivadas em sistemas alagados para tratamento de esgoto doméstico**

A absorção de nutrientes para o desenvolvimento de plantas, ocorrem principalmente pela zona radicular, onde são assimilados e convertidos em biomassa, desse modo, a parte aérea deve ser manejada com intuito de retirar o excesso acumulado por meio da poda, caso não ocorra o corte da parte aérea, no momento adequado, os nutrientes absorvidos em sistemas alagados podem retornar ao meio líquido via processos de decomposição das plantas (ABRANTES, 2009; MELO, 2016) reduzindo assim a eficiência do sistema.

O nitrogênio é um componente importante das proteínas, o qual além de potencializar o rendimento da matéria seca de forrageiras, atua como nutriente essencial para a manutenção da produtividade (DUPAS *et al.*, 2016), opera também no aumento de vigor bromatológico da

forrageira e da produção total de matéria seca e verde das plantas em condições climáticas favoráveis (GALINDO *et al.*, 2017; GALINDO *et al.*, 2018; CAMPOS *et al.*, 2017).

Na Tabela 12, estão apresentadas as médias dos nutrientes obtidos nos diferentes sistemas alagados cultivados com capim-tifton, elefante e mombaça no período de monitoramento do sistema. Verifica-se que houveram diferenças estatisticamente significativas tanto para macronutrientes assim como para sódio em todos os SACs.

Tabela 12- Valores médios dos nutrientes presentes na matéria seca das forrageiras cultivadas nos SACs.

Tratamentos	Macronutrientes E Sódio					
	N	P	K	Ca <sup>+2</sup>	Mg <sup>+2</sup>	Na <sup>+</sup>
	mgKg <sup>-1</sup>					
SAC1	22168,25B	3829,02A	15620,55C	6997,49A	1687,53CDEFG	39,46K
SAC2	27110,39AB	1603,28G	9944,47EF	6665,11A	1558,92DEFG	2660,90EF
SAC3	33374,86AB	1765,20E	14228,76C	8901,55A	2530,78A	1022,94H
SAC4	29689,88AB	1452,60I	19327,49B	8153,15A	2438,94AB	535,68J
SAC5	21200,90B	768,12M	13238,69CD	6035,68A	1414,47EFGH	21,92K
SAC6	27504,96AB	1457,03I	6251,04G	8745,31A	2000,12BCD	2808,17E
SAC7	35898,35A	2094,40D	10758,30DEF	6898,19A	1798,63CDEF	2236,72G
SAC8	35933,27A	1673,00F	19640,83B	5972,28A	1868,56CDEF	684,38IJ
SAC9	26069,87AB	1609,95G	12863,31CDE	5479,04A	1224,24GHI	114,10K
SAC10	22179,85B	1391,83J	13227,13CD	8331,49A	1579,76CDEFG	4,00K
SAC11	28576,50AB	3311,49B	10348,72DEF	9700,41A	2056,81ABC	2510,34F
SAC12	36840,46A	1626,32G	28979,27A	8047,63A	1914,36CD	1199,41H
SAC13	36900,64A	1531,64H	14540,39C	8390,93A	1769,07CDEF	5506,59D
SAC14	23313,71B	1364,13K	15834,60C	5565,60A	911,55I	759,36I
SAC15	30188,52AB	1377,75JK	12783,38CDE	6514,85A	1542,34DEFG	6633,59C
SAC16	26903,50AB	1320,37L	9039,39FG	4384,05A	1404,15FGH	576,64IJ
SAC17	36385,40A	2479,12C	6717,42G	8385,31A	1687,53CDEFG	7407,01B
SAC18	33074,08AB	1629,43G	15389,79C	5272,73A	1558,920DEFG	37073,88A

Médias seguidas de mesma letra na coluna maiúscula na coluna, não diferem significativamente entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Para Malavolta *et al.* (1997) os teores normais de N, P, K, Ca e Mg nas concentrações foliares devem variar de 1,13 a 1,5 dag kg<sup>-1</sup>, 0,16 a 1,1dag kg<sup>-1</sup>. 1,43 a 1,84 dag kg<sup>-1</sup>, 0,4 a 1,02 dag kg<sup>-1</sup> e de 0,12 a 0,22 dag kg<sup>-1</sup>, respectivamente. Assim nota-se nesta Tabela 12, que os resultados foram superiores a literatura.

Nota-se que o acúmulo de nutrientes na matéria seca, há exceção do nutriente cálcio (Ca<sup>+2</sup>), apresentou diferença significativa entre os tratamentos e as forrageiras cultivadas nos sistemas, tal fato ocorrido pode ser devido a diferente forma de absorção de cada elemento pelas espécies.

O capim tifton-85 é reconhecido como um cultivar de elevada exigência nutricional, alto valor nutritivo e grande capacidade de absorção de nutrientes (Nazário *et al.*, 2014), por outro

lado o capim-elefante é uma das gramíneas forrageiras mais utilizadas no Brasil, pelo alto potencial produtivo e sua grande aplicabilidade na pecuária como alimento para os animais em diversas formas, como corte, pastejo, silagem e feno (Zaika, 2018), e também o capim mombaça por apresentar alto potencial produtivo e valor nutritivo (GOMES *et al.*, 2018).

Observa-se para o parâmetro nitrogênio (Tabela 12) que os capins com melhores resultados de acumulação deste nutriente em sua matéria seca foram mombaça e tifton-85, cultivados nos tratamentos do SAC<sub>7</sub> (300 kg ha<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup>) e SAC<sub>17</sub> (562,5 kg ha<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup>) com capim Mombaça, e SAC<sub>12</sub> (140,6 kg ha<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup>), SAC<sub>13</sub> com taxa de (281,25 kg ha<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup>) e SAC<sub>8</sub> (300 kg ha<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup>) com capim tifton.

De acordo com Amorim *et al.* (2015) quando se deseja remoção de nutrientes em SACs o capim-tifton 85 apresenta característica desejada, uma vez que é uma planta perene e permite rápida recuperação pós-podas, sendo o manejo da cultivar, o principal responsável na retirada do excesso de nutrientes segundo Melo (2016).

Pode-se notar em relação a este nutriente, que o tratamento com maior taxa de aplicação para o capim mombaça e elefante foram mais favoráveis para removê-lo, uma vez que reportou maior concentração em sua parte aérea. Isso pode ter ocorrido, devido a maior vazão transportar também maior quantidade de nutrientes, induzindo a maior absorção pelas plantas e retenção em seu sistema radicular favorecendo acúmulo de nutriente, suprimindo assim as altas exigências nutricionais das forrageiras cultivadas corroborando com estudos de Avelar *et al.* (2015) e Mendonça (2017).

Ao avaliarem o desempenho de capim-tifton-85 (*Cynodon* spp.) no tratamento de água residuária de suinocultura Amorim *et al.* (2017) observaram aumento de absorção de nitrogênio e fósforo, relacionando tal fato ao aumento das taxas de aplicação de nitrogênio e fósforo no SAC da Fase I para a Fase III de avaliação, que consequentemente gerou acúmulos no tecido vegetal, semelhante ao apresentado neste estudo.

Por outro lado, Correa (2018) avaliando sistema alagado cultivado com capim jiggs, pôde observar maiores concentrações de nitrogênio na forrageira cultivada em sistema com cargas orgânicas de 100 e 200 kg.ha<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup> de DBO<sub>5</sub>, o que pode ser justificado devido ao tipo de espécie cultivada.

Autores como Barco e Borin (2017) reportaram valores abaixo do encontrado neste estudo cerca de 22 g kg<sup>-1</sup> de nitrogênio na matéria seca ao tratar esgoto sanitários cultivando a espécie *I. pseudacorus*, assim como Nazário *et al.* (2014) os quais obtiveram resultados de acúmulo médio para o capim Marandu de 3,26 dag kg<sup>-1</sup> (228,08 kg ha<sup>-1</sup>) e capim Tifton de 3,54

dag kg<sup>-1</sup> (252,06 kg ha<sup>-1</sup>). Por outro lado, Lu *et al.* (2018) e Patel (2018) verificaram concentrações de nitrogênio total superiores ao reportado neste estudo, para espécie *E. crassipes* de 40,34 e 49,53 mg g<sup>-1</sup>, no tratamento de esgoto sanitário, tendo como possível justificativa a característica do efluente utilizado e assim a disponibilidade de nutrientes no mesmo.

Lima (2018) ao avaliar sistemas wetlands cultivados com *Eichhonia crassipes* no tratamento com efluente sintético (simulando esgoto doméstico) em escoamento subsuperficial, obteve na biomassa seca concentração de 63,58 mg.g<sup>-1</sup> tendo como possível explicação a característica da espécie cultivada.

De acordo com Campos *et al.* (2017) o fósforo é essencial para o crescimento das plantas, devido ao seu papel importante para completar o ciclo normal de produção, além de promover a formação e o crescimento de raízes segundo Fagan *et al.* (2016).

Desse modo, para fósforo (P) na Tabela 12, notam-se que houveram diferenças estatisticamente significativas entre os tratamentos, assim o sistema SAC<sub>1</sub> cultivado com capim elefante e com aplicação da taxa de 100 kg.ha<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup> de DBO<sub>5</sub> apresentou maior concentração deste nutriente em sua parte aérea, semelhante ao reportado por Correa (2018) em seu estudo que verificou a para a planta cultivada com a menor taxa houve maior acúmulo e absorção do nutriente fósforo.

Dentre as possíveis explicações em relação ao tempo de detenção hidráulico (TDH) e a diferença entre os capins utilizados, podem-se citar a estrutura do sistema radicular do capim elefante, uma vez que apresentou maior densidade e ramificações ocasionando maior filtração/acúmulo de sólidos os quais estão presentes os nutrientes, assim como o maior tempo de retenção do líquido favorecer assimilação pelas raízes e sedimentação de sólidos orgânicos que contém nutrientes como fósforo o qual possui característica específica de baixa mobilidade.

No entanto, efeito contraditório a este estudo foi verificado por Mendonça (2017) tendo o aumento de teores nas plantas ocorridos na medida em que houveram aumento da quantidade de nutrientes aportados no sistema, ou seja, o menor tempo de detenção hidráulico.

No tratamento de esgoto doméstico em wetlands verticais cultivado com *Tifton-85* e *Typha sp* Oliveira *et al.* (2017a) puderam verificar maior aporte de fósforo para o capim tifton, assim como Matos *et al.* (2010) ao avaliarem capim-tifton no tratamento de águas residuárias de laticínios, informando a sua alta capacidade de remover grandes teores de fósforo.

De acordo com Lima (2018) devido contato direto entre as raízes com o meio líquido e por ser a parte responsável pela absorção dos nutrientes, estas são responsáveis por armazenar maiores quantidades de nutrientes nos tecidos vegetais.

Barco e Borin (2017) observaram concentrações de fósforo na matéria seca da espécie *I. pseudacorus* em wetlands no tratamento de água residuária de origem doméstica inferior a este trabalho, de 1,9 g kg<sup>-1</sup> de fósforo na biomassa seca, assim como Lu *et al.* (2018) com a espécie *E. crassipes* de 24,81 mg g<sup>-1</sup> de fósforo.

Ribeiro & Pereira (2011) ao avaliar a composição mineral e a produtividade de matéria seca do capim-tifton 85 sob diferentes doses de N e idades de rebrota, puderam observar que os acúmulos de fósforo não foram influenciados pelo aumento das doses de nitrogênio e idades de rebrota, no entanto tal fato ocorreu em relação aos nutrientes K, Ca e Mg.

Para potássio (K) o capim que apresentou maior concentração deste nutriente em sua matéria seca foi o tifton-85 cultivado no sistema SAC<sub>12</sub> com tempo de retenção de 4 dias e taxa de aplicação superficial de 140,6 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de DBO, ou seja, a segunda menor taxa contribuiu para maior assimilação desse nutriente pela planta, corroborando com estudo de Correa (2018) que reportou o maior acúmulo de nutriente nas plantas submetidas à taxas de cargas orgânicas menores.

Nazário *et al.* (2014) puderam verificar que mesmo menores taxas de aplicação de esgoto doméstico são capazes de fornecer a concentração de potássio necessária para desenvolvimento de cultivares de capim (Marandu, Tifton 85 e Pojuca), o quais atribuíram como quantidades passíveis de serem absorvidos pelas plantas. No entanto, estes autores estavam utilizando taxas (7,91; 15,82; 23,73; 31,64 e 39,55 kg ha<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup> de DBO) bem inferiores a este estudo, e dimensões de sistema de 1,0 x 0,2 x 0,3 construídos de alvenaria.

Galindo *et al.* (2018) verificaram que ao aumentar a dose e acúmulo de nitrogênio na forrageira, ocorre também maior desenvolvimento do sistema radicular e conseqüentemente aumento na parte aérea, contribuindo para aumento da absorção de potássio (K). Neste estudo, o capim tifton cultivado no sistema SAC<sub>12</sub>, apresentou maior acúmulo de nitrogênio o que pode ter influenciado diretamente no acúmulo de potássio para planta, sendo uma possível explicação do acúmulo de K na parte aérea ter sido maior.

Estes resultados corroboram com trabalho de Erthal *et al.* (2010) ao avaliar capim Tifton 85 e aveia preta, com taxas de água residuária de bovinocultura e água (sem adição efluente), os quais verificaram elevado aporte de potássio referente ao uso de efluente, seja de origem doméstica ou animal, evidenciando assim a importância e possibilidade de uso como fonte para adubação das forrageiras.

Para o nutriente cálcio, não houveram diferenças estatísticas entre os tratamentos, como visto por Erthal *et al.* (2010), no entanto nota-se maior concentração deste nutriente no SAC<sub>11</sub> (taxa de 140,6 kg ha<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup> e TDH de 4 dias) cultivado com capim Mombaça.

Já Nazário *et al.* (2014) ao tratar esgoto doméstico, observaram relação linear no acúmulo de cálcio com o acréscimo das taxas de aplicação, tendo maior acúmulo ocorrido em função do decorrente aumento da oferta deste nutriente por incremento nas doses de aplicação.

O magnésio atua como ativador enzimático, possuindo importante papel na síntese proteica, além de participar da constituição da molécula de clorofila, onde em cada espécie é requerido em proporções diferentes (MALAVOLTA, 1980; NAZÁRIO *et al.* 2014).

Desse modo, para o nutriente magnésio, podem-se verificar diferenças significativas entre os tratamentos avaliados, tendo o sistema SAC<sub>3</sub> com TDH de 5,6 dias cultivado com capim tifton apresentado o maior aporte deste nutriente na matéria seca.

Tal fato foi reportado por Correa (2018), relacionando ao fato de a menor taxa possuir também a menor vazão e conseqüentemente um maior tempo de retenção no interior do sistema, e maior contato do meio líquido com o sistema radicular, suprimindo assim a exigência de nutrientes da planta.

Para o sódio (Na<sup>+</sup>), notam-se que a maior concentração foi obtida na matéria seca do sistema cultivado com capim elefante (SAC<sub>18</sub>) e tempo de detenção hidráulico de 1 dia, ou seja, a maior taxa de aplicação avaliada. Acredita-se, que essa forrageira possa ter maior tolerância a altas concentrações deste nutriente, possuindo assim a chamada capacidade de “consumo de luxo”, bem como melhor desenvolvimento de raiz.

O “consumo de luxo”, pode ser descrito como a capacidade que as plantas possuem de absorverem quantidades acima da sua necessidade metabólica, que é acumulada em organelas da célula vegetal, como nos cloroplastos, nas mitocôndrias e, especialmente, nos vacúolos, sem causar danos a mesma (GALINDO *et al.*, 2018).

Jesus (2016) pôde verificar tal fato ao tratar esgoto doméstico em sistema cultivado com capim tifton, desse modo uma possibilidade para acréscimo na capacidade de remoção de nutrientes pelos SACs, podem ser o uso de plantas com diferentes características e maior tolerância a altas concentrações iônicas em solução, tendo assim maior capacidade de estimular a absorção e/ou aumento na capacidade de enraizamento.

Assim como verificado pelos autores Avelar *et al.* (2015) em wetlands cultivados com *Mentha aquatica*, e Jesus (2016) com SACs cultivados com capim-tifton e vetiver, ao tratar água residuária doméstica, supõe-se que a acumulação de macronutrientes e sódio na parte aérea

de plantas variam conforme a taxa de carga orgânica aplicada e, principalmente, a espécie vegetal estudada, uma vez que, a vegetação atua como fator positivo na remoção de nutrientes via absorção (CORREA, 2018).

- **Concentrações de nutrientes na matéria seca dos capins obtida por meio de duas podas nas forrageiras cultivadas em sacs durante o monitoramento do sistema**

De acordo com Kihila *et al.* (2014), o desenvolvimento das plantas é condicionado a disponibilidade principalmente dos macronutrientes N, P e K. Nessa perspectiva, uma vez que a água residuária doméstica possui em sua constituição, podem ser úteis ao desenvolvimento das culturas (Santana *et al.*, 2017), viabilizando o uso de plantas em sistemas alagados para tratamento de efluentes.

De acordo com os resultados obtidos na análise de variância (APÊNDICE) para o teor de nitrogênio, fósforo e potássio das forrageiras houveram efeitos significativos nas variáveis SAC e DATA, bem como para a interação SAC x DATA. Assim, na Tabela 13, estão apresentadas as concentrações dos macronutrientes representados por N, P e K, obtida na matéria seca, em duas podas (cortes), ao longo do monitoramento do sistema.

Tabela 13- Concentrações de N, P e K na matéria seca dos capins obtida por meio de dois cortes das forrageiras cultivadas em SACs durante o monitoramento do sistema.

Trat	Macronutrientes					
	mgKg <sup>-1</sup>					
	N		P		K	
	1° CORTE	2° CORTE	1° CORTE	2° CORTE	1° CORTE	2° CORTE
SAC1	27659,19aEF	16677,31bA	2972,75bF	4685,29aA	7645,65bA	23595,45aBCD
SAC2	35767,97aCDEF	18453,59bA	2670,27aI	536,28bC	10672,86aA	9216,08aEFG
SAC3	45785,97aABCD	20963,75bA	3310,71aC	219,69bF	7067,4bA	21390,13aBCDEF
SAC4	42973,43aABCDE	16406,33bA	2826,72aH	78,47bH	10166,81bA	28488,17aAB
SAC5	24975,07aF	17426,73aA	1519,41aN	16,83bI	4404,44bA	22072,94aBCDE
SAC6	34276,71aCDEF	20733,21bA	2620,60aJ	293,46bE	5029,98aA	7472,94aFG
SAC7	51087,94aABC	20708,76bA	3937,73aB	251,08bF	6311,04bA	15205,56aBCDEFG
SAC8	49945,59aABC	21920,95bA	2922,36aG	423,64bD	12910,90bA	2637,76aBC
SAC9	35966,12aCDEF	16173,61bA	3152,18aDE	67,72bH	11576,07bA	14150,59aCDEFG
SAC10	29814,02aDEF	14545,67bA	2340,08aM	443,58bD	12543,68bA	13910,21aCDEFG
SAC11	56594aCDEF	18686,64bA	2707,53bI	3915,44aB	10012,33aA	10685,11aDEFG
SAC12	38466,36aA	17086,63bA	3187,29aD	65,35bH	15836,33bA	42122,21aA
SAC13	51645,31aABC	22156,25bA	2994,52aF	68,76bH	10454,53bA	18626,25aBCDEFG
SAC14	31192,59aDEF	15434,83bA	2406,40aL	321,86bE	13914,67bA	17754,53aBCDEFG
SAC15	38965,65aBCDEF	21411,40bA	2613,22aJ	142,28bG	8779,17bA	16787,59aBCDEFG
SAC16	37907,01aCDEF	15900,00bA	2546,88aK	93,16H	9642,46bA	8436,33aEFG
SAC17	56314,77aAB	16456,02bA	4860,08aA	98,16bH	7026,66aA	6408,17aG
SAC18	48810aABC	17337,54bA	3120,44aE	138,42bG	11210,40bA	19569,19aBCDEFG

N- nitrogênio; P- fósforo; K- potássio.\*Médias seguidas por pelo menos uma mesma letra maiúscula nas colunas indica que, para os sac, os cortes não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste tukey.

\*Médias seguidas por pelo menos uma mesma letra minúscula nas linhas indica que, para os cortes, os sacs de cargas orgânicas avaliadas não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste tukey.



Avaliando os resultados de concentração de nitrogênio na matéria seca das forrageiras cultivadas nos SACs, nota-se que houveram efeitos estatisticamente significativos na concentração deste nutriente apenas para os tratamentos do primeiro corte. Além disso, verifica-se que todos os tratamentos apresentaram médias superiores no primeiro corte comparado com o segundo, isso pode estar relacionado ao tempo de cultivo dessas forrageiras, serem maior para o primeiro corte, proporcionando assim maior absorção e acúmulo na parte aérea das forrageiras.

Segundo Jesus (2016) as variações de capacidades extratoras de nitrogênio por meio da parte aérea das espécies cultivadas ocorrem de acordo com aporte de carga orgânica e do manejo da forrageira (frequentes podas).

Verifica-se que os sistemas apresentaram diferenças significativas entre as datas, em exceção do SAC<sub>5</sub> cultivado com capim elefante e taxa de aplicação de 200 kg ha<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup> de DBO<sub>5</sub>. Nota-se também que no primeiro corte, o capim tifton-85 cultivado no SAC<sub>12</sub> com taxa de 140,6 Kg ha<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup>, apresentou maior concentração de nitrogênio em sua parte aérea, diferindo significativamente do segundo corte. Já no segundo corte, não houveram diferenças estatísticas entre os tratamentos, entretanto o capim tifton no SAC<sub>13</sub> (281,25 Kg ha<sup>-1</sup>) apresentou tendência de maior acúmulo deste nutriente em sua matéria seca.

Pode-se verificar que para ambos os cortes, o capim que apresentou maior acúmulo deste nutriente foi o capim tifton, isso estar associado a grande exigência de nutrientes desta forrageira e sua capacidade extratora de micro e macronutrientes de acordo com Oliveira *et al.* (2017a) e Jesus *et al.* (2017), assim como sua boa recuperação pós-poda. Além disso, Santana *et al.* (2017) associaram a extração de nutrientes com a manutenção da biomassa a qual está diretamente limitada ao número de cortes.

Jesus (2016) avaliando dois tipos de capins no tratamento de esgoto doméstico, verificou melhor extração de nitrogênio via biomassa aérea para o capim-vetiver em comparação com capim tifton, tendo como possível explicação ao ocorrido a maior produtividade do mesmo e consequentemente o maior aporte de nutrientes em sua biomassa.

Nazário *et al.* (2014) com estudo “Acúmulo de nutrientes por forrageiras cultivadas em sistema de escoamento superficial para tratamento de esgoto doméstico”, cultivaram três forrageiras, capim tifton 85, marandu e pojuca, puderam verificar maior acúmulo de nitrogênio no primeiro corte para o capim tifton, justificando tal fato devido às características agronômicas do capim, já em relação ao fósforo (P) verificaram melhor acúmulo no segundo corte, sendo o capim marandu com maior média em relação aos demais capins.

Correa (2018), ao tratar água residuária de suinocultura em wetlands cultivados com capim-jiggs, pôde verificar maiores concentrações de nitrogênio, potássio e fósforo na forrageira com menores tempos de cultivo no período de 60 dias de aplicação, e com as menores cargas orgânicas aplicadas ( $100$  e  $200 \text{ kg ha}^{-1}\text{d}^{-1}$  de  $\text{DBO}_5$ ), relacionando o ocorrido ao maior crescimento e desenvolvimento vegetativo neste período, resultando em maiores concentrações de nutrientes na parte aérea da forrageira.

Dentre os macronutrientes de extrema importância para desenvolvimento das vegetações, o fósforo é considerado essencial, assim a manutenção via podas nos sistemas atua de forma a aumentar a remoção deste nutriente, todavia durante seu desenvolvimento caso ocorra a remoção da parte aérea sistematicamente este é encontrado em menores concentrações (SANTANA *et al.*, 2017).

Para fósforo, verifica-se que houve efeito estatisticamente significativo nas concentrações da matéria seca para os tratamentos no primeiro e segundo corte, e há exceção do SAC<sub>11</sub> os tratamentos apresentaram médias mais altas no primeiro corte, assim como já verificado para nitrogênio.

Verifica-se para fósforo que os sistemas não apresentaram diferenças significativas entre as datas, há exceção do SAC<sub>1</sub> cultivado com capim elefante e taxa de aplicação de  $100 \text{ kg ha}^{-1}\text{d}^{-1}$  de  $\text{DBO}_5$  e SAC<sub>11</sub> com taxa de aplicação de  $140,6 \text{ kg ha}^{-1}\text{d}^{-1}$  de  $\text{DBO}_5$  cultivado com capim mombaça para o segundo corte. Contradizendo o relatado por Santana *et al.* (2017), o qual afirma que na ocorrência de podas este nutriente encontra-se em menor quantidade durante seu desenvolvimento.

Pode-se notar, no 1º corte, que o menor TDH e forrageira mombaça (SAC<sub>17</sub>) apresentou maior teor deste nutriente na parte aérea, já para o segundo corte este fato ocorreu no SAC<sub>1</sub> com maior TDH e cultivado com capim elefante. Isso pode ser associado ao menor TDH proporcionar maior vazão e conseqüentemente maior concentração de nutrientes em solução, podendo assim ocorrer uma maior disponibilidade e assimilação pela forrageira, uma vez que em fase inicial do desenvolvimento vegetativo necessitam de maiores quantidades de nutrientes, no entanto a diferenciação dos capins, se dar-se-ão devido características específicas de cada espécie.

Pode-se dizer que no segundo corte a menor taxa e o maior TDH atuaram de forma a proporcionar maior retenção e sedimentação de sólidos onde os nutrientes estão contidos, ocorrendo assim maior tempo de contato entre raízes e meio líquido e assim a absorção pela

forageira (capim elefante), bem como o desenvolvimento do sistema radicular, o qual apresentou maiores ramificações e altura dentro da unidade experimental.

Tal fato pôde ser verificado por Jesus (2016) para remoção de P-total, em tratamento de águas residuárias em SACs, correlacionando o tempo de detenção hidráulica e a maior interceptação pelas raízes das plantas nela cultivadas com melhor remoção do nutriente.

Para Potássio, verifica-se que houveram efeitos estatisticamente significativos na concentração da matéria seca para os tratamentos apenas para o segundo corte, no entanto pode-se notar no 1º corte, que a forrageira tifton-85 (SAC<sub>12</sub>) com o TDH de 4 dias, foi o que apresentou maior teor deste nutriente na massa vegetativa assim como no segundo corte. Dentre as justificativas, pode-se alegar a alta produtividade deste capim para rebrota.

Por outro lado, Jesus (2016) ao comparar os SACs cultivados com capim tifton e capim vetiver, verificou maior acúmulo deste nutriente no capim vetiver, relacionando tal ocorrido por meio da maior produtividade obtida pelo capim, e seu sistema radicular ser de forma fasciculada.

Em relação a menor concentração na matéria seca dos capins, foi verificada no primeiro corte para o capim elefante cultivado no SAC<sub>5</sub> e no segundo corte para o capim mombaça cultivado no SAC<sub>17</sub>, ou seja, a taxa de 200 e 562,5 kg ha<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup> de DBO<sub>5</sub> apresentaram menor potencial de absorção para estes capins.

Gomes *et al.* (2018) verificaram que as maiores concentrações de nutrientes avaliadas em seu estudo proporcionaram também a maior absorção de nutriente pela forrageira, ao avaliar a extração de nutrientes pelo capim-mombaça com adubação via cama de frango compostado.

Verifica-se de modo geral que as concentrações de N e P foram mais elevadas no primeiro corte, podendo estar relacionado ao menor intervalo de corte dessas forrageiras para o segundo, ou seja, o menor tempo de desenvolvimento da forrageira assim como a fase inicial apresenta maior necessidade destes nutrientes para seu desenvolvimento.

Já em relação a K os resultados foram maiores na matéria seca obtido na segunda poda, ou seja, para melhor remoção deste nutriente é de grande importância a poda (Santana *et al.*, 2017), a qual está diretamente relacionada a melhor absorção de nutrientes que de modo geral apresentam alta mobilidade, podendo ter retornado ao meio líquido como verificado por Lourenço *et al.* (2018) devido ao maior tempo de absorção no primeiro corte .

Em condições de cultivo em solo Mendonça (2017) em seu estudo “Aplicação de água residuária doméstica pelos métodos de aspersão e gotejamento subsuperficial na grama esmeralda”, verificou concentrações de N, P e K mais altas ao final do ciclo de monitoramento,

o qual associou a maior lâmina aplicada e conseqüentemente a maior quantidade de nutrientes depositadas no solo e absorvidas pela grama.

Na Tabela 14, estão apresentados os resultados de cálcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ), magnésio ( $\text{Mg}^{2+}$ ) e sódio ( $\text{Na}^+$ ) na matéria seca dos capins obtida por meio de dois cortes das forrageiras cultivadas em SACs durante o monitoramento do sistema, pode-se verificar que não houveram diferenças significativas para os SACs em relação ao nutriente cálcio. No entanto, observa-se maior concentração deste nutriente no primeiro corte em relação ao segundo, como verificado por Nazário *et al.* (2014).

Tabela 14- Concentrações de  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  e  $\text{Na}^+$  na matéria seca dos capins obtida por meio de dois cortes das forrageiras cultivadas em SACs durante o monitoramento do sistema.

TRAT	MACRONUTRIENTES					
	$\text{Ca}^{2+}$		$\text{Mg}^{2+}$		$\text{Na}^+$	
	1° CORTE	2° CORTE	1° CORTE	2° CORTE	1° CORTE	2° CORTE
SAC1	4049,80aA	9945,18bA	1165,01bBCDE	2210,04aBCDE	5,33aJ	73,59aH
SAC2	4651,22aA	8679,00bA	1189,17bBCDE	1928,67aCDEF	3587aC	1734,17bDE
SAC3	4386,77aA	13416,34bA	2080,15bA	2981,41aA	1388,33aF	657,54bG
SAC4	3746,908aA	12559,41bA	2086,90bA	2799,98aAB	405,06bI	666,30aG
SAC5	3453,47aA	8617,89aA	913,85bDE	1915,09aCDEF	9,00aJ	34,85aH
SAC6	5271,675aA	12218,95bA	1284,91bBCDE	2715,32aAB	4079,46aB	1536,88bE
SAC7	3708,82aA	10087,57bA	1355,57bBCD	2241,68aBCDE	2574,95aE	1898,50bD
SAC8	3446,11aA	8498,44bA	1848,91bAB	2715,32aCDEF	762,55aGH	606,21bG
SAC9	3704,33aA	7253,74bA	836,54bDEF	1611,94aEFG	3,67bJ	224,53aH
SAC10	5937,84aA	10725,13bA	776,15bDEF	2383,36aABC	3,00aJ	5,00aH
SAC11	6740,17aA	12660,65bA	1300,15bBCD	2813,48aAB	3976,18aB	1044,50F
SAC12	5239,52aA	10855,74bA	1416,33bABC	2412,39aABC	1577,39aF	821,42bFG
SAC13	6190,81aA	10591,05bA	1184,57bBCDE	2354,57aABCD	1022,90bG	9990,28aC
SAC14	3607,65aA	7523,56bA	151,2bF	1671,90aDEFG	774,00aGH	744,72aG
SAC15	4276,01aA	8753,68bA	1139,42bCDE	1945,26aCDEF	3176,83bD	10090,35aC
SAC16	4080,94aA	4687,17bA	1757,30aABC	1051,00bG	499,67aHI	653,61aG
SAC17	5366,75aA	11403,86bA	1270,14bCDE	2534,19aABC	4377,87bA	10436,16aB
SAC18	4312,40aA	6233,07bA	603,25bEF	1385,13aFG	4,00bJ	74143,77aA

\*Médias seguidas por pelo menos uma mesma letra maiúscula nas colunas indicam que, para os SAC, as datas não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste tukey.

\*Médias seguidas por pelo menos uma mesma letra minúscula nas linhas indicam que, para as datas, OS SACS de cargas orgânicas avaliadas não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste Tukey.

No entanto, vale ressaltar que esse nutriente é de grande importância para as plantas, uma vez que em altas concentrações atuam como fator de resistência a toxidez dos elementos alumínio (Al), cobre (Cu) e manganês (Mn) (AGROLINK, 2016; FIORESE *et al.*, 2019).

Ao se tratar da concentração de magnésio na massa seca dos capins, observam-se diferenças estatisticamente significativas entre os tratamentos, bem como em relação aos cortes. Pode-se notar também que as concentrações desse nutriente foram maiores para o segundo corte, tal fato pode ocorrer quando a planta não é manejada com maior frequência, podendo este nutriente voltar ao meio líquido por meio de processos de decomposição das plantas de

acordo com Lourenço *et al.* (2018), e também á mineralização de nutrientes ocorrer com o tempo, sendo este disponibilizado em maior quantidade no segundo corte.

A maior concentração de magnésio na massa seca dos capins, foram verificadas para o primeiro corte nos sistemas SACs 3 e 4 cultivados com capim tifton, e para o segundo corte no SAC<sub>3</sub>. Assim nota-se que as menores taxas proporcionaram melhores remoções de magnésio via absorção, sendo a melhor forrageira o capim tifton-85, que pode ter ocorrido devido a exigência nutricional desta forrageira (JESUS, 2016).

De acordo com Cakmak e Yazici (2010) e Fiorese *et al.* (2019), o magnésio quando absorvido pelas plantas dispõe funções de grande importância na síntese proteica, atua como ativador enzimático, além de participar da constituição da molécula de clorofila, onde em cada espécie é requerido em proporções diferentes, assim os processos fisiológicos e bioquímicos podem causar prejuízos no crescimento e na produção, quando ocorre deficiência deste nutriente.

Nazário *et al.* (2014) avaliando três cultivares (*Brachiaria brizantha* cv. Marandu, *Cynodon sp.* cv Tifton 85 e *Paspalum atratum* cv. Pojuca) no tratamento de esgoto doméstico, verificaram maior teor de magnésio no primeiro corte, sendo o tratamento com o capim tifton-85 apresentado menor extração deste nutriente no primeiro corte, fato este contraditório uma vez que devido a sua elevada exigência nutricional, esperava-se uma alta extração pela cultivar no início do ciclo vegetativo.

De acordo com Jesus (2016) o sódio é absorvido na forma iônica Na<sup>+</sup> e na planta possui alta mobilidade, podendo variar de 0,013 a 35,1 g kg<sup>-1</sup> na matéria seca da parte aérea (INOCÊNCIO *et al.*, 2014). Assim, para este nutriente nota-se na Tabela 14 que os resultados apresentaram diferenças estatisticamente significativas entre os tratamentos e os cortes na massas secas dos capins, além disso verifica-se no segundo corte maior concentração deste nutriente como notado por Guimarães *et al.* (2018) ao avaliar wetlands cultivados com capim tifton no tratamento de esgoto doméstico com o TDH de 2 dias, no entanto não verificaram diferenças significativas entre os cortes.

Observa-se que o maior teor desse nutriente na matéria seca ocorreu para o capim-mombaça cultivado no sistema SAC<sub>17</sub> com TDH de 1 dia para o primeiro corte, já em relação ao segundo corte, esse fato foi verificado para o capim elefante cultivado no sistema SAC<sub>18</sub>, com TDH de 1 dia. Visto que em relação a este nutriente as maiores concentrações foram verificadas em sistemas com maior aplicação de carga orgânica, para o capim-mombaça e

capim elefante, essas espécies podem ter apresentado a característica de aportar maior quantidade de nutriente do que o necessário para seu desenvolvimento vegetativo.

De acordo com Amorim *et al.* (2015) o conteúdo específico de um determinado elemento no tecido foliar, não está relacionado a quantidade exigida pela planta, podendo ocorrer a absorção mineral em excesso, caracterizado como fenômeno do consumo de luxo.

Jesus (2016) em seu trabalho observou, ao avaliar sistemas alagados cultivados com capim tifton e capim vetiver, que o capim tifton foi o que apresentou maior capacidade extratora das forrageiras, justificando devido as características e condições experimentais adotadas.

As concentrações de Na<sup>+</sup> nos tecidos foliares obtidas neste trabalho foram inferiores as encontradas por Brasil *et al.* (2007a), 0.80 dag. kg<sup>-1</sup> e Fia *et al.* (2011), 0.86 dag kg<sup>-1</sup> quando cultivaram taboa em sistemas alagados artificiais para tratamento de esgoto doméstico e águas residuárias de suinocultura, respectivamente, e também por Fia (2009) que encontrou concentrações foliares na faixa de 0.02 a 0.03 dag kg<sup>-1</sup> em capim tifton em SACs com tratamento de água residuária de suinocultura.

Gomes *et al.* (2018) com estudo “Extração de nutrientes pelo capim-mombaça adubado com diferentes proporções de cama de frango compostada como fonte de fósforo”, puderam constatar que os maiores índices de extração dos nutrientes N, P, K, Ca, Mg e S foram obtidos nas maiores de fontes de P da cama de frango, ou seja, as concentrações de nutrientes na massa vegetativa ocorrem de acordo com a disponibilidade dos nutrientes.

- **Desempenho das espécies cultivadas nos SACs: remoção de micronutrientes**

Na Tabela 15, estão apresentados os resultados médios das concentrações dos micronutrientes representados por Cu, Zn, Fe e Mn, obtidos na matéria seca dos capins cultivados nos sistemas alagados construídos em dois cortes realizados durante o monitoramento do sistema.

Nota-se nos dados obtidos para capim tifton-85 na matéria seca, maiores concentrações de zinco e ferro (SAC<sub>12</sub>) e manganês (SAC<sub>16</sub>), quando comparados aos resultados obtidos aos SACs cultivados com capim elefante e mombaça, ou seja, o capim tifton absorveu melhor os nutrientes zinco, ferro e manganês em condições de TDH de 4 e 1 dia, respectivamente. Isso pode ter acontecido uma vez que esta espécie é considerada ideal quando se trata de remoção de nutrientes como verificado por Amorim *et al.* (2015).

Tabela 15. Valores médios da concentração de micronutrientes presentes na matéria seca das forrageiras cultivadas nos SACs

Tratamentos	MICRONUTRIENTES			
	Cu <sup>2+</sup>	Zn	Fe	Mn
	mgKg <sup>-1</sup>			
SAC1	0,63K	46,89K	180,81DE	33,41I
SAC2	0,80JK	54,05H	60,40EF	80,44B
SAC3	0,70K	57,15G	222,04CD	72,62C
SAC4	0,13L	81,47C	308,92BC	39,94H
SAC5	0,18L	67,03E	100,96EF	38,12H
SAC6	0,064L	44,22L	30,05F	69,30D
SAC7	0,074L	84,10B	78,10EF	40,27H
SAC8	0,99IJ	69,54D	378,12B	51,04F
SAC9	0,67K	35,99N	180,65DE	73,73C
SAC10	20,41A	43,51L	132,94DEF	63,07E
SAC11	4,35B	48,94J	236,86CD	63,33E
SAC12	3,62D	122,09A	573,31A	68,46D
SAC13	3,97C	60,00F	178,43DE	82,42B
SAC14	1,82F	28,48O	151,24DE	50,06F
SAC15	1,47G	46,63K	155,47DE	43,63G
SAC16	2,14E	50,23I	90,43EF	89,95A
SAC17	1,08HI	60,97F	142,41DEF	71,96C
SAC18	1,25GH	38,17M	160,69DE	64,11E

SAC- sistema alagado construído.

\*Médias seguidas de mesma letra na coluna maiúscula na coluna, não diferem significativamente entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Alves (2018) pôde verificar em seu estudo que ao submeter plantas ao aporte de contaminantes era de se esperar que ocorresse maior contaminação ou acúmulo destes, quando submetido a maior concentração do mesmo no solo, no entanto, notou que a capacidade de absorção não ocorre de maneira proporcional ao grau de contaminação.

Já para cobre, pode-se observar que o capim elefante (SAC<sub>10</sub>) apresentou maiores concentrações em sua massa seca, isso pode ter ocorrido devido tendência desse metal em se acumular, assim por meio de filtração das raízes e sua baixa mobilidade resultaram em maior absorção deste nutriente pela planta, uma vez que essa espécie apresentou maior quantidade de ramificações bem como melhor retenção de sólidos.

No entanto, Alves (2018) ao avaliar as espécies *Juncus inflexus* e *Typha latifolia* submetidas a este metal, pôde verificar que apresentaram comportamentos quase inalterados com aplicação de maior concentração deste contaminante, justificando tal ocorrido ao funcionamento de proteção da planta, que mesmo absorvendo metais cria mecanismos celulares para diminuir essa absorção e controlar suas atividades celulares, podendo ter ocorrido nas forrageiras avaliadas neste estudo.

O cobre é um nutriente fortemente absorvido pelo solo em relação há outros metais, possui como características específicas a baixa mobilidade e potencial de se acumular, este encontra-se em quatro estados de oxidação ( $\text{Cu}$ ,  $\text{Cu}^+$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{3+}$ ) apresentando em sistemas biológicos a forma  $\text{Cu}^{2+}$  (ALVES, 2018).

Nota-se que para cobre que os capins avaliados não diferiram entre si para os tratamentos que foram aplicados a carga orgânica de  $200 \text{ Kg ha}^{-1}\text{d}^{-1}$  de DBO, isso pode indicar que esse nutriente quando aportado com tempo de 2,8 dias, apresenta características as quais ambas espécies conseguiram assimilar e assim sem causar efeito deletério as mesmas.

Notam-se que não houveram tendências de aumento nas concentrações de Cu, Zn, Fe e Mn na matéria seca dos capins, mesmo com aumento nas taxas e tempos de detenção hidráulico.

Já Correa (2018) relatou ao tratar água residuária de suinocultura em sistemas cultivado com capim-jiggs que as raízes podem ter atuado de forma a propiciar a colonização microbológica, promovendo a mineralização do material orgânico contido no efluente, e posterior extração de nutrientes pela vegetação.

Verificam-se que para os micronutrientes que todos os tratamentos apresentaram diferenças significativas entre si, apresentando alguns valores diferentes dos reportados como normais, ou seja, resultados superiores e outros inferiores ao indicado de acordo com Malavolta *et al.* (1997), os quais reportam que os valores de cobre, Fe, Mn e Zn nas concentrações foliares devem estar na faixa de 7 a  $10 \text{ mg kg}^{-1}$ , 100 a  $150 \text{ mg kg}^{-1}$ ; 80 a  $100 \text{ mg kg}^{-1}$  e de 20 a  $25 \text{ mg kg}^{-1}$ , respectivamente.

Na Tabela 16, estão apresentadas as concentrações dos micronutrientes representados por cobre, zinco, ferro e manganês obtidos na matéria seca aérea das forrageiras capim tifton, capim elefante e capim mombaça quantificados em dois períodos de poda realizados.

Nota-se para os cortes dos capins que os diferentes tempos de detenção hidráulicos (TDH) proporcionaram diferenças estatísticas entre as variáveis nutricionais, assim verificaram para os nutrientes cobre e ferro, que houveram maiores concentrações desses nutrientes na matéria seca dos capins no primeiro corte cultivado no SAC<sub>10</sub> com capim elefante.

Por outro lado, Fia *et al.* (2017) notaram em seu estudo que o capim tifton apresentou maiores concentrações de cobre que a taboa durante o monitoramento do sistema de tratamento de água residuária de suinocultura, sendo o inverso ocorrido para o Zinco.



Tabela 16- Concentrações de Cu<sup>2+</sup>, Zn, Fe e Mn na matéria seca dos capins obtida por meio de dois cortes das forrageiras cultivadas em SACs durante o monitoramento do sistema.

Trat	Micronutrientes							
	mgKg <sup>-1</sup>							
	Cu <sup>2+</sup>		Zn		Fe		Mn	
	1° Corte	2° Corte	1° Corte	2° Corte	1°Corte	2° Corte	1° Corte	2° Corte
SAC1	1,20aJ	0,07bB	10,53bIJ	83,26aH	288,03aCDEF	73,59bB	21,48bJ	45,35aHIJ
SAC2	1,53aI	0,07bB	10,63bIJ	97,47aF	103,10aGH	17,69aB	81,30aA	79,58aD
SAC3	1,35IJ	0,05bB	21,35bC	92,95aG	358,43aC	85,65bB	57,62bF	87,62aC
SAC4	0,20aK	0,06aB	19,70bDE	143,23aC	569,38aB	48,47bB	34,26bI	45,63aHI
SAC5	0,31aK	0,06bB	11,12bI	122,94aD	159,79aEFGH	42,12B	34,53bI	41,72aJ
SAC6	0,06aK	0,07aB	6,82bK	81,63aI	12,55aH	47,55aB	68,17bDE	70,43aE
SAC7	0,07aK	0,08aB	7,64bK	160,55aB	119,55aFGH	36,65aB	10,91bK	69,63aE
SAC8	1,90aH	0,07bB	27,68bA	111,40aE	692,56aB	63,69bB	31,48bI	70,59aE
SAC9	1,26aIJ	0,08bB	11,70bHI	60,28aN	338,72aCD	22,59bB	70,65bCD	76,81aD
SAC10	40,71aA	0,10bB	18,34bEF	68,68aL	229,48aCDEFG	36,40bB	83,63aA	42,51aIJ
SAC11	8,62aB	0,07bB	19,60bDE	78,28aK	132,26aEFGH	341,45aA	72,25aBC	54,41bF
SAC12	7,15aD	0,09bB	26,62bAB	217,56aA	996,49aA	150,13bB	66,53bE	70,40aE
SAC13	7,87aC	0,08bB	25,68bB	94,33aG	294,42aCDE	62,44bB	75,28bB	89,56aC
SAC14	3,57aE	0,08bB	17,37bF	39,29aO	273,92aCDEF	28,55bB	48,58bG	51,54aFG
SAC15	2,85aF	0,09bB	13,47bG	79,79aJK	266,37aCDEFG	44,58bB	39,42bH	47,84aGH
SAC16	3,81aE	0,47bA	20,13bCD	80,33aIJ	132,16aEFGH	48,70aB	64,56bE	115,33aA
SAC17	2,08aH	0,08bB	9,31bJ	112,63aE	227,23aCDEFG	57,59bB	47,35bG	96,57aB
SAC18	2,42aG	0,08bB	12,91bGH	63,44aM	175,36aDEFGH	146,02aB	49,80bG	78,42aD

\*Médias seguidas por pelo menos uma mesma letra maiúscula nas colunas indicam que, para os sac, as datas não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste tukey.

\*Médias seguidas por pelo menos uma mesma letra minúscula nas linhas indicam que, para as datas, os sacs de cargas orgânicas avaliadas não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste tukey.

Vale ressaltar que o micronutriente cobre (Cu) quando aportado em excesso inibe o desenvolvimento vegetativo, atuando diretamente em processos importantes como o transporte de elétrons na fotossíntese, diminuindo também a clorofila da planta como reportado por Campos (2018) e podendo influenciar na redução de crescimento e produtividade.

Em relação ao zinco, o maior acúmulo desse nutriente foi verificado no segundo corte, sendo o maior teor observado no SAC<sub>12</sub> cultivado com capim tifton, assim a possível explicação pode ter sido a boa recuperação pós-poda deste capim como relatado por Jesus (2016).

E para o micronutriente manganês, pode-se observar que apenas os sistemas SAC<sub>2</sub> cultivado com capim-mombaça e TDH de 5,6 dias e o SAC<sub>10</sub> com TDH de 4 dias cultivado com capim elefante, apresentaram maior concentração no primeiro corte. Tendo a maior concentração desse nutriente ocorrido na maioria dos capins cultivados nos SACs para o segundo corte.

Dornelas (2008), avaliando a eficiência de um sistema alagado construído de fluxo subsuperficial vegetado com taboa (*Typha latifolia*) no pós-tratamento de efluentes de reatores UASB, para o Manganês e Cobre não verificou remoção alguma. Por outro lado, autores como Melo Júnior *et al.* (2011) analisaram a eficiência das espécies vegetais *Typha sp* e *Eleocharis*

*sp* no tratamento de efluente doméstico e verificaram maior remoção dos nutrientes ferro, zinco e manganês para *Eleocharis sp.*

Por outro lado, de acordo com Correa (2018) o cálculo de extração de nutrientes leva em consideração a matéria seca total, desse modo quanto maior a quantidade de matéria seca, maior será a concentração de nutrientes, tendo assim os sistemas com maior produtividade as maiores concentrações dos nutrientes.

- **Qualidade sanitária das forrageiras utilizadas no tratamento de esgoto doméstico em sistemas alagados construídos**

A característica microbiológica dos vegetais depende de vários fatores ocorrendo desde início de produção até o seu manuseio e preparo para o consumo final (BRACKETT, 1987; SOUZA & MOREIRA, 2010).

Segundo Damasceno (2015) para remoção de coliformes contidas em amostras de água é necessária cerca de uma temperatura de 55°C por uma hora, desse modo deve se atentar a qualidade da água de irrigação utilizada, principalmente quando a cultura irrigada é consumida em natura, visto que por exemplo o método de irrigação por aspersão ocorre contato direto com as partes da planta.

Assim na Tabela 17, foram apresentados os resultados médios de coliformes totais presentes na parte aérea das forrageiras cultivadas nos SACs e as concentrações obtidas por meio das duas podas realizadas durante o monitoramento. Verifica-se que houveram presença de coliformes totais nos capins cultivados, o que pode ter sido causado por vetores como vento e/ ou insetos, uma vez que o sistema de tratamento foi montado ao lado da área de captação do esgoto.

Assim como verificado nesse estudo, Souza & Moreira (2010) notaram em seu estudo presença de coliformes totais relacionando a influência da proximidade dos frutos em relação ao reservatório de água residuária de suinocultura e não pelas lâminas aplicadas, uma vez que o experimento foi executado em casa de vegetação.

Nota-se também que as variáveis capins, tratamentos e cortes diferiram significativamente entre si, assim a maior média de concentração de coliformes foi notada para o capim-mombaça cultivado no SAC<sub>6</sub> com aplicação de uma taxa de 200 Kg ha<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup> de DBO<sub>5</sub>.

Já o sistema que apresentou a menor concentração média foi o SAC<sub>1</sub> cultivado com capim elefante, no entanto esse não diferiu dos SACs 3, 7, 10, 13 e 14.

Há exceção dos SACs 1 e 2 com taxa de aplicação de 100 kg ha<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup>, o SAC 4 e 6 com taxa de 200 Kg ha<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup> e SAC<sub>8</sub> com taxa de 300 kg.ha<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup>, a maioria dos sistemas apresentaram maiores concentrações para o segundo corte.

Tabela 17- Valores médios de coliformes totais presentes na parte aérea das forrageiras cultivadas nos SACs, obtida por meio de dois cortes das forrageiras cultivadas em SACs durante o monitoramento do sistema.

Trat	Coliformes Totais		
	NMPg <sup>-1</sup>		
	Média geral	1º Corte	2º Corte
SAC1	127,15H	144,10aEFG	110,20bG
SAC2	197,98B	282,10aB	113,87bG
SAC3	128,90GH	136,47aEFG	121,33aFG
SAC4	172,03BCDE	198,07aC	146,00bEFG
SAC5	179,67BCDE	160,93bCDE	198,40aABCD
SAC6	275,85A	350,37aA	201,33bABC
SAC7	140,08FGH	142,77aEFG	137,40aFG
SAC8	172,53BCDE	188,40aCD	156,67bDEF
SAC9	165,90CDEF	102,07bGH	229,73aAB
SAC10	154,73DEFGH	117,47bFGH	192,00aABCD
SAC11	158,25CDEFG	92,17bH	224,33aABC
SAC12	185,93BC	148,17bDEF	223,70aABC
SAC13	156,40CDEFGH	117,20bFGH	195,60aABCD
SAC14	152,90EFGH	121,93bEFGH	183,87aCDE
SAC15	171,15BCDE	151,90bDEF	190,40aBCD
SAC16	184,10BCD	134,43bEFG	233,77aA
SAC17	170,07BCDE	149,63bDEF	190,50aBCD
SAC18	161,72CDEF	119,63bEFGH	203,80aABC

Médias seguidas de mesma letra na coluna maiúscula na coluna, não diferem significativamente entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey. \*Médias seguidas por pelo menos uma mesma letra maiúscula nas colunas indicam que, para os SACs, as datas não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste Tukey. \*Médias seguidas por pelo menos uma mesma letra minúscula nas linhas indicam que, para as datas, os SACS de cargas orgânicas avaliadas não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste Tukey.

No primeiro corte, verifica-se que o capim com maior número de coliformes, foi cultivado no SAC<sub>6</sub> com capim-mombaça, com a taxa de aplicação de 200 Kg ha<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup> de DBO. Já para o segundo corte, foi observado para o capim tifton-85, com a taxa de 562,5 kg.ha<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup> de DBO. Isso pode estar atribuído a presença de vetores uma vez que o sistema não foi instalado em casa de vegetação, além disso neste estudo as folhas dos capins não entravam em contato com o esgoto.

Segundo Mendonça (2017) a aplicação de água residuária com contaminação de coliformes sobre forrageiras por aspersão pode gerar contaminação as mesmas por algumas horas ou dias, dependendo das condições climáticas e principalmente temperatura.

No entanto a partir do número mais provável (NMP) foi analisado a quantidade de coliforme total e termotolerantes (*Escherichia coli*) no tecido vegetal das três espécies de forrageiras. Assim foi verificado presença apenas de coliformes totais nas plantas e assim não apresentaram presença de coliformes termotolerantes em nenhuma das forrageiras utilizadas.

Isso pode ter ocorrido devido ao tipo de fluxo adotado (escoamento subsuperficial), ocorrendo o contato das forrageiras ao efluente apenas pelas raízes, dificultando assim a contaminação das plantas, fato semelhante ao justificado por Mendonça (2017) quando aplicou água residuária por meio de gotejamento subsuperficial, notando difícil contato do efluente a superfície do solo e ao tecido vegetal e assim apresentando como resultado a menor contaminação pelas plantas.

Fato verificado também por Vidigal (2017) ao utilizar esgoto tratado na fertirrigação de pimenta Dedo-de-Moça Amarela, não detectando contaminação tanto na polpa dos frutos quanto para sementes.

Desse modo, notam-se que os sistemas utilizando o fluxo do tipo subsuperficial do efluente nesse estudo ocorreram menor contaminação das plantas trazendo benefícios como proteção para quem utiliza o método de tratamento do efluente.

## **PRODUTIVIDADE E QUALIDADE SANITÁRIA DO MILHO FERTIRRIGADO COM ESGOTO DOMÉSTICO TRATADO**

O milho é produzido em praticamente todo o território nacional, destacando-se como cultura de insumo destinado tanto para consumo humano quanto animal e vêm se destacando como o terceiro maior produtor e exportador do mundo (CONAB, 2018), principalmente pela contribuição de seu tamanho, elevada área foliar e sua fisiologia, é considerado o cereal mais eficiente para produção de espigas verdes bem como para a produção de grãos (RIBEIRO, 2017).

É uma cultura que se adequa bem aos diversos tipos de solos, porém são indicados principalmente os bem drenados, com boa capacidade de retenção de água, nutrientes e matéria orgânica, boa estrutura sendo de textura média ou argilosos, e com pH em torno de 6.0 a 7.0, mas também sem restrição aos solos pouco alcalinos (TEMBE, 2014).

A utilização de esgoto sanitário tratado ou não na agricultura, pode ser fonte de nutrientes para o sistema solo-planta, possibilitando a redução de uso de adubos minerais (KIHILA *et al.*, 2014), além disso a agricultura orgânica induz a melhoria e conservação do solo (LISBOA *et al.*, 2019).

Como vantagens desse aproveitamento para fins agrícolas, também estão fundamentadas na certeza de sua disponibilidade durante todo o ano, principalmente em cidades contempladas com rede de esgotamento sanitário, e na redução dos custos de seu tratamento (MOYO *et al.*, 2015; MARQUES *et al.*, 2017).

No entanto de acordo com Mendes *et al.* (2016) o principal risco no reuso agrícola de efluente tratado encontra-se na possível contaminação microbiológica de culturas, quando a eficiência de desinfecção dos sistemas de tratamento não é alcançada.

Portanto, de acordo com West (2018) deve-se atentar ao grau de tratamento de esgoto sanitário afim de garantir a segurança do uso desta fonte, já em relação a maior produtividade em culturas segundo Souza *et al.* (2015) evidências apresentam direta relação com o fornecimento de nutrientes presentes no esgoto doméstico, e de acordo com Simões *et al.* (2013) o aumento na atividade microbiológica do solo.

Por outro lado, a presença de microorganismos patogênicos em efluentes não indicam contaminação imediata antes que ocorra alguma contaminação, assim o real risco de acontecer contaminação de indivíduo depende de vários fatores como: condições ambientais para sobrevivência e desenvolvimento, a resistência desses microrganismos ao tratamento de esgoto utilizado, o volume aplicado e seu grau de patogenicidade, assim como o grau de exposição humana aos focos de transmissão (ONOFRE *et al.*, 2017).

Dentre os principais fatores que causam a contaminação dos vegetais pode-se citar o contato com o solo, a água de irrigação, embalagens de transporte, animais, água de lavagem, insetos, poeira assim segundo Dantas (2015), os microrganismos patogênicos e deteriorantes podem contamina-los durante as fases de manipulação deste vegetal, ou seja, na pré e pós-colheita.

Na Tabela 18, estão apresentados a ANOVA para os parâmetros coliformes totais (CT) e produtividade (PROD), verificam-se que os tratamentos foram de grande significância para o parâmetro produtividade, já para coliformes apresentaram baixa significância.

Tabela 18- Quadro de análise de variância para coliformes totais e produtividade do milho fertirrigado com esgoto doméstico.

FV	GL	Quadrado médio	
		CT	PROD
Tratamentos	3	144338,8 <sup>#</sup>	0,17***
Resíduo	8	119722,4	0,01
Coefficiente de Variação		28,902	3,509

ns, \*\*\*, \*\*, \* F não significativos, significativos a 0,1%, 1%, 5%, 10% respectivamente.  
CT= coliformes totais; PROD= produtividade.

Segundo Silva *et al.* (2017) um dos índices mais significativos responsáveis por simbolizar contaminação sanitária é o uso de *E. coli* o qual é mais significativo que o índice de coliforme total, devido a restrição ao trato intestinal de animais de sangue quente pela *E. coli*.

Sendo assim, a detecção de teores de coliformes pode estar relacionada a existência de microrganismos patogênicos responsáveis pela volta de doenças como febre tifoide e paratifoide, desintéria bacilar e cólera, transmitidas/proliferadas via veiculação hídrica as quais já eram erradicadas, pelo contato direto com a água ou indireto via alimentos contaminados (LECT, 2017).

Devido grande importância, foi realizado a determinação de coliformes termotolerantes nos grãos de milho, com intuito de verificar o padrão sanitário do vegetal assim foi possível notar que todos os tratamentos avaliados apresentaram ótima qualidade sanitária (Tabela 19).

Tabela 19- Resultados de coliformes termotolerantes nos grãos de milho fertirrigado com esgoto doméstico.

Tratamentos	Coliformes Termotolerantes (NMP g <sup>-1</sup> )
1	<0,1
2	<0,1
3	<0,1
4	<0,1

1-Testemunha (sem aplicação de esgoto); 2- com aplicação de 150 kg ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup> de sódio pelo efluente tratado; 3- com aplicação de 300 kg ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup> de sódio pelo efluente tratado; 4- com aplicação de 150 kg ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup> de sódio pelo esgoto bruto.

Tais resultados podem ter ocorrido devido ao método de fertirrigação utilizado, o qual foi o localizado via gotejo e esse ser de grande relevância para que não ocorra contato direto

com a parte aérea da cultura e ao próprio fruto ao efluente utilizado. Visto que existem grande presença de microrganismos no efluente e além disso têm-se a característica da espiga de milho, a qual é envolvida por palhas dificultando o acesso de agentes contaminados como insetos e/ou vento no próprio grão.

Tal fato foi semelhante ao relatado por Mendonça (2017) que notou ao realizar a aplicação de efluente via gotejamento, mesmo com elevado teor de coliformes não chegou a atingir a parte aérea servindo como uma proteção da planta e de quem dela se beneficia.

Batista *et al.* (2017) observaram que os frutos produzidos não apresentaram nenhuma contaminação por coliformes totais em nenhum dos tratamentos, justificaram assim o ocorrido pela distância dos frutos ao local de aplicação do esgoto, comparando as características microbiológicas de frutos de mamoeiros produzidos com irrigação de água de abastecimento (AA) e esgoto doméstico tratado em tanque séptico e seguido de filtros anaeróbios (AE).

Por outro lado, Dantas *et al.* (2014) utilizando aplicação do efluente tratado através de lagoas de estabilização em rabanete verificaram a presença desses agentes no vegetal, no entanto afirmaram que os resultados obtidos enquadraram conforme os padrões aceitos pela Resolução ANVISA nº 12 de 2001, tornando viável o reuso deste efluente quando tratado, nas condições vivenciadas no experimento.

Já Mendes *et al.* (2016) notaram em seu estudo a ocorrência de contaminação tanto para rabanete quanto para o solo, atribuindo ao fato de a possível água de irrigação estar contaminada devido eventual deficiência no sistema de tratamento, visto que o mesmo não foi projetado para remoção desses microrganismos.

Portanto, foi constatado em relação ao uso de efluente tratado via fertirrigação para a cultura do milho, que os grãos apresentam boa qualidade sanitária podendo ser consumido mesmo *in natura*, assim como verificado também pelos autores Salgado *et al.* (2018), Vidigal (2017), Dantas (2015) e Oliveira *et al.* (2013) e atenderam as exigências de padrões de qualidade.

De modo geral, vale destacar que os riscos de contaminações dos recursos ambientais relacionados ao uso de irrigação ou fertirrigação de culturas agrícolas, podem variar de acordo com manejo empregados na cadeia produtiva, tendo como preocupação principal o solo, tipo de plantação/cultura/espécie e os métodos de irrigação utilizados (SILVA, 2018).

- **Produtividade do milho**

A atividade fotossintética da planta, depende de fatores como: área foliar e tempo de permanência das folhas em plena atividade na planta, assim o aumento ou redução destes,

podem alterar a atividade fisiológica a qual afeta diretamente na produtividade de grãos da cultura de milho (SILVA *et al.*, 2018).

Dentre os principais fatores de redução na produtividade, os baixos teores dos macronutrientes N e P dos solos destacam-se, já como dependência a alta produção tem-se a fertilização do solo e da nutrição mineral das plantas (SILVA *et al.*, 2014).

Desse modo na Tabela 20 estão apresentados os resultados de produtividade do milho fertirrigado com esgoto doméstico. Os tratamentos foram realizados com base no aporte de sódio do efluente sendo as doses aplicadas no solo de 150 e 300 Kg.ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup> com efluente tratado que apresentou melhor desempenho entre os sistemas alagados construídos, o tratamento testemunha (sem aplicação) e tratamento com aplicação de esgoto bruto seguindo a recomendação de 150Kg ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup> de Na<sup>+</sup> conforme proposto por Matos (2014).

Tabela 20- Produtividade média (Ton.ha<sup>-1</sup>) do milho fertirrigado com esgoto doméstico.

<b>Tratamentos</b>	<b>Produtividade (Ton.ha<sup>-1</sup>)</b>
1	3,0A
2	2,9A
3	3,0A
4	2,5B

1-Testemunha (sem aplicação de esgoto); 2- com aplicação de 150 kg há<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup> de sódio pelo efluente tratado; 3- com aplicação de 300 kg há<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup> de sódio pelo efluente tratado; 4- com aplicação de 150 kg há<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup> de sódio pelo esgoto bruto.

Médias seguidas de mesma letra na coluna maiúscula na coluna, não diferem significativamente entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Verificam para os tratamentos 1, 2 e 3 que não apresentaram diferenças significativas entre si, diferindo apenas quanto ao tratamento 4 (150 kg. ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup> de Na<sup>+</sup> presente no esgoto bruto) o qual apresentou a menor média de produtividade.

Tal fato foi diferente ao obtido por Santos *et al.* (2016c) ao utilizarem esgoto doméstico via fertirrigação, os quais puderam observar que a produtividade das plantas de algodão com aplicação de água residuária bruta (ARB) foi superior ao da testemunha, tendo como justificativa a fertirrigação com efluente acrescentar maiores quantidades de N e P ao solo, mas foi semelhante a este estudo em relação aos tratamentos irrigados com água residuária tratada, pois apresentaram valores de produtividade semelhantes ao da testemunha também.

Segundo Bortoni (2016) efluentes sanitários são constituídos de sólidos orgânicos suspensos e gorduras, estes apresentam grande relevância caso inseridos no solo em volumes exagerados, uma vez que podem ocasionar o entupimento dos macroporos nas camadas superficiais do solo causando o seu selamento, e conseqüentemente uma possível erosão e



lixiviação de nutrientes, além de perdas de solo o empobrecimento do mesmo quanto a quantidade de nutrientes, água e carbono orgânico, essenciais para as plantas (Souza *et al.* 2019).

Por não apresentarem diferenças estatísticas pode-se notar que mesmo aplicando efluente tratado em concentração superior ao estipulado por Matos (2014) para sódio, não houveram dificuldades de desenvolvimento das plantas.

De acordo com Barbosa (2018) a quantidade de sais presentes na água de irrigação e/ou fertirrigação com valores de CE superiores a 3,0 ds. m<sup>-1</sup>, resultam em elevadas quantidades de sais podendo causar sérios danos a planta dependendo do tipo de solo, assim a condutividade elétrica do efluente aplicado nesse estudo foi de 1,10 e 0,71 ds. m<sup>-1</sup> para esgoto bruto e tratado respectivamente, não sendo responsáveis por causar efeito deletério ao solo e a cultura.

Em relação a menor produtividade do milho com a aplicação do efluente bruto mesmo com aplicação de água de irrigação para suprir a quantidade de água necessária para a cultura, pode ter acontecido uma vez que, este efluente apresentava grande quantidades de sólidos os quais constituintes são matéria orgânica e nutrientes, assim a maior parte permaneceu na camada superficial o que pode ter causado o preenchimento dos poros dificultando a aeração do solo.

O ciclo da água no solo apresenta relação direta com a absorção de nutrientes pelas plantas, uma vez que tanto a absorção de nutrientes e água pelas plantas estão relacionadas a aeração do solo, assim quando se tem um solo com poros saturados, pode ocorrer a redução de eficiência do crescimento e da absorção pelas raízes (Pacheco *et al.*, 2017), e conseqüentemente a redução na produtividade.

Com isso, segundo Reddy *et al.* (1979) citado por Souza (2009) os constituintes orgânicos presentes em água residuária apresentam características naturais de fácil degradação (mineralização), permanecendo pouco tempo no solo, o que pode ter sido prejudicial a produtividade da cultura de milho.

Amaral *et al.* (2017) e Resende (2018) ao avaliarem doses de gesso aplicado na cultura do milho cultivado em segunda safra em Latossolo Vermelho Distroférico com condições de ausência de estresse hídrico e presença respectivamente, puderam verificar que as produtividades foram divergentes, resultando em produtividades máximas de 6.480 kg ha<sup>-1</sup> e 2.054,9 kg ha<sup>-1</sup>, ou seja a menor produtividade foi atribuída a falta de água e não as doses aplicadas.

Já Almeida *et al.* (2018) ao utilizar água residuária de suinocultura na fertilização de soja e milho cultivados em solo Latossolo Vermelho Distroférico com alto teor de argila, verificaram que as doses desse efluente atuaram de forma positiva proporcionando ganhos de produtividades tanto para soja quanto para o milho, como verificado pelos autores Prior *et al.* (2015) com notório aumento de produtividade do milho ao utilizar esse mesmo efluente.

Cultivando a cultura oliveira com aplicação de esgoto residencial tratado Bedbadis *et al.* (2015) obtiveram um aumento de 40,7% na produção. Desse modo, assim como Ben *et al.* (2018) concluíram que o uso de água residuária proporcionam alto rendimento produtivo, além de afetar diretamente nas quantidades de fertilizantes a base de nitrogênio e fósforo a serem utilizadas, a destinação de efluentes proporcionam aumentos na produtividade.

Segundo Caovilla *et al.* (2010) citado por Costa (2017) volumes altos de água residuária de suinocultura podem causar a lixiviação de nutrientes básicos, a exemplo de  $\text{Ca}^{2+}$  e o  $\text{Mg}^{2+}$ , sendo trocados por elementos acidificantes e tornando-o com alto nível de acidez, que de acordo com Fiorese *et al.* (2019) apresentam consequências de baixa produtividade das culturas.

Costa (2017) reportou em seu estudo que o macronutriente nitrogênio tem atuado diretamente no aumento imediato e visível da produção de espécies forrageiras, uma vez que o aporte de N oriundo da matéria orgânica não executa tal função de modo ao atendimento total exigido pelas forrageiras.

Assim, de acordo com Leal (2007) a alta concentração de  $\text{Na}^+$  presente no esgoto doméstico tratado (EDT) pode promover um desequilíbrio na disponibilidade de outros nutrientes como por exemplo o K, que do ponto de vista agrícola deve ser corrigido via aplicação de adubo químico.

A aplicação de efluentes na agricultura proporcionam vários benefícios ambientais, com isso, vêm sendo classificado como prática sustentável, as quais contribuem para evitar os descartes inadequados nos recursos hídricos, bem como atuam na redução de uso de fertilizantes e custo ao fornecer nutrientes essenciais as culturas, no entanto têm como principal fator limitante ao reuso o risco para saúde humana e ambiental quando dispostos inadequadamente (BARBOSA, 2018).

Lanza (2018) ao utilizar lodo de esgoto compostado na substituição da adubação química no cultivo de laranjeira, verificou que o uso pode suprir a exigência nutricional da cultura e a irrigação com água residuária suplementar a nutrição, promovendo assim a reciclagem dos resíduos e redução de custos.

Oliveira *et al.* (2013) verificaram com uso de esgoto tratado que houve aumentos significativos na produção média e produtividade estimada da moranga, comparando-a com a cultura não irrigada, além disso produziram frutos em quantidade e qualidade sanitária satisfatórios.

Assim como Barbosa (2014) avaliando a produção de cana de açúcar via gotejamento subsuperficial com esgoto doméstico tratado, pôde concluir que sua utilização propicia incrementos na produção de colmos em relação ao cultivo não irrigado.

Por outro lado, Alves *et al.* (2018) utilizando a técnica de fertirrigação com uso de esgoto doméstico tratado na cultura do milho com os seguintes tratamentos T0: água limpa e cobertura com adubação mineral; T1: 50%; T2: 100%; T3: 150%; T4: 200% do potássio em cobertura via água residuária sanitária tratada, notaram que não houveram diferenças significativas entre os tratamentos avaliados, ou seja, mesmo com maior dose de efluente não inferiram na produtividade do milho, concluindo que o mesmo não contribui para aumento na produtividade e atribuíram ao fato que a quantidade de nutrientes já contidos no solo interferem diretamente nos resultados.

Já Lopes (2018) ao avaliar a produtividade de abacateiro com doses crescentes de lodo de esgoto verificou que as mesmas levaram a ocorrência de um decréscimo linear na produtividade acumulada, justificando tal ocorrido pela sensibilidade da cultura a toxidez por Cloro.

Silva (2018) ao avaliar o efeito da aplicação de esterco bovino na produção de grãos de milho em quatro anos de avaliação, sendo dois de aplicação do esterco e dois com efeito residual, pôde notar ao aumentar as doses de esterco o maior fornecimento de micronutrientes os que influenciou na produção.

- **Análises físicas do solo (DS, DP, VTP, K0)**

Devido diversas crises hídricas no mundo reduzir o volume de água destinado as atividades produtivas, o reuso agrícola têm sido reportado como alternativa (WEST, 2018) ambientalmente adequada e sustentável. Assim, é de grande importância avaliar as propriedades físicas de um solo, uma vez que serve para caracterizar o ambiente o qual será responsável por possibilitar o desenvolvimento e crescimento radicular das plantas (SANTOS, 2015).

Fertilizantes são substâncias minerais ou não, de origem natural ou artificial, que possuem nutrientes essenciais para desenvolvimento vegetativo das culturas, quando utilizadas em volumes técnicos recomendados para correção de deficiências nutricionais do solo e da

cultura, atuam de forma benéfica como o aumento na produção agrícola (CRUZ; PEREIRA; FIGUEIREDO, 2017). No entanto, quando mal manejada essa atividade pode promover riscos para a produção das culturas, ocasionados principalmente pela degradação dos atributos físicos do solo (SILVA, 2018).

Deste modo, uma possível alternativa de melhoria para fertilidade do solo e nutrição das plantas, vêm sendo o uso de adubação orgânica no lugar de adubos químicos, a qual viabiliza e propicia a incorporação de matéria orgânica no solo, atuando de forma benéfica para condições físicas e químicas dos solos (FIORESE *et al.*, 2019).

Porém a aplicação de água residuária, quando disposta de maneira inadequada pode ocasionar o aumento da concentração de sódio nos solos (OLIVEIRA, TAVARES FILHO e BARBOSA, 2016) o que atua como fator limitante quanto ao reuso na agricultura, assim deve ser utilizado com base no aporte do nutriente no efluente.

Por se tratar de um nutriente presente nos sítios das argilas, quando em excesso ocasiona a baixa atração entre as partículas e dispersão entre os minerais, podendo em alguns casos causar o carreamento de frações de argilas, as quais são depositadas nos espaços vazios do solo e promover o selamento superficial de uma camada, tendo como consequência problemas quanto a diminuição da infiltração de água, baixa estabilidade dos agregados, aumento na densidade e risco de erosão (RAIJ, 1991; SILVA, 2018).

Deste modo, por apresentar direta influência nas reações biológicas e químicas do sistema solo-planta, bem como nas características de retenção de água, resistência a penetração e desenvolvimento de raízes, a qualidade física do solo atua como indicadora de sustentabilidade (PACHECO *et al.*, 2017; SILVA, 2018).

Com isso, na Tabela 21 estão apresentados os valores referentes a variação dos atributos físicos do solo em função do tempo, representados por Densidade do solo (ps), Densidade de partículas (DP), Volume total de poros (VTP) e Condutividade hidráulica (K0).

Tabela 21- Variação dos atributos físicos do solo representados por Densidade do solo (ps), Densidade de partículas (DP), Volume total de poros (VTP) e Condutividade hidráulica (K0), fertirrigado com efluente doméstico em função dos dias após semeio.

DAS	ps (g.cm <sup>-3</sup> )	DP (g.cm <sup>-3</sup> )	VTP (cm <sup>-3</sup> .cm <sup>-3</sup> )	K0(cm.h <sup>-1</sup> )
50	1,49A	2,63B	0,4316C	2,2638B
90	1,37B	2,57B	0,4662B	3,5798B
110	1,29C	2,73A	0,5278A	11,7788A

DAS- dias após o semeio do milho. Médias seguidas de mesma letra na coluna maiúscula na coluna, não diferem significativamente entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Em relação ao parâmetro densidade do solo, não foram verificadas diferenças estatisticamente significativas referente a alteração neste parâmetro pelas doses aplicadas, assim como reportado por Almeida *et al.* (2018) ao avaliarem o uso de água residuária de suinocultura, mesmo variando a densidade do solo de 1,25-1,60 Mg.m<sup>-3</sup> cultivado com soja e milho.

Observa-se devido aporte de íons pela água de irrigação bem como de matéria orgânica e nutrientes contidos na água residuária doméstica, que estes atuaram de forma positiva para estruturação do solo, resultando na redução da densidade do solo e conseqüentemente aumento da porosidade total e assim nos demais parâmetros, como reportado por Silva (2018) com uso de esterco em seu estudo.

Nota-se neste estudo que ocorreram reduções no parâmetro densidade do solo com aplicação do esgoto doméstico ao longo do tempo, fato verificado por Bortoni (2016) ao utilizar água residuária em solo ocorre a redução da densidade do solo do mesmo, como efeito imediato, pela propriedade do efluente possuir menor densidade, uma vez que é constituído em grande quantidade de matéria orgânica.

Visto que a inserção de matéria orgânica via efluentes no solo atuam como destinação adequada deste, pode-se considerar que a aplicação da água residuária é de extrema importância para melhoria no solo, e assim tornar prática adequada de reuso. Desse modo, tanto os resultados de densidade e conteúdo de água no solo, apresentam grande importância, visto que estão diretamente ligados a porosidade de aeração de acordo com Stefanoski *et al.* (2013).

Segundo Vasconcelos *et al.* (2014) as propriedades físicas do solo apresentam relação direta com a produtividade das culturas e sustentabilidade dos ecossistemas, por isso vêm sendo estudada por diversos países. Nota-se que a densidade variou de 1,29 a 1,49 g.cm<sup>-3</sup>, estando no intervalo entre 1,1 a 1,6 Mg.m<sup>-3</sup> que de acordo com Kiehl (1979) é classificado como solos minerais.

De acordo com Paulino *et al.* (2011) desde a ocupação ao tipo de movimentação do solo, ou seja, uso e manejo do solo para as atividades agrícolas é comum na parte superior do perfil encontrar-se camadas mais compactadas.

Cardoso *et al.* (2016) afirmaram em seu estudo que ocorrem necessidades de adoção de práticas adequadas para melhorar a qualidade física do solo, ao avaliar um solo de pastagem na região Sudeste de Goiás afim de melhorar a estrutura deste, visto que os valores de densidade aparente variaram de 1,18 a 1,59 Kg.dm<sup>-3</sup> e até mesmo em grande parte da área apresentaram

valores críticos de densidade superior a  $1,60 \text{ kg.dm}^{-3}$ , atribuindo a este valor características de dificultar o desenvolvimento e penetração das raízes em solos argilosos (KIEHL, 1979).

Melo *et al.* (2019) ao avaliarem aplicação de vinhaça em solo cultivado com plantas de sorgo biomassa e o sacarino, não verificaram influência a curto prazo na camada de 0 a 20 cm para densidade do solo, justificando o ocorrido devido ao preparo do solo próximo a data de amostragem.

Bartoni (2016) ao avaliar o “Efeito residual da fertirrigação com água residuária de bovinocultura na qualidade de um solo”, pôde verificar que o uso desse efluente traz efeitos significativos para qualidade do mesmo, bem como a disponibilidade de nutrientes essenciais para o crescimento de plantas, no entanto referente a doses de água residuária com alto teor de sódio, este verificou a ocorrência de menor desenvolvimento da cultura de rabanete, reportando a viabilidade de aplicação desde que use concentrações/doses adequadas à cultura e ao solo.

Pacheco *et al.* (2017) puderam verificar em seu estudo cultivando milho e aveia preta com aplicação de lâminas com efluente de suinocultura, a redução da densidade do solo culminado ao aumento da macroporosidade, justificando o ocorrido ao crescimento do sistema radicular de aveia preta inferir na estrutura.

Fato semelhante a estudo, ocorrendo a redução da densidade do solo e conseqüentemente houve o aumento no volume de poros, densidade de partículas e condutividade hidráulica, tendo como possível explicativa a inserção de matéria orgânica no solo, bem como o desenvolvimento das raízes da planta de milho.

Contraditório a este estudo, Fontana *et al.* (2016) no trabalho intitulado “Características e atributos de Latossolos sob diferentes usos na região Oeste do Estado da Bahia”, puderam verificar que em diversos usos, houveram o aumento da densidade do solo (Ds) que culminou na redução de volume total de poros (VTP) e atribuíram ao fato da ocorrência de horizontes compactados.

Assim, a matéria orgânica presente nos efluentes apresentam grande importância quando se tratam de aplicação no solo, uma vez que em sua maioria apresentam baixas concentrações, por atuar de forma direta e indireta nas propriedades físicas, reduzindo a densidade e a resistência à penetração, e por outro lado aumentando o índice de agregação, aeração e drenagem interna do solo, tornando-o menos denso, aumentando a infiltração da água, e melhorando a estrutura do solo (KIEHL,1985; OLIVEIRA, TAVARES FILHO & BARBOSA, 2016; SILVA, 2018).

No entanto, além de matéria orgânica, os sais também são constituintes das águas residuárias e com isso o excesso desses no solo, principalmente o sódio, podem inferir de modo prejudicial para as plantas, causando toxidez, deficiência nutricional e até degradação da estrutura do solo, reduzindo a disponibilidade de água para as culturas e comprometendo diretamente seu uso para a agricultura (SOUZA *et al.*, 2016; SOUZA, 2016).

Na Tabela 22, estão apresentados os valores médios obtidos para densidade de partículas ( $\text{g.cm}^{-3}$ ) e Volume total de poros ( $\text{cm}^{-3}.\text{cm}^{-3}$ ) do solo fertirrigado com efluente doméstico, em função dos tratamentos e as diferentes profundidades avaliadas.

Tabela 22- Variação da Densidade de Partículas ( $\text{g.cm}^{-3}$ ) e Volume total de poros ( $\text{cm}^{-3}.\text{cm}^{-3}$ ) do solo fertirrigado com efluente doméstico, em função dos tratamentos e das profundidades.

Tratamentos	Densidade de Partículas ( $\text{g.cm}^{-3}$ )		Volume Total de Poros ( $\text{cm}^{-3}.\text{cm}^{-3}$ )	
	0-20 cm	20-40 cm	0-20cm	20-40cm
1	2,60abB	2,68aA	0,47abA	0,48aA
2	2,58abB	2,68aA	0,49abA	0,48aA
3	2,53bB	2,73aA	0,44bB	0,50aA
4	2,62abA	2,69aA	0,47abA	0,48aA

1=Testemunha, sem aplicação de efluente; 2= aplicação de 150  $\text{Kg.ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$  do esgoto Tratado; 3= aplicação 300  $\text{Kg.ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$  do esgoto Tratado; 4= aplicação de 150  $\text{Kg.ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$  do esgoto bruto. \*Médias seguidas por pelo menos uma mesma letra maiúscula nas colunas indicam que, para as profundidades, os tratamentos não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste Tukey. \*Médias seguidas por pelo menos uma mesma letra minúscula nas linhas indicam que, para as os tratamentos, as profundidades avaliados não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste Tukey.

Nota-se que houveram diferenças significativas em relação as doses aplicadas apenas referente a profundidade de 0-20 cm, tendo a menor média obtida para o tratamento 3 com aplicação de 300  $\text{Kg. ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$  de  $\text{Na}^+$ , já em relação a profundidade de 20 a 40 cm, não houveram diferenças significativas entre os tratamentos avaliados, no entanto, nota-se que o tratamento 4 apresentou maior valor de densidade e volume de poros.

Uma possível explicação para isso pode estar relacionado ao método de irrigação utilizado, bem como a quantidade de matéria orgânica presente no efluente e culminado á isso têm-se a densidade do solo aos 50 dias que apresentou maior média, inferindo em redução de volume de poros o que pode ter aumentado os microporos e assim influenciado na retenção de água, como já explicado por Fontana *et al.* (2016), quando a densidade do solo aumenta consequentemente o volume de poros reduzem.

Pacheco *et al.* (2017) verificaram que o aumento das taxas de aplicação interferem na redução tanto da macroporosidade quanto da porosidade total e no aumento na quantidade de

microporos do solo, referindo ao ocorrido devido a possibilidade de entupimento dos macroporos causados por sólidos e matéria orgânica ou pela lixiviação de partículas pequenas que encontram-se na superfície do solo.

Sandri e Rosa (2017) ao avaliar os atributos químicos do solo fertirrigado com esgoto tratado, fertirrigação convencional e água de poço, verificaram que houveram aumentos de matéria orgânica no perfil do solo em todos os tratamentos, tendo as maiores elevações na camada de 20 a 40 cm quando utilizado o gotejo, já em relação a camada de 0 a 20 cm houve maior concentração quando utilizado a microaspersão.

West (2018) verificou baixa influência quando refere as fontes de irrigação utilizadas, já em relação a comparação entre a testemunha e os tratamentos com aporte de efluentes juntamente com composto orgânico, notou redução na densidade aparente e densidade real, o que ocasionou o aumento da porosidade total, justificando tal fato ao aumento na matéria orgânica do solo e assim promovendo melhorias na estrutura do mesmo.

Oliveira, Tavares Filho & Barbosa (2016) reportaram em seu estudo, diversos trabalhos que constataram que o uso de água residuária via fertirrigação melhoram as condições físicas do solo, uma vez que seu aporte aumenta o teor de matéria orgânica, refletindo em melhoramento da estrutura do solo assim como retenção de água.

Por outro lado, Barbosa (2014) ao avaliar o uso de esgoto doméstico tratado na produção de cana via gotejo subsuperficial, não obtiveram alterações a curto prazo na qualidade do solo ao avaliar os indicadores físicos, químicos e microbiológicos do solo para sistema agrícola.

Almeida *et al.* (2018) também não verificaram alterações significativas quanto a porosidade, atribuindo ao ocorrido a baixa quantidade de sólidos presente no efluente utilizado. Ainda segundo estes autores, a alteração deste parâmetro ocorre quando se têm o aporte de resíduos sólidos com alta carga de matéria orgânica.

De acordo com Rupollo (2016) os fatores permeabilidade e condutividade hidráulica do solo, estão diretamente relacionados a densidade do solo e disposição de poros, devido as camadas compactadas podem dificultar o fluxo de água e ar dentro do solo gerando prejuízo ao sistema radicular da planta e a redução do potencial produtivo.

Na Tabela 23, foram apresentados os resultados médios de condutividade hidráulica (K<sub>0</sub>) do solo fertirrigado com efluente doméstico, pode-se verificar que os tratamentos com aplicação de esgoto tratado e bruto não diferiram entre si, apresentando baixos valores em relação ao tratamento testemunha, o que possivelmente foi causado devido a inserção de matéria orgânica via fertirrigação.



Tabela 23- Condutividade hidráulica (k0) do solo fertirrigado com efluente doméstico.

Tratamentos	K0(cm.h <sup>-1</sup> )
1	8,6302A
2	5,5857B
3	4,5426B
4	4,7380B

1=Testemunha, sem aplicação de efluente; 2= aplicação de 150 Kg.ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup> do esgoto Tratado; 3= aplicação 300 Kg.ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup> do esgoto Tratado; 4= aplicação de 150 Kg.ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup> do esgoto bruto. Médias seguidas de mesma letra na coluna maiúscula na coluna, não diferem significativamente entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Nota-se que o tratamento com maior taxa de aplicação (300 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> de Na<sup>+</sup>), apresentou menor média de condutividade hidráulica, mesmo não diferindo dos tratamentos com aporte de 150 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> de Na<sup>+</sup>, isso pode estar relacionado a aplicação de matéria orgânica e sólidos presentes na água residuária doméstica, uma vez que de acordo com Pacheco *et al.* (2017) o preenchimento dos macroporos podem reduzir a infiltração de água no solo, causar aumento de escoamento e conseqüentemente perdas de solo por meio de uma erosão e/ou por compactação quando submetido a trânsito de máquinas pelo local.

Salgado *et al.* (2018) utilizando esgoto doméstico tratado na fertirrigação da cultura de melancia, verificaram que mesmo com aplicação do efluente no solo, não o tornou sódico e nem causou efeito deletério para o solo ou às plantas. Estes autores reportam que a ocorrência de sodicidade em solo pode provocar dispersão de argilas influenciando na condutividade hidráulica do mesmo, uma vez que o desprendimento de partículas pode em conjunto com a movimentação da água pelo solo ocorrer lixiviação e causar o entupimento de poros.

Um dos atributos causadores da maior degradação do solo é a compactação, em grande parte provocada por tráfego de máquinas agrícolas e animais, por modificar de forma direta os atributos físicos, causando por exemplo: aumento na densidade e na condutividade hidráulica segundo West (2018).

Souza *et al.* (2017) relataram que os sólidos podem atuar na redução da condutividade hidráulica, no entanto dependem de alguns fatores como: quantidade presente na água residuária, tipo de clima, volume aplicado e tipo de solo. Assim, por ter utilizado o manejo e filtragem do efluente antes da aplicação, estes autores não constataram interferências negativas quanto a aplicação de água residuária de suinocultura no solo para o parâmetro condutividade hidráulica.

Ao buscar informações sobre uso da água residuária da suinocultura Oliveira, Tavares Filho & Barbosa (2016) reportaram em seu estudo autores como Condé *et al.* (2013) e Homem *et al.* (2014) os quais obtiveram em seus resultados aumento na porcentagem de argila dispersa

em água após uso deste efluente, atribuído ao ocorrido ao acúmulo de sódio (Na<sup>+</sup>) no solo e assim promovendo a dispersão de argila.

Paes *et al.* (2014) reportaram em seu estudo que solos minerais são mais passíveis à dispersão dos coloides provocados pelo sódio e diminuição na condutividade hidráulica, assim de acordo com Homem *et al.* (2014) quando o sódio presente no solo apresentam altas concentrações em relação aos nutrientes Ca<sup>2+</sup> e Mg<sup>2+</sup>, podem ocorrer a degradação da estrutura do solo, inferindo na redução da permeabilidade de gases e água.

Visto que a porosidade do solo pode ser alterada com aporte de resíduos sólidos e com isso, tende a aumentar a microporosidade (ALMEIDA, 2018), nota-se que a aplicação deste efluente no solo melhorou a retenção e infiltração de água no solo, assim como verificado por Oliveira, Tavares Filho & Barbosa (2016) sendo verificado para testemunha a maior condutividade hidráulica nesse estudo. Assim, o tratamento com menor condutividade hidráulica, foi o que teve aporte de 300 kg.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> de Na<sup>+</sup>, podendo estar atrelado ao maior volume de efluente aplicado neste tratamento.

Já na Tabela 24, foram apresentados os valores referentes a condutividade hidráulica (cm.h<sup>-1</sup>) do solo fertirrigado com efluente doméstico, em função das datas de monitoramento e profundidades.

Tabela 24- Variação média de condutividade hidráulica (cm.h<sup>-1</sup>) do solo fertirrigado com efluente doméstico, em função das datas de monitoramento e profundidades.

DIAS	CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA - K0 (cm.h <sup>-1</sup> )	
	0-20cm	20-40cm
50	1,91aB	2,63aB
90	3,01aB	4,15aB
110	14,34aA	9,22bA

\*Médias seguidas por pelo menos uma mesma letra maiúscula nas colunas indicam que, para as profundidades, as datas não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste Tukey.

\*Médias seguidas por pelo menos uma mesma letra minúscula nas linhas indicam que, para as datas, as profundidades avaliados não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste Tukey.

Nota-se que as menores médias foram observadas na profundidade de 0-20 cm, em exceção a data de 110 dias, assim como verificado por Fontana *et al.* (2016) em solos sob cultivo os quais ao avaliar a condutividade hidráulica saturada de solos com diferentes usos, puderam constatar que a condutividade hidráulica apresenta-se inversamente proporcional a profundidade atrelando a isso a densidade do solo obtida, exceto quando referiram ao cultivo de feijão irrigado. Ainda neste estudo, houve a constatação que Latossolos destinados a uso

agrícola em sua camada superficial possuem menores valores quando comparado aos solos de cerrado.

Em relação a profundidade de 20 a 40 cm, pode-se dizer que houve uma relação quadrática em relação ao tempo, uma vez que ocorreu um aumento na condutividade e o aumento com o tempo pode ter ocorrido devido a incorporação ou mesmo lixiviação dos sais presentes no esgoto doméstico utilizado.

Silva *et al.* (2017) ao avaliarem a “distribuição de sódio no perfil de um solo fertirrigado com água residuária de suinocultura”, puderam verificar que o ISNa apresentou relação linear negativa com a profundidade, os quais atribuíram ao fato da irrigação e fertirrigação ocorrer diariamente e além da densidade de raízes nas camadas superficiais e quadrática em relação ao tempo, com possível explicação devido ao fato do aporte de sais contidos na água residuária e da adubação no solo, serem incorporados/absorvidos pela cultura e/ou lixiviados pela água de irrigação ao longo do monitoramento (tempo).

Entretanto, Paes *et al.* (2014) apresentaram resultados onde o aumento de condutividade hidráulica, está diretamente relacionado com a diminuição da percentagem de saturação de sódio e com o aumento da condutividade elétrica da solução.

Homem *et al.* (2014) reportaram que o aumento de teores de sódio e o índice de saturação por sódio (ISNa) têm sido direcionados como possíveis causadores de modificações no atributo condutividade hidráulica do solo, sendo dependente da concentração total dos sais na solução, volume e frequência de aplicações acarretando a lixiviação deste cátion.

Assim, o aumento da concentração de  $\text{Na}^+$  de acordo com Barbosa (2018) depende principalmente das concentrações de  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$ , os quais reduzem a adsorção de  $\text{Na}^+$  quando em altas concentrações, visto que segundo Fiorese *et al.* (2019) o cálcio ajuda na redução da acidez, aumentando a disponibilidade de nutrientes, o desenvolvimento vegetativo e a atividade microbiana.

## 4. CONCLUSÃO

### ETAPA 1

- Os sistemas mostraram capacidade de amortecer altas cargas de aplicação;
- Todas cultivares utilizadas apresentaram bom desenvolvimento e inexistência de senescência;
- Em relação aos efluentes tratados nos sistemas alagados construídos, conclui para os parâmetros:

- Potencial hidrogeniônico (pH), o melhor desempenho de redução foi obtido com o sistema SAC<sub>16</sub>, com as características taxa de aplicação superficial de 562,5 kg DBO<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup>, TDH: 1 dia e capim: Tifton-85;
- Condutividade elétrica (CE), o melhor desempenho de redução obteve-se para o sistema SAC<sub>7</sub> com as características: taxa de aplicação superficial de 300 kg DBO<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup>, TDH: 1,9 dias e capim: Mombaça;
- Sólidos totais, o melhor desempenho de redução ocorreu no sistema SAC<sub>10</sub>, com as características: taxa de aplicação superficial: 140,63 kg DBO<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup>, TDH: 4 dias e capim: Elefante;
- Turbidez, verificou melhor desempenho de redução no sistema SAC<sub>10</sub>, com as características: taxa de aplicação superficial de 140,63 kg DBO<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup>, TDH: 4 dias e capim: Elefante;
- Para o parâmetro Demanda bioquímica de oxigênio, verificou melhor desempenho de redução no sistema SAC<sub>3</sub>, com as características: taxa de aplicação superficial: 100 kg DBO<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup>, TDH: 5,6 dias e capim: Tifton;
- Nitrogênio total, o melhor desempenho referente a redução deste, ocorreu no sistema SAC<sub>3</sub> com as características: taxa de aplicação superficial de 100 kg DBO<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup>, TDH: 5,6 dias e capim: Tifton;
- Para o parâmetro Fósforo, verificou melhor desempenho de redução no sistema SAC<sub>10</sub>, com as características: taxa de aplicação superficial de 140,63 kg DBO<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup>, TDH: 4 dias e capim: Elefante;
- Para o parâmetro Potássio, verificou melhor desempenho de redução no sistema SAC<sub>10</sub>, com as características: taxa de aplicação superficial de 140,63 kg DBO<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup>, TDH: 4 dias e capim: Elefante;
- Para o parâmetro Amônio, verificou melhor desempenho de redução no sistema SAC<sub>1</sub>, com as características: taxa de aplicação superficial de 100 kg DBO<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup>, TDH: 5,6 dias e capim: Elefante;
- Para o parâmetro Cálcio, verificou melhor desempenho de redução no sistema SAC<sub>17</sub>, com as características: taxa de aplicação superficial de 562,5 kg DBO<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup>, TDH: 1 dia e capim: Mombaça;
- Para o parâmetro Magnésio, verificou melhor desempenho de redução no sistema SAC<sub>12</sub>, com as características: taxa de aplicação superficial de 140,63 kg DBO<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup>, TDH: 4 dias e capim: Tifton;

- Para o parâmetro Sódio, mesmo não apresentando diferenças significativas entre os tratamentos verificou tendência de melhor desempenho de redução com o sistema SAC<sub>10</sub>, com as características: taxa de aplicação superficial de 140,63 kg DBO<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup>, TDH: 4 dias e capim: Elefante;
- Para o parâmetro Coliformes totais (CT), verificou melhor desempenho de redução nos sistemas SAC<sub>1</sub>, com as características: taxa de aplicação superficial de 100 kg DBO<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup>, TDH: 5,6 dias e capim: Elefante; SAC 4, 5 e 6 com taxa de aplicação superficial: 200; kg DBO<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup>, TDH: 2,8 dias e capim: Tifton 85; Elefante e Mombaça respectivamente; SAC<sub>9</sub> com taxa de aplicação superficial: 300 kg DBO<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup>, TDH: 1,9 dias e capim: Elefante e SACs 10 e 11 com taxa de aplicação superficial: 140,63 kg DBO<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup>, TDH: 5,6 dias e Capim: Elefante e Mombaça, respectivamente.
- Para o parâmetro Coliformes Termotolerantes (CF), verificou melhor desempenho de redução no sistema SAC<sub>3</sub>, com as características: taxa de aplicação superficial de 100 kg DBO<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup>, TDH: 5,6 dias e capim: Tifton.

Visto que os parâmetros Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e coliformes termotolerantes, apresentam maior importância quando em altas concentrações na água residuária, o melhor sistema de tratamento foi o SAC<sub>3</sub>, com os critérios de dimensionamento taxa de aplicação superficial igual a 100 kg DBO<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup>, tempo de detenção hidráulico de 5,6 dias e vegetação o capim-tifton-85.

- Em relação aos fatores físicos, químicos e microbiológicos referentes as forrageiras, têm-se com melhor desenvolvimento:
- Parâmetro matéria seca e pH, verificou melhor resposta e redução de pH pelo capim elefante cultivado no sistema SAC<sub>5</sub>, com as características: taxa de aplicação superficial: 200 kg DBO<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup> e TDH: 2,8 dias;
- Parâmetro nitrogênio, verificou melhor resposta e absorção deste nutriente nos sistemas SAC<sub>7</sub> e SAC<sub>8</sub> ( taxa de aplicação superficial: 300 kg DBO<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup> e TDH:1,8 dias) forrageiras mombaça e tifton respectivamente, SAC<sub>12</sub> (taxa de aplicação superficial: 140,63; kg DBO<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup> e TDH: 4 dias) capim tifton, SAC<sub>13</sub> (taxa de aplicação superficial: 281,25 kg DBO<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup> e TDH: 2 dias) capim tifton e SAC<sub>17</sub> (taxa de aplicação superficial: 562,5 kg DBO<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup> e TDH: 1 dia) capim mombaça;
- Parâmetro fósforo, verificou melhor absorção e desenvolvimento para o capim elefante cultivado no sistema SAC<sub>1</sub>, com as características: taxa de aplicação superficial: 100 kg DBO<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup> e TDH: 5,6 dias;

- Parâmetro potássio, ferro e zinco, verificou melhor resposta e absorção deste nutriente pelo capim tifton-85 cultivado no sistema SAC<sub>12</sub>, com as características: taxa de aplicação superficial: 140,63; kg DBO<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup> e TDH: 4 dias;
- Parâmetro cálcio, não houveram diferenças significativas em relação aos tratamentos avaliados;
- Parâmetro magnésio, verificou melhor resposta e absorção deste nutriente pelo o capim tifton-85 cultivado no sistema SAC<sub>3</sub>, com as características: taxa de aplicação superficial de 100 kg DBO<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup> e TDH: 5,6 dias;
- Parâmetro sódio, verificou melhor resposta e absorção/acúmulo no tecido vegetal deste nutriente pelo o capim elefante cultivado no sistema SAC<sub>18</sub>, com as características: taxa de aplicação superficial de 140,63kg DBO<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup>e TDH: 4 dias;
- Parâmetro cobre, verificou melhor resposta e absorção e acúmulo no tecido vegetal deste nutriente pelo o capim elefante cultivado no sistema SAC<sub>10</sub>, com as características: taxa de aplicação superficial: 140,63 kg DBO<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup> e TDH: 4 dias;
- Parâmetro manganês, verificou melhor resposta e absorção e acúmulo no tecido vegetal deste nutriente pelo o capim tifton-85 cultivado no sistema SAC<sub>16</sub>, com as características: taxa de aplicação superficial: 562,5 kg DBO<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup> e TDH: 1 dia;
- Parâmetro coliformes, verificou melhor resposta e menor acúmulo no tecido vegetal deste nutriente pelo o capim tifton-85 cultivado no sistema SAC<sub>3</sub>, com as características: taxa de aplicação superficial: 100 kg DBO<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>dia<sup>-1</sup> e TDH: 5 dias;
- Os sistemas mostraram capacidade de disponibilizar nutrientes as cultivares utilizadas possibilitando a absorção e alto aporte de nutrientes na parte aérea das forrageiras.
- As taxas de cargas orgânicas aplicadas com melhores resultados de desenvolvimento para diversos parâmetros foram a taxa de aplicação superficial da taxa de 100 kg.ha<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup> de DBO e o tempo de detenção hidráulico de 4 dias;
- Seguindo a ordem de melhor desempenho obtido pelos SACs com a Taxa de 140,6>200>100=562,5> 300 Kg.ha<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup>, e os tempos TDH 4 > 2,8> 5,6> 1> 2=1,8 dias.
- Já a cultura com melhor acúmulo de nutrientes e desempenho foi o capim tifton> capim elefante>capim mombaça, respectivamente.
- Em relação a maior remoção de coliformes, bem como a qualidade fitossanitária da planta, o sistema SAC<sub>3</sub>, cultivado com capim tifton e com menor taxa de aplicação foi o com melhor desempenho.

## ETAPA 2

- Em relação a produtividade, o tratamento com aplicação de esgoto bruto apresentou menor resultado, assim conclui que o aporte de sódio não interferiu na produtividade quando aplicado após tratamento do esgoto, tendo assim a melhor aplicação o tratamento com efluente tratado;
- Os parâmetros físicos avaliados apresentaram alterações em relação ao período de monitoramento, onde a densidade do solo reduziu, levando ao aumento dos demais: volume total de poros, densidade de partículas e condutividade hidráulica, tendo assim uma melhora na estrutura do solo com o incremento de matéria orgânica no solo;
- Todos tratamentos, inferiram de forma significativa apenas quanto a profundidade de 0 a 20 cm, para os parâmetros Densidade de partículas e Volume total de poros;
- Ao utilizar água residuária bruta, têm-se o menor valor de condutividade hidráulica, o que pode acarretar em um possível escoamento superficial dependendo da intensidade de aplicação, principalmente em solos mais argilosos;
- Em profundidade de 20 a 40 cm, o tempo de 110 dias apresentou baixa redução na condutividade hidráulica do solo.

Devido a grande importância do estudo e das gravidades referentes a falta de saneamento básico, o uso dos parâmetros de dimensionamento nos sistemas alagados construídos para o tratamento de esgoto doméstico neste estudo possibilitaram benefícios importantes para a sociedade e ao meio ambiente, além disso o reuso ambientalmente adequado do efluente tratado, traz benefícios garantindo a redução de custo de produção com adubos químicos, melhorias para as características do solo e possibilita a redução do uso de água para irrigação, devido a produção desse efluente ser o ano todo. Assim, atua como incentivo para a conservação dos recursos naturais de forma ecológica garantindo os recursos para as gerações futuras.

## 5. AGRADECIMENTOS

Ao Programa de Pós-Graduação em Conservação de Recursos Naturais do Cerrado – Instituto Federal Goiano- Campus Urutaí.

Ao apoio financeiro para a realização da pesquisa á FAPEG e a FUNASA;

À FAPEG pela concessão de bolsas de estudo durante o período de mestrado;

Ao IFGoiano pela área concedida para realização e apoio financeiro;

Ao Professor Doutor José Antonio Rodrigues de Souza, pelo apoio e orientação;

À Professora Doutora Débora Astoni Moreira, pelo apoio compreensão e coorientação do projeto.

Aos professores da banca, que disponibilizaram seu tempo.



**FAPEG**  
Fundação de Amparo à Pesquisa  
do Estado de Goiás



Ministério da Saúde  
Fundação Nacional de Saúde



## 6. REFERÊNCIAS

ABDELHAKHEEM, S. G.; ABOULROOS, S. A.; KAMEL, M. M. Performance of a vertical subsurface flow constructed wetland under different operational conditions. *Journal of Advanced Research*, v. 7, n. 5, p. 803-814. Set. 2016. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jare.2015.12.002>

ABONIZIO, R. M. Saneamento básico no meio rural: um estudo em assentamento rural no interior do Paraná. 60 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão, 2017.

ABRAHÃO, Sérgio S. Tratamento de água residuária de laticínios em sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras. 2006. 110f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2006.

ABRANTES, Lorena L. M. Tratamento de esgoto sanitário em sistemas alagados construídos utilizando *Typha angustifolia* e *Phragmites australis*. 2009. 141 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia do Meio Ambiente, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2009.

AGROLINK. Cálcio. Disponível em: [https://www.agrolink.com.br/fertilizantes/calcio\\_361447.html](https://www.agrolink.com.br/fertilizantes/calcio_361447.html). Acesso em: 28 jan. 2019.

ALMEIDA, G. V. Tratamento de água residuária de bovinocultura de leite, utilizando leitões cultivados. Dissertação (Engenharia Agrícola). Universidade Federal Rural Do Rio De Janeiro Instituto De Tecnologia Programa De Pós-Graduação Em Engenharia Agrícola E Ambiental. Seropédica- RJ. 2016.

ALMEIDA, J. P. Eficiência de um sistema de dessalinização de água salobra utilizando ultrafiltração e osmose reversa. Dissertação (Engenharia Sanitária e Ambiental) - Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2017.



ALMEIDA, A. C. S., SANTOS, H. H. O., BORTOLO, D. P., LOURENTE, E. R., CORTEZ, J. W., OLIVEIRA, F. C. DE. Soil physical properties and yield of soybean and corn grown with wastewater. *R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental*, v.22, n.12, p.843-848, 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v22n12p843-848>

ALVES, L. B. M. Potencial de fitorremediação por plantas de solo contaminado por metais tóxicos. Dissertação (Mestre em Tecnologia Ambiental), Escola Superior Agrária de Bragança-Instituto Politécnico de Bragança. Bragança, Portugal Julho/2018.

ALVES, P. F. S., SANTOS, S. R., KONDO, M. K., ARAÚJO, E. D., OLIVEIRA, P. M. Fertirrigação do milho com água residuária sanitária tratada: crescimento e produção. *Eng Sanit Ambient.v.23* 833-839. n.5. 2018.

AMARAL, M. A. C. M. Desempenho produtivo de *Cynodon* spp. cv. Tifton 85 sob diferentes condições de manejo da irrigação e momentos de aplicação da adubação nitrogenada. Dissertação, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba – SP. 2014.

AMARAL, L. A. do; ASCARI, J. P.; DUARTE, W. M.; MENDES, I. R. N.; SANTOS, E. S.; JULIO, O. L. L. Efeito de doses de gesso agrícola na cultura do milho e alterações químicas no solo. *Revista Agrarian, Dourados*, v.10, n.35, p.41, 2017.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 22. ed. New York: APHA, AWWA, WPCR, 2012.

AMORIM F., FIA, R., PASQUALIN, P. P., OLIVEIRA, L. F. C., SILVA, J. R. M. Capim-Tifton 85 cultivado em sistema alagado construído com elevadas taxas de aplicação. *Engenharia na Agricultura, Viçosa-MG*, v. 23. n. 3. p. 241-250. 2015. DOI: <https://doi.org/10.13083/reveng.v23i3.566>

AMORIM, F.; FIA, R.; SILVA, J.R.M.; CHAVES, C.F.M.; PASQUALIN, P.P. Unidades combinadas RAFA-SAC para tratamento de água residuária de suinocultura: Parte II Nutrientes. *Engenharia Agrícola*, v. 35, n. 5, p. 931-940. 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v35n5p931-940/2015>

ANA – Agência Nacional de Águas; Secretaria Nacional de Saneamento. Atlas Esgotos: Despoluição de Bacias Hidrográficas, 2017. Disponível em: < <http://atlasesgotos.ana.gov.br>>. Acesso: 23 jan. de 2018.

ANDRADE, I. V. O., PIRES, A. J. V., DE CARVALHO, G. G. P., VELOSO, C. M., BONOMO, P. Perdas, características fermentativas e valor nutritivo da silagem de capim-elefante contendo subprodutos agrícolas. R. Bras. Zootec., v.39, n.12, p.2578-2588, 2010.

ANDRADE, C. F. Avaliação do tratamento do lodo de caminhões limpa-fossa e do percolado em sistemas alagados construídos de escoamento vertical. Dissertação (Saneamento)-Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2015.

ANDREOLI, C. Convergência de agricultura e energia: I. Produção de biomassa celulósica para biocombustíveis e eletricidade. Economia & Energia, [S.l], v. XI, n. 66, fev.mar. 2008.

ANSARI, A.A.; GILL, R.; GILL, S.S.; LANZA, G.R. Phytoremediation. Management of Environmental Contaminants, Volume 4. Suíça, Springer, 2016.

ARAÚJO, E. D. Efeitos do ácido giberélico no capim-tifton-85 cultivado em sistemas alagados construídos operados em bateladas. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2017.

ASSUMPÇÃO, J. G.; UENO, M.; FORTES NETO, P.; ROSA, L. C. L. Desempenho do leito cultivado, de uma estação de tratamento de efluentes gerado em uma instituição de ensino, após período de inatividade. Ambi-Agua, Taubaté, v. 6, n. 3, p. 165-178, 2011. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.499>

AVELAR, F. F., MATOS, A. T. DE, LEITE JUNIOR, A. R., PORTES, M. R., GUALHANO, D. S.. (2015). Desempenho agrônômico de *Mentha aquatica* cultivada em sistemas alagados construídos sob diferentes taxas de aplicação orgânica. Engenharia Agrícola. V.35. n.2. p.322-330. <https://dx.doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v35n2p322-330/2015>

ÁVILA, C., BAYONA, J. M., MARTÍN, I., SALAS, J. J., GARCÍA, J. Emerging organic contaminant removal in a full-scale hybrid constructed wetland system for wastewater treatment and reuse. Ecological Engineering. v. 80. p. 108-116, 2015.

AYAZ, S.C.; AKTAS, Ö.; AKÇA, L.; FINDIK, N. Effluent quality and reuse potential of domestic wastewater treated in a pilot-scale hybrid constructed wetland system. Journal Environmental Management, v. 156, p. 115–120, 2015.

BACH, B. H. Perdas fermentativas, microbiologia e composição químico-bromatológica de silagens de milho (*Zea Mays*) ou capim-mombaça (*Panicum Maximum*) tratadas com aditivos microbianos. Dissertação (Mestre em Ciências Veterinárias) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2015.

BARBOSA, E. A. A. Sustentabilidade ambiental da produção de cana-de-açúcar irrigada com esgoto doméstico tratado via gotejamento subsuperficial. Tese (Doutor em Engenharia Agrícola, na Área de Água e Solo), Faculdade de Engenharia Agrícola da Universidade Estadual de Campinas, Campinas-SP, 2014.

BARBOSA, A. M. S. Risco de contaminação ambiental em um latossolo de região úmida devido à aplicação de efluente de esgoto tratado. Dissertação (Mestre em Agronomia- Ciência do Solo), Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias-UNESP, Campus de Jaboticabal, Jaboticabal -SP, 2018.

BARCO, A.; BORIN, M. Treatment performance and macrophytes growth in a restored hybrid constructed wetland for municipal wastewater treatment. *Ecological Engineering*. v. 107. p. 160-171. 2017.

BARTONI, S. F. Efeito residual da fertirrigação com água residuária de bovinocultura na qualidade de um solo. Trabalho de conclusão de curso (Engenheiro Ambiental e Sanitarista)- Universidade Federal de Juiz de Fora, Juíz de Fora, 2016.

BASKAR, G.; DEEPTHA, V.T.; ANNADURAI, R. Comparison of treatment performance between constructed wetlands with different plants. *International Journal of Research in Engineering and Technology*. v. 3, p. 210-214. 2014.

BATISTA, A. D. A., DUTRA, I., CARMO, F. F., IZIDIO, N. S. C., BATISTA, R. O. Qualidade dos frutos de mamoeiro produzidos com esgoto doméstico tratado. *Rev. Ciênc. Agron.* v. 48. n. 1. p. 70-80. 2017.

BEDA, J. N. Determinação do coeficiente de decaimento bacteriano em wetland(alagado construído). Dissertação (Mestre em Engenharia Sanitária) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2011.

BEDBABIS, S., TRIGUI, D., BEN AHMED, C., CLODOVEO, M. L., CAMPOSEO, S., VIVALDI, G. A., BEN ROUINA, B. Long-terms effects of irrigation with treated municipal

wastewater on soil, yield and olive oil quality. *Agricultural Water Management*, vol. 160, p. 14-21, 2015.

BEN, A., ZOUARI, M., TRABELSI, L., KHABOU, W., ZOUARI, N. Physiological improvements of young olive tree ( *Olea europaea* L . cv . Chetoui ) under short term irrigation with treated wastewater. *Agricultural Water Management*, v. 207, p. 53-58, 2018.

BENINCASA, M.M.P. Análise de crescimento de plantas (noções básicas). 2 ed. Jaboticabal: FUNEP. 41p. 2003.

BORTONI S. F. Efeito residual da fertirrigação com água residuária de bovinocultura na qualidade de um solo. Trabalho Final de Curso (Engenheiro Ambiental e Sanitarista), Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2016.

BRACKETT, R. E. Antimicrobial effect of chlorine on *Listeria monocytogenes*. *Journal of Food Protection*. Ames. v.50. n.12. p.999-1003. 1987.

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

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n. 430 de 13 de maio de 2011. Diário Oficial [da] União, Brasília, 16 maio 2011.

BRASIL. Plano Nacional de Saneamento básico – Plansab (versão para apreciação do CNS, Conama, CNRH e Concidades). Ministérios das cidades. Secretária Nacional de Saneamento Ambiental. Brasília, DF. Mai. 2013. P. 163. Disponível em: < [http://www.mma.gov.br/port/conama/processos/AECBF8E2/Plansab\\_Versao\\_Conselhos\\_Nacionais\\_020520131.pdf](http://www.mma.gov.br/port/conama/processos/AECBF8E2/Plansab_Versao_Conselhos_Nacionais_020520131.pdf)>. Acesso 25 de jan. 2018.

ÇAKIR, R.; GIDIRISLIOGLU, A.; ÇEBI, U. A study on the effects of different hydraulic loading rates (HLR) on pollutant removal efficiency of subsurface horizontal-flow constructed wetlands used for treatment of domestic wastewaters. *Journal of Environmental Management*. v.164. p.121-128. 2015.

CAKMAK, I.; YAZICI, A. M. Magnésio: um elemento esquecido na produção agrícola. *BetterCrops*, v. 94, n. 2, p. 23-25, 2010.

CAMPOS, N. R. F., THEODORO, G. DE F., ARAÚJO, A. R., MONTAGNER, D. B. Adubação de pastagens e manejo do pastejo como estratégias para intensificar a produção animal. Anais Da X Mostra Científica FAMEZ / UFMS, Campo Grande, 2017.

CAMPOS L. M. Efeito dos resíduos de beneficiamento do café e do granito na fertilidade do solo e no desenvolvimento do milho (*Zea mays* L.). Tese (Biologia Vegetal), Universidade Federal do Espírito Santo, VITÓRIA -ES, 2018.

CAOVILLA, F. A.; Sampaio, S. C.; Pereira, J. O.; Vilas Boas, M. A.; Gomes. B. M.; Figueiredo, A. C. Lixiviação de nutrientes proveniente de águas residuárias em colunas de solo cultivado com soja. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.9, p.283-287, 2005.

CAPDEVIELLE, A.; SÝKOROVÁ, E.; BÉLINE, F.; DAUMER, M. L. Kinetics of struvite precipitation in synthetic biologically treated swine wastewaters. Environmental Technology, v. 35, n. 10, p. 1250 - 1562, 2014. DOI: 10.1080/09593330.2013.865790

CARDOSO, L. Implantação de Saneamento Rural na Área de Abrangência do Programa de Agentes Comunitários de saúde (PACS) Albertos. 2014. Trabalho de Conclusão de Curso (Especialização em Atenção Básica em Saúde da Família). Curso de Especialização em Atenção Básica em Saúde da Família. Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG. Formiga, 2014.

CARDOSO, M. L. Tratamento de efluente de laticínio por sistema alagado construído híbrido. 2015. Trabalho de Conclusão de Curso (Especialização em Atenção Básica em Saúde da Família). Curso Superior de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina. Londrina, 2015.

CARNEVALLI, R. A. Dinâmica da rebrotação de pastos de capim – Mombaça submetidos a regimes de desfolhação intermente. Piracicaba, 2003. 136 p. Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba-SP, 2003.

CEVE, A. Avaliação de wetland construído de fluxo subsuperficial horizontal para tratamento de esgotos sanitários. Trabalho de conclusão de curso (Tecnologia em Processos Ambientais). Departamento Acadêmico de Química e Biologia – DAQBI – da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR. Curitiba. 2015

CHAGA, R. C., MATOS, A. T., CECON, P. R., LO MONACO, P. A. V. Remoção de coliformes em sistemas alagados construídos cultivados com lírio amarelo (*hemerocallis flava*). REVENG- Engenharia na agricultura. Viçosa- MG. v.20 n.2, p.142-150. 2012

COLARES, C.J. G., SANDRI, D. Eficiência Do tratamento de esgoto com tanques sépticos seguidos de leitos cultivados com diferentes meios de suporte -Revista Ambiente & Água –An Interdisciplinary Journal of Applied Science: v.8. n.1 p.172-185.2013

CONAB- Companhia Nacional de Abastecimento- Disponível em: <https://blog.conab.gov.br/conab-divulga-compendio-sobre-cultivo-de-milho-no-brasil/>. Acesso em: 10 nov. 2018.

CONDÉ, M. S., ALMEIDA NETO, O. B., HOMEM, B. G. C., FERREIRA, I. M., SILVA, M. D. Impacto da fertirrigação com água residuária da suinocultura em um Latossolo Vermelho-Amarelo. Vértices, Campos dos Goytacazes – RJ. v. 15. n. 2. p. 161-178. 2013.

CORREA, J. M. Avaliação de sistemas alagados construídos no tratamento de água residuária de suinocultura. Dissertação (Produção vegetal) - Universidade Federal do Espírito Santo, Alegre-ES. 2018.

COSTA, J. F. da. Remoção de poluentes em um sistema de alagados construídos atuando como pós-tratamento de efluente de reator uasb e de filtro biológico percolador. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais. 2013.

COSTA, R. A. Fatores associados aos parâmetros ajustados na equação de cinética de primeira ordem modificada utilizada em sistemas alagados construídos. Dissertação (Engenharia Agrícola) Universidade Federal de Viçosa, 2016.

COSTA, H. P. Uso de água residuária de suinocultura em pastagens: atributos químicos e translocação de nutrientes no sol. Trabalho de conclusão de curso (Agronomia)- Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia-MG, 2017.

COSTA, M. T. M., MARQUES, M. V. A., MATOS, A.T., SILVÉRIO, T. H. R., PENIDO, D. L. A. Alterações químicas e físico-química do solo com aplicações sucessivas de esgoto

doméstico bruto como alternativa de disposição final do cultivo de forrageira. *Periódico Tchê Química*. v. 15. n. 29. 2017.

COSTA, J. F., PAOLI, A. O., VON SPERLING, MARCOS, SEIDL, M. Avaliação do desempenho de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial tratando efluente de reator UASB, com base em quatro anos de monitoramento. *Eng Sanit Ambient*. v.23. n.1. 191-200. 2018. DOI: 10.1590/S1413-4152201890370

COSTA, M. L. L., REZENDE, A. S. C., FONSECA, M. G., LAGE, J., PIMENTEL, P. G., MIZUBUTI, I. Y., FREITAS, G. P., MOREIRA, G. R., LANA, A. M. Q., & SALIBA, E. P. S. Padrão de fermentação da silagem de gramínea tropical e digestibilidade comparada ao feno na dieta de equinos. *Semina: Ciências Agrárias*. v.39. n.5. p. 2125-2132. 2018.

COSTA, M. L. L., RESENDE, A. S. C., DUARTE, I. N. H., LIMA, N. R., MOREIRA, G. R. Valor nutricional da silagem pré-secada de capim Tifton – 85. *Revista Brasileira de Meio Ambiente*, v.6, n.1, p.26-33. 2019.

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

CRUZ, André Camargo; PEREIRA, Felipe dos Santos; FIGUEIREDO, Vinicius Samu de. Fertilizantes organominerais de resíduos do agronegócio: avaliação do potencial econômico brasileiro. *BNDES Setorial*, Rio de Janeiro, n. 45 , p. [137]-187, mar. 2017.

CUBA, R. S.; DO CARMO, J. R.; SOUZA, C. F.; BASTOS, R. G. Potencial de efluente de esgoto doméstico tratado como fonte de água e nutrientes no cultivo hidropônico de alface. *Rev. Ambient. Água* [online]. v.10, n.3, p.574-586. 2015. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1575>.

CUNHA, C. C. Remoção biológica de matéria carbonácea, nitrogenada e fosforada, utilizando biocarvão como meio suporte em reator anaeróbio-aeróbio. 80 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) –Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão, 2015.

CUONG, N. X.; Nguyen, d. d.; Loan, N. T.; Chang, S. W. Potential of integrated vertical and horizontal flow constructed wetland with native plants for sewage treatment under different hydraulic loading rates. *Water Science & Technology*, p. 1-9.2017.

DA COSTA, J. F. Remoção de poluentes em um sistema de alagados construídos atuando como pós-tratamento de efluente de reator uasb e de filtro biológico percolador. Universidade Federal De Minas Gerais- Programa De Pós-Graduação Em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Belo Horizonte. 2013.

DANTAS, I. L. A. Análise microbiológica de cenoura e beterraba irrigadas com águas residuárias domésticas tratadas. 2015. 76 f. Dissertação (Pós-Graduação em Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, SE. 2015.

DE REZENDE, A. V.; RABÊLO, F. H. S.; RABELO, C. H. S.; LIMA, P. P.; BARBOSA, L. DE Á.; ABUD, M. DE C.; SOUZA, F. R. C. Características estruturais, produtivas e bromatológicas dos capins Tifton 85 e Jiggs fertilizados com alguns macronutrientes. Semina: Ciências Agrárias. Londrina. v.36. n.3. p-1507-1518. 2015. DOI: 10.5433/1679-0359.2015v36n3p1507

DE SOUZA, L. J. C. Adubação nitrogenada no diferimento e seus impactos sobre a produtividade de matéria seca e componentes morfológicos do capim Mombaça. Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Zootecnia da Universidade Federal Rural da Amazônia –Campus Parauapebas. Parauapebas –PA. 2019.

DECEZARO, S. T. Nitrificação e remoção de matéria orgânica carbonácea e sólidos de efluente doméstico em wetland construído de fluxo vertical. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)- Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), Santa Maria, 2016.

DELONGUI, R., COALHO, M. R. Avaliação das características morfogênicas sobre a produção e composição bromatológica do Capim-Tifton 85 submetido a diferentes doses de nitrogênio. Revista Terra & Cultura: Cadernos de Ensino e Pesquisa, [S.l.]. v. 34. n. especial. p. 64-73. 2018. ISSN 0104-8112.

DENÍCULI, W.; BERNARDO, S.; THIÁBAUT, J. T. L.; SEDIYAMA, G. C. Uniformidade de distribuição de água, em condições de campo, num sistema de irrigação por gotejamento. Revista Ceres, Viçosa. v 27. n. 150. p. 155 – 162. 1980.

DIAS, D. K. U. Produtividade e qualidade nutricional de capim tifton 85 sob aplicação de dejetos líquido de suíno e irrigação. Dissertação (Engenharia de Água e Solo) - Universidade Federal da Grande Dourados - UFGD, Dourados Mato Grosso Do Sul. 2016.



DIAS-FILHO, M.B. Opções forrageiras para áreas sujeitas a inundação ou alagamento temporário. In: PEDREIRA, C.G.S.; MOURA, J.C. de; DA SILVA, S.C.; FARIA, V.P. de (Ed.). 22o Simpósio sobre manejo de pastagem. Teoria e prática da produção animal em pastagens. Piracicaba: FEALQ. p.71-93. 2005.

DOORENBOS, J.; PRUITT, J. O. **Guidelines for predicting crop water requirements.** Rome: FAO, 1977. 179p. (FAO Irrigation and Drainage, 24)

DORNELAS, F. L. Avaliação do desempenho de wetlands horizontais subsuperficiais como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB. 2008. 01 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) –Escola de Engenharia da UFMG, Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Minas Gerais, 2008.

DU, X.; SHI, C.; MA, F. Influence of intermittent aeration and organic loading rate on lab-scale constructed wetland systems treating synthetic wastewater. *Desalination and Water Treatment.* v. 57. n. 21. p. 9651-9659. 2015.

DUPAS, E.; BUZETTI, S.; RABÊLO, F.H.S.; SARTO, A.L.; CHENG, N.C.; TEIXEIRA FILHO, M.C.M.; GALINDO, F.S.; DINALLI, R.P.; GAZOLA, R.N. Nitrogen recovery, use efficiency, dry matter yield, and chemical composition of palisade grass fertilized with nitrogen sources in the Cerrado biome. *Australian Journal of Crop Science*, v.10. n 9. p. 1330-1338. 2016.

EMATER. EMPRESA DE ASSISTÊNCIA TÉCNICA E EXTENSÃO RURAL. Tanque de evapotranspiração para o tratamento de efluentes do vaso sanitário domiciliar. 2016. 11p. Disponível em: <http://www.emater.mg.gov.br/doc/intranet/upload/livrariavirtual/ma010.pdf>>. Acesso em: 28 de maio 2018.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Manual de métodos de análise de solo. 2. ed. Rio de Janeiro, 1997. 212p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Embrapa Informática Agropecuária. Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes. Brasília: Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologia, 1999. 370p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Brasília: Embrapa Solos/Embrapa Informática Agropecuária/Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologia. 2009. 627p.

EPA. Environmental Protection Agency. *Manual constructed wetlands for Municipal wastewater treatment*. EPA 625-R-99-010, US EPA ORD. Cincinnati, 2000. Disponível em: <<http://www.epa.gov/ORD/NRMRL>> Acesso em: 01 out. 2018.

ERTHAL, V. J. T.; FERREIRA, P. A.; PEREIRA, O. G.; MATOS, A. T. Características fisiológicas, nutricionais e rendimento de forrageiras fertirrigadas com água residuária de bovinocultura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. Campina Grande. v. 14.n. 5. p. 458–466. 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662010000500002>

FACTORI, M. A., SILVA, P. C. G., GONÇALVES, D. M., SCATULIN NETO, A., MARATTI, C. H. Z., TIRITAN, C. S. Produtividade de massa de forragem e proteína bruta do capim mombaça irrigado em função da adubação nitrogenada. *Colloquium Agrariae*. v. 13. n.3. p.49-57. 2017. DOI: 10.5747/ca

FAGAN, E.B. DOURADO NETO, D.; ONO, E.O.; RODRIGES, J.D.; SOARES, L.H. *Fisiologia vegetal: metabolismo e nutrição mineral*. São Paulo: Andrei. P.305. 2016.

FIA, R. Desempenho de sistemas alagados construídos no Tratamento de águas residuárias da lavagem e descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro. Tese (Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa-MG. 2008.

FIA, F. R. L. Modelos de remoção de matéria orgânica e nutrientes de águas residuárias da suinocultura em sistemas alagados construídos. Tese (Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa-MG. 2009.

FIA, R., MATOS, A. T. DE, QUEIROZ, M. E. L. R. DE, CECON, P. R., FIA, F. R. L. Desempenho de sistemas alagados no tratamento de águas residuárias do processamento dos frutos do cafeeiro. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* v.14, n.12, p.1323–1329, 2010a.

FIA, R.; MATOS, A. T.; MATOS, M. P.; ABREU, E. C.; FIA, F. R. L. Tratamento das águas do processamento dos frutos do cafeeiro em filtro anaeróbio seguido por sistema alagado construído: I- remoção de matéria orgânica. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v.30, n.6, p.1.191-1.202. 2010.

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

FIA, F. R. L.; MATOS, A. T.; FIA, R.; LAMBERT, T. F.; MATOS, M. P. Remoção de nutrientes por *Typha latifolia* e *Cynodon* spp. cultivadas em sistemas alagados construídos. *Ambi-Agua*, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 77-89, 2011. Doi:10.4136/ambi-agua.175

FIA, F.R.L.; MATOS, A.T.; FIA, R.; BORGES, A.C.; ABREU, E.C. Influencia 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-Àgua*. v.10. n.3. p.542-553. 2015.

FIA, F. R. L., MATOS, A. T., FIA, R., BORGES, A. C., CECON, P. R. Efeito da vegetação em sistemas alagados construídos para tratar águas residuárias da suinocultura. Efeito da vegetação em sistemas alagados construídos para tratar águas residuárias da suinocultura. *Eng. Sanit. Ambient.* [online]. v.22. n.2. p.303-311. 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522016123972>.

FIGLIARESE, C. H. U., DEZIDÉRIO, F. P., RABELLO, H., CAMPOS, A. F., GOUVÊA, M. P. S., VALIATI, L. F. P., SILVA FILHO, G., AZEVEDO, O. A. Análise de macronutrientes de resíduos sólidos provenientes da avicultura para possíveis aplicações como fertilizante de plantas. *Braz. J. of Develop.* Curitiba. v. 5. n. 1. p. 664-678. 2019.

FLORASBS – Flora de São Bento do Sul. **Projeto de divulgação da flora nativa e exótica de São Bento do Sul**. Santa Catarina, 2019. Disponível em: <<https://sites.google.com/site/florasbs/poaceae/capimelefante>>. Acesso em: 20 dez. 2019.

FONSECA, S. P. P.; SOARES, A. A.; MATOS, A. T.; PEREIRA, O. G. Avaliação do valor nutritivo e contaminação fecal do capim-coastcross cultivado nas faixas de tratamento de esgoto doméstico pelo método do escoamento superficial. *Rev. Engenharia Agrícola*. v. 21. n. 3. p. 293-301. 2001.

FONTANA, A., TEIXEIRA, W. G., BALIEIRO, F. B., MOURA, T. P. A., MENEZES, A. R., SANTANA, C. I. Características e atributos de Latossolos sob diferentes usos na região Oeste

do Estado da Bahia. Pesq. agropec. bras. Brasília. v.51. n.9. p.1457-1465. 2016. DOI: 10.1590/S0100-204X2016000900044

FORGIARINI, F.R.; RIZZI, E.S. Eficiência de diferentes macrófitas na remoção da matéria Orgânica biodegradável em “wetland” construído de fluxo Vertical em clima subtropical. Ciência& Engenharia (Science & Engineering Journal), v. 25. n°2. p. 79 -86. 2016.

FRANÇA, J. B. A., MORAES, T. V., VAZ, D. C., FERREIRA, A. A., FREDERICO, A. L. S. Tratamento de efluente doméstico com macrófitas aquáticas para reúso na fertirrigação. Irriga, Botucatu. Edição Especial 01. p. 85-93. nota técnica. 2014.

FREIRE SEGUNDO, J. M. Performance of system for treating domestic wastewater in rural community of Chapada do Apodi, Apodi-RN. 2014. 51 f. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) - Universidade Federal Rural do Semi-Árido, 2014.

FREITAS, M. N.; SEZERINO, P. H. Avaliação do start up de wetland construído vertical descendente com fundo saturado empregado no tratamento de esgoto sanitário. Trabalho de Conclusão de Curso, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, 2016.

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE – FUNASA. Manual de saneamento. Brasília: Ministério da Saúde, 2010.

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE – FUNASA. Ministério da Saúde. Panorama do Saneamento Rural no Brasil. 2017. Disponível em: < <http://www.funasa.gov.br/panorama-do-saneamento-rural-no-brasil>>. Acesso em 11 jan. 2018.

GALINDO, F.S.; BUZETTI, S.; TEIXEIRA FILHO, M.C.M.; DUPAS, E.; LUDKIEWICZ, M.G.Z. Application of different nitrogen doses to increase nitrogen efficiency in Mombasa guineagrass (*Panicum maximum* cv. mombasa) at dry and rainy seasons. Australian Journal of Crop Science. V.11. n. 12, p. 1657-1664. 2017.

GALINDO, F. S.; BUZETTI, S.; TEIXEIRA FILHO, M. C. M.; DUPAS, E.; LUDKIEWICZ, M. G. Z. Acúmulo de matéria seca e nutrientes no capim-mombaça em função do manejo da adubação nitrogenada. Revista de Agricultura Neotropical. Cassilândia-MS. v. 5. n. 3. p. 1-9. 2018.

- GALZERANO, L.; MORGADO, E. Influence of Nitrogen on yield and quality of Tifton 85 (*Cynodon* spp.) grass. *Revista Electrónica de Veterinária, Málaga*. v. 8. n. 2. p. 1-8. 2007.
- GOMES, L.; MARTINS, C.; NOGUEIRA, N.; LOPES, F.; XAVIER, T.; CARDOSO, L. Efeito de diferentes valores de pH da solução nutritiva no desenvolvimento de variedades de melão. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias (Agrária)*. v. 6. p. 73-78. 2011. <http://dx.doi.org/10.5039/agraria.v6i1a922>
- GOMES, P. H., TOMAZELLO, D. A., LEITE, L. L. F., NEVES, F. M., SANTOS, P. R. S.; FERREIRA, M. R.; SANTOS, A. J. M.; BACKES, C.. Extração de nutrientes pelo capim-mombaça adubado com diferentes proporções de cama de frango compostada como fonte de fósforo. *IV Anais do Congresso de Ensino, Pesquisa e Extensão da UEG (CEPE)*. v.4. 2017.
- GUIMARÃES, J. J.; SOUZA, J. A. R.; MOREIRA, D. A.; SILVA, E. L.; COSTA, J. V.; SOUZA, M. L. C. Utilização de forrageira no tratamento de esgoto doméstico. *Irriga. Botucatu*. v. 1. n. 1, p. 92-100. Edição Especial 30 anos PG Irriga. 2018.
- HENRIQUE, I. N.; SOUSA, J. T.; CEBALLOS, B. S. O.; BRASIL, D. P. Remoção biológica de fósforo em reatores em bateladas sequenciais com diferentes tempos de retenção de sólidos. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. Rio de Janeiro. v. 15. n. 2. p. 197-204. 2010.
- HOFFMANN, Heike; PLATZER, Christoph; WINKER, Martina; MUENCH, Elisabeth von. Technology review of constructed wetlands: Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment. *Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH. Sustainable sanitation - ecosan program*. Germany, 2011.
- HOLANDA, S.W. da S. Tolerância de quatro cultivares de *Panicum maximum* Jacq. ao alagamento. 38f. 2004. Dissertação (Mestrado em Botânica), Universidade Federal Rural da Amazônia/Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém. Orientador: Moacyr B. Dias-Filho.
- HOMEM, B. G. C.; ALMEIDA NETO, Onofre B.; CONDÉ, Marisa S.; SILVA, Mateus D.; FERREIRA, Igor M. Efeito do uso prolongado de água residuária da suinocultura sobre as propriedades químicas e físicas de um Latossolo Vermelho-Amarelo. *Científica*. Jobiticabal. v. 42. n. 3. p. 299-309. 2014.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Indicadores Sociais Municipais: Uma análise dos resultados do universo do Censo Demográfico. Rio de Janeiro: IBGE, 2011.

IBGE PNAD - Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios: Síntese de Indicadores. 2015/IBGE. Coordenação de Trabalho e Rendimento. Rio de Janeiro: IBGE, 2016. 108p.

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*. Viçosa. v.38. n.1. p.113-123. 2014.

INSTITUTO TRATA BRASIL. Benefícios Econômicos e Sociais da Expansão do Saneamento no Brasil. 2017. Disponível em: < <http://www.tratabrasil.org.br/datafiles/estudos/beneficios-ecosocio/relatorio-completo.pdf> >. Acesso: 24 jan. 2018.

JACOB, F. P. Construção participativa de sistemas de tratamento de esgoto doméstico no Assentamento Rural Olga Benário-MG. 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal de Viçosa. UFV 2012.

JESUS, F.L.F. Desempenho e influência dos capins tifton 85 (*Cynodon sp.*) e capim vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) no tratamento de esgoto sanitário em sistemas alagados construídos. Dissertação (mestrado)- Universidade Federal de Viçosa-MG, 110p.2016.

JOBIM, C.C.; NUSSIO, L.G.; REIS, R.A. GARCIA, G. R. Avanços metodológicos na avaliação da qualidade da forragem conservada. Revista da Sociedade Brasileira de Zootecnia, Viçosa- MG. v.36. n. 5. p.101-120. 2007.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. Treatment Wetlands. 2. ed. Boca Raton: CRC Press, 2008. 1016 p.

KIEHL, E. J. Manual de edafologia. São Paulo: Agronômica Ceres, 1979. 262p.

KIHILA, J.; MTEI, K.M.; NJAU, K.N. Wastewater treatment for reuse in urban agriculture; the case of Moshi Municipality, Tanzania. *Physics and Chemistry of the Earth*. v.72. n.75. p.104 - 110. 2014.

KONRAD, O; TONETTO, J. F.; SIQUEIRA, L. M.; HASAN, C.; GALLINA, P. R. Avaliação da eficiência de *wetland* construído para tratamento de efluente proveniente de vinícola. Revista Brasileira de Vitic. Enol. n. 7. p. 10 – 17. 2015.

KROTH, B. E. CARACTERÍSTICAS PRODUTIVAS E NUTRICIONAIS DE GRAMÍNEAS FORRAGEIRAS EM CONDIÇÕES DE EXCESSO E DÉFICIT HÍDRICO. Dissertação (Mestre em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal do Mato Grosso, Rondonópolis, 2013.

LANZA, M. H. Utilização de lodo de esgoto compostado e irrigação com água residuária na substituição de adubos químicos e água potável em laranjeira 'valência'. Tese (Doutor em Agronomia -Irrigação e Drenagem), Faculdade de Ciências Agrônômicas da Unesp, Câmpus de Botucatu, Botucatu-SP, 2018.

LARSEN T. A.; UDERT. K. M.; LIENERT, J.(Eds.). Source separation and decentralization for wastewater management. London, IWA Publishing. 2013. Doi: <http://doi.org/102166/97817804401072>

LEAL, R, M. P. Efeito da irrigação com efluente de esgoto tratado em propriedades químicas de um Latossolo cultivado com Cana-de-açúcar. 110 p., 2007. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2007.

LECT - LABORATÓRIO DE ENSINO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA, Universidade de São Paulo (USP). Disponível em [http://lect.futuro.usp.br/site/ecologia/quadroteorico/c\\_coliformes.htm](http://lect.futuro.usp.br/site/ecologia/quadroteorico/c_coliformes.htm), Acesso de 20 junho de 2018.

LETO, C.; TUTTOLOMONDO, T.; LA BELLA, S.; LEONE, R.; LICATA, M. Effects of plant species in a horizontal subsurface flow constructed wetland – phytoremediation of treated urban wastewater with *Cyperus alternifolius* L. and *Typha latifolia* L. in the West of Sicily (Italy). Ecological Engineering. v. 61. p.282-291. 2013.

LEUNG, J. Y. S.; CAI, Q.; TAM, N. F. Y. Comparing subsurface flow constructed wetlands with mangrove plants and freshwater wetland plants for removing nutrients and toxic pollutants. Ecological Engineering, v. 95, p.129-137, 2016.

LIMA, F. Biorreator combinado anóxico-aeróbio de leito fixo para remoção de matéria orgânica e nitrogênio de efluente lácteo. Dissertação (Ciência e Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Alfenas. 2014.

LIMA, M. X. Performance de diferentes substratos em sistemas de *wetlands* construídos no tratamento de efluente sintético em condições subtropicais. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2018.

LISBOA, C. C., OLIVEIRA, J. R., DE LIMA, F. R. D., SILVA, E. A., SILVA, C. A., MARQUES, J. J. G. de S. e M. Lixiviação de nitrato e amônio em Latossolo Vermelho distroférico. *Rev. Bras. Cienc. Agrar. Recife.* v.14. n.2. 2019. DOI:10.5039/agraria.v14i2a5658

LOPES, M. C. Doses de lodo de esgoto na produtividade e qualidade dos frutos de abacateiro 'hass'. Dissertação (Mestre em Agronomia-Horticultura). Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (Unesp)-Câmpus Botucatu, Botucatu SP, 2018.

LOURENÇO, L. S. Remoção de matéria orgânica e nutrientes de esgoto doméstico por *wetland* na estação de tratamento aparecida – campos novos. Dissertação (Ciência do solo)-Universidade do Estado de Santa Catarina. Lages-SC, 2017.

LU, S.; ZHANG, X.; WANG, J.; PEI, L. Impacts of different media on constructed wetlands for rural household sewage treatment. *Journal of Cleaner Production*, v. 127, p.325-330, 2016.

LU, B.; XU, Z.; LI, J.; CHAI, X. Removal of water nutrients by different aquatic plant species: An alternative way to remediate polluted rural rivers. *Ecological Engineering*, v. 110, p. 18-26. 2018.

LV, T., ZHANG, Y., ZHANG, L., CARVALHO, P.N., ARIAS, C.A., BRIX, H. Removal of the pesticides 575 imazalil and tebuconazole in saturated constructed wetland mesocosms. *Water Res*, 576 91, 126-136. 2016.

LV, T., CARVALHO, P.N., CASAS, M.E., BOLLMANN, U.E., ARIAS, C.A., BRIX, H., BESTER, K. 578 Enantioselective uptake, translocation and degradation of the chiral pesticides 579 tebuconazole and imazalil by *Phragmites australis*. *Environ. Pollut*, 229, 362-370. 2017.

LYU, T., ZHANG, L., XU, X., ARIAS, C. A., BRIX, H., CARVALHO, P. N. Removal of the pesticide tebuconazole in constructed wetlands: Design comparison, influencing factors and modelling. *Environ Pollut*. 2018 Feb; 233:71-80. doi: 10.1016/j.envpol.2017.10.040. Epub 2017.



MACHADO, A. V.V.M., SANTOS, J. A. N., NOGUEIRA., L. T., NOGUEIRA, M. T., OLIVEIRA, P. A. D. Acesso ao abastecimento de água em comunidades rurais: o desafio de garantir os direitos humanos à água. In: Congresso Nacional de Excelência em Gestão. Rio de Janeiro. Anais. CNEG. p. 1-14. 2016.

MACHADO, C. G.; CRUZ, S. C. S.; SILVA, G. Z.; CARNEIRO, L. C.; SILVA, I. M. H. DE L. Métodos de colheita na qualidade física e fisiológica de sementes de *Panicum maximum*. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, PB, UAEA/UFCG. v.23. n.4. p.309-313. 2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v23n4p309-313>

MACHIONI JUNIOR, M. A. Remoção de matéria orgânica e fosfato de esgoto de restaurante universitário via wetland de fluxo vertical em fase de start up. 2016. 89f. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Engenharia Ambiental). Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2016.

MALAVOLTA, E. **Elementos de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1980. 251p.

MALAVOLTA E, VITTI G & OLIVEIRA SA. Avaliação do estado nutricional de plantas: princípios e aplicações. 2ªed. Piracicaba, Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fósforo. 319p. 1997.

MARAFON, A. C; SANTIAGO, A. D.; CAMARA, T. M. M.; RANGEL, J. H. A.; AMARAL, A. F. C.; LEDO, F. J. S.; BIERHALS, A. N.; PAIVA, H. L. Potencial produtivo e qualidade da biomassa de capim-elefante para fins energéticos. Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2014. 6 p. (Embrapa Tabuleiros Costeiros. Circular Técnica, 68).

MARQUES, M.V.A., MATOS, A.T., PEREIRA, A.P.M., SILVÉRIO, T.H.R., PENIDO, D.L.A., COSTA, M.T.M. D., SILVA, A.P. Potencial, economia de água e adubação com a aplicação de efluente do tratamento preliminar de esgoto doméstico na fertirrigação de capim—elefante. HOLOS. Ano33. V.02. 2017. DOI: 10.15628/holos.2017.5612

MARQUES, M. V. A.; MATOS, A. T., SILVA, D. A. P., SILVÉRIO, T. H. R. Sodicidade e salinidade de solo submetido à fertirrigação com esgoto bruto aplicado em sulcos fechados.

Revista Engenharia na Agricultura, Viçosa, MG, DEA/UFV, V.26, n.05, p.464-472, 2018. - DOI: <https://doi.org/10.13083/reveng.v26i5.890>

MARTUSCELLO, J.A., MAJEROWICZ, N., DA CUNHA, D.N.F.V., DE AMORIM, P.L., BRAZ, T.G.S. Características produtivas e fisiológicas de capim-elefante submetido à adubação nitrogenada. Arch. Zootec. 65 (252): 565-570. 2016.

MATOS, A. T. Tratamento e aproveitamento agrícola de resíduos sólidos. Viçosa: UFV, 2014  
NASCIMENTO, N. O; HELLER, L. Ciência, tecnologia e inovação na interface entre as áreas de recursos hídricos e saneamento. Revista Engenharia Sanitária Ambiental. v.10, n. 1. p. 36-48. 2005.

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. Engenharia Sanitária e Ambiental. v. 15. n. 1. p. 83-92. 2010a. doi: 10.1590/S1413-41522010000100010

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; LO MONACO, P. A. V. Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias de indústria de laticínios. Engenharia Agrícola, Jaboticabal. v. 32. .n. 6. p. 1144-1155. 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-69162012000600016>

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, Campina Grande, v. 18, n. 5. p. 501- 506. 2014b. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662014000500006>

MATOS, A. T.; MARTINS, P. O.; LO MONACO, P. A. V. Alterações químicas no solo após fertirrigação do capim mombaça com água residuária de curtume. Engenharia na Agricultura, Viçosa, v. 22, n. 2, p. 128-137, 2014c.

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, M. P. Colmatação de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial: principais fatores e métodos de identificação em unidades plantadas e não

plantadas. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte- MG. p.301. 2015.

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

MATOS, A.T.; MATOS, M.P. Disposição de águas residuárias no solo e sistemas alagados construídos. 1ª ed. Viçosa ed., Editora UFV. 2017.

McDONALD, P. The biochemistry of silage. New York: John Wiley & Sons, 1981. 226p.

McDONALD, P.; HERDERSON, A.R.; HERON, S.J.E. Biochemistry of silage. 2.ed. Marlow: Chalcombe Publication, 340p. 1991.

MELLO, D de. Avaliação do uso de wetlands construídas no tratamento de esgoto sanitário. 164f. Dissertação de Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA) -Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2016.

MELO JÚNIOR, A. S. et al. Avaliação da remoção de metais pesados em esgoto doméstico com uso de leito cultivado. 3rd International Workshop Advances in Cleaner Production. São Paulo, Brazil. 2011.

MELO, L. F. DE; MARTINS, C. C.; SILVA, G. Z. DA; BONETI, J. E. B.; VIEIRA, R. D. Beneficiamento na qualidade física e fisiológica de sementes de capim-mombaça. Revista Ciência Agronômica, v.47, p.667-674, 2016.

MELO, M. C. R., COSTA, A. R., PEREIRA, A. D., TAVEIRA, J. H. S., SILVA, P. C., RIBEIRO, L. K. M. Aplicação de vinhaça: efeito na densidade do solo cultivado com sorgo sacarino e sorgo biomassa. Braz. Ap. Sci. Rev., Curitiba, v.3, n. 2, p. 889-894, mar./abr. 2019.

MENDES, P. E. F., BASTOS, R. G., SOUZA, C. F. Efluente tratado na agricultura: aspectos agronômicos e sanitários no cultivo do rabanete. Revista Brasileira de Agricultura Irrigada v.10. nº.1. p. 428 – 438. 2016. Fortaleza, CE, INOVAGRI. DOI: 10.7127/rbai.v10n100347

MENDONÇA, A.A.J. Avaliação de um sistema descentralizado de tratamento de esgotos domésticos em escala real composto por tanque séptico e *wetland* construída híbrida. Dissertação de mestrado. 209p. Universidade de São Paulo – USP. São Paulo, 2015.

MENDONCA, 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. *Amibi-Agua*. v.10. n.2. p.442-453. 2015.

MENDONÇA, H. V.; RIBEIRO, C. B. M.; NOGUEIRA, K. C. C. Remoção de matéria orgânica e nutrientes de águas residuais de laticínios em sistemas alagados construídos. *Rev. de Ciências Agrárias*, vol.40, no.1. p 12-22 Lisboa. 2017a. <http://dx.doi.org/10.19084/RCA15154>

MENDONÇA, R. B. Aplicação de água residuária doméstica pelos métodos de aspersão e gotejamento subsuperficial na grama esmeralda. Dissertação (Mestre em Agronomia (Irrigação e Drenagem) - Faculdade de Ciências Agrônômicas da UNESP – Campus de Botucatu, Botucatu-SP, 2017.

METCALF e EDDY. *Wastewater Engineering: Treatment Disposal and Reuse*. McGraw-Hill, 4th ed., New York, 1818p., 2003.

MILEN, L. C. Produção e teor de nutrientes minerais de forrageiras cultivadas em rampas de tratamento de esgoto doméstico. Dissertação (Mestre em Produção Vegetal) -Universidade Federal do Espírito Santo, 2014.

MORAIS, A. M. P., Santos, A. A. O., Fogaça Neto, J. A., Silva, G. S. Proposta tratamento do esgoto por meio de biodigestores antes do seu lançamento na bacia do riacho do silva. *Ciências exatas e tecnológicas*. Alagoas. v. 4. n. 2. p. 165-172. 2017.

MOURÃO, J. R. Avaliação da eficiência de uma wetland construída no pós-tratamento de efluentes domésticos. Dissertação (Mestrado em Tecnologia, área Ambiente) Universidade Estadual de Campinas, Limeira, 2016.

MOYO, L.G.; VUSHE, A.; JANUARY, M.A.; MASHAURI, D.A. Evaluation of suitability of Windhoek's wastewater effluent for re-use in vegetable irrigation: a case study of Gammams effluent. *Transactions on Ecology and The Environment*. v.199. p.109-120. 2015.

NAGAMATI, F. L., SANTOS, J. J. F., MENDES, T. A. Execução de wetland construído para tratamento de efluente doméstico em propriedade rural. *Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental*. Florianópolis. v. 7. n. 1. p. 418-446. 2018. <http://dx.doi.org/10.19177/rgsa.v7e12018418-446>

NASCIMENTO, M. T. C. C., AZEVEDO, C. A. V., SANTOS, J. S., LIMA, V. L. A., BARBOSA, R. B. G. Crescimento e produção do capim tifton 85 irrigado com água residuária e adubação orgânica. *Revista Espacios*. v.38. n.51. p.13. 2017.

NAZARIO, A. A.; GARCIA, G. O.; REIS, E. F.; MENDONÇA, E. S.; MELLIE, J. G. B. Acúmulo de nutrientes por forrageiras cultivadas em sistema de escoamento superficial para tratamento de esgoto doméstico. *Rev. Ambient. Água* [online]. 2014, vol.9, n.1, pp.97-108. ISSN 1980-993X. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1210>

NONAKA, F. M. Tratamento de efluente de restaurante universitário por wetland construído de fluxo vertical com leito parcialmente saturado. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Engenheiro Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2016.

OLIVEIRA, L. B. Determinação da macro e microporosidade pela mesa de tensão em amostras de solo com estrutura indeformada. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Rio de Janeiro. v. 39. p. 197-200. 1968.

OLIVEIRA, R. A.; SANTANA, A. M. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) em dois estágios seguidos de reator operado em batelada sequencial (RBS). *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal. v. 31. n. 1. p. 178-192. 2011.

OLIVEIRA, P.C.P.; GLOAGUEN, T.V.; GONÇALVES, R.A.B.; SANTOS, D.L. Produção de moranga irrigada com esgoto doméstico tratado. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. v.17. p.861–867. 2013.

OLIVEIRA, D. M.C., PERALTA, A. H.; CARDOSO, M. L., COSTANZI, R. N. Tratamento de água cinza através de um sistema alagado construído. *Revista hipótese*, Itapetininga. v.1. n.2. p. 48-64. 2015.

OLIVEIRA, J. G. R.; TAVARES FILHO, J.; BARBOSA, G. M. C. ALTERAÇÕES NA FÍSICA DO SOLO COM A APLICAÇÃO DE DEJETOS ANIMAIS. *Geographia Opportuno Tempore*, Londrina. v. 2. n. 2. Edição Especial. p. 66-80. 2016.

OLIVEIRA, M. D.; FLORENTINO, P. S.; NASCIMENTO, T. E. P. F. Análise do desempenho de *wetlands* verticais descendentes para tratamento de esgoto domésticos. XIV Jornada Científica das Faculdades Integradas de Cacoal – UNESC, n.1, 30 e 31 out, (2017-a)

OLIVEIRA, L. P., SOUZA, M. B., SOARES, A. F. S., ANDRADE, I. C. M. Avaliação da eficiência de *Wetlands* na remoção de matéria orgânica de esgoto sanitário. Revista NBC - Belo Horizonte. v. 8. nº 15. 2018.

OLIVEIRA, J. F. DE, FIA, R., FIA, F. R. L., RODRIGUES, F. N., OLIVEIRA, L. F. C. DE, L. FILHO, L. C. DE A. Efeitos da água residual de laticínios na respiração basal do solo, produtividade e remoção de nutrientes por Tifton 85 (*Cynodon* sp.). Revista de Ciências Agrárias, 2019, 42(1): 155-165. Doi: <https://doi.org/10.19084/RCA17237>

ONOFRE, S. B., BERTOLDO, I. C., ABATTI, D., REFOSCO, D., AGUSTINI, D. Physico-Chemical and Microbiological Properties of the Sewage Sludge Produced by the Sewage Treatment Plant (STP) of Toledo -Paraná-Brazil. Int.J.Curr.Microbiol.App.Sci.v. 6. N.3, p. 2420-2429. 2017.

ORTUSTE, F. R. Living without sanitary sewers in Latin America - The business of collecting fecal sludge in four Latin American cities. Lima, Peru. World Bank, Water and Sanitation Program, 2012.

OZENGİN, N.; ELMACI, A.; YONAR, T. Application of artificial neural network in horizontal subsurface flow constructed wetland for nutrient removal prediction. Applied Ecology and Environmental Research.v. 14. p. 305-324. 2016.

PAES J. L. DE A., RUIZ, H. A., FERNANDES, R. B. A., FREIRE, M. B. G. DOS S., BARROS, M. DE F. C., ROCHA, G. C. Condutividade hidráulica em resposta à saturação por sódio e concentração salina da solução. Rev. Ceres vol.61 no.5. Viçosa Sept./Oct. 2014. Doi: <https://doi.org/10.1590/0034-737X201461050015>

PACHECO, F. P., NÓBREGA, L. H. P., TONINI, M., SPIASSI, A., ROSA, D. M., SILVA, C. T. DE A. DA C. Physical attributes of soil after swine wastewater application as cover fertilizer on maize crop and black oats sequence. Rev. Caatinga, Mossoró, v. 30, n. 4, p. 955 – 962, out. – dez., 2017.<http://dx.doi.org/10.1590/1983-21252017v30n416rc>

PAPAEVANGELOU, V. A.; GIKAS, G. D.; TSIHRINTZIS, V. A.; ANTONOPOULOU, M.; KONSTANTINOU, I. K. Removal of Endocrine Disrupting Chemicals in HSF and VF pilot-scale constructed wetlands. Chemical Engineering Journal. v.294. p.146-156. 2016.

PATEL, A. G. Sistema híbrido de wetlands construídos no tratamento de esgotos sanitários. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)- Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) Câmpus Curitiba, Curitiba, 2018.

PAULINO, J.; ZOLIN, C. A.; BERTONHA, A.; FREITAS, P. S. L.; FOLEGATTI, M. V. Estudo exploratório do uso de vinhaça ao longo do tempo. II Características da cana-de-açúcar. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. v. 15. n.3. p. 244-249. 2011.

PELLISSARI, C. Tratamento de efluente proveniente da bovinocultura de leite empregando wetlands construídos de escoamento superficial. Dissertação de Mestrado, UFSM, Santa Maria, 2013.

PERES, L. R. S. Avaliação biótica e abiótica de um “wetland” em efluente de ricultura. Dissertação (Mestrado Aquicultura) - Universidade Estadual Paulista, Centro de Aquicultura da Unesp, Jaboticabal, 2018.

PINHO, R. M. A.; SANTOS, E. M.; RODRIGUES, J.; MACEDO, C. H. O.; CAMPOS, F. S.; RAMOS, J. P. D. F.; PEZARRO, A. F. Avaliação de genótipos de milho para silagem no semiárido. **Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal**, v. 14, n. 3, p. 426–436, 2013.

POÇAS, C. D. Utilização da tecnologia de wetlands para tratamento terciário: controle de nutrientes. Dissertação (Ciências)- Faculdade de Saúde Pública, da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2015.

POCZYNEK, M. Produção e bromatologia de espécies forrageiras perenes estivais, colhidas em diferentes estratos. Dissertação – Universidade Federal do Centro-Oeste, Guarapuava, PR. 2015.

PRATA, 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. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v.33, n.6, p. 1144-1155, 2013.

PRIOR, M.; SAMPAIO, S. C.; NÓBREGA, L. A. H. P.; DIETER, J.; COSTA, M. S. S. DE M. Estudo da associação de água residuária de suinocultura e adubação mineral na cultura do milho e no solo. *Engenharia Agrícola*. v.35. p.744-755,2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v35n4p744-755/2015>

QUELUZ, J. G. T. Eficiência de alagados construídos para o tratamento de águas residuárias com baixas cargas orgânicas. Tese (Agronomia)- Faculdade de Ciências Agronômicas da Unesp – Câmpus de Botucatu, Botucatu-SP, 2016.

RAIJ, B. van. Fertilidade do solo e adubação. Piracicaba: Potafos. p.343. 1991.

RAMOS, N. F. S., BORGES, A. C., GONÇALVES, G. C., DE MATOS, A. T. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em sistemas alagados construídos, com *Chrysopogon zizanioides* e *Polygonum punctatum* cultivadas em leito de argila expandida. Eng Sanit Ambiental. v.22. n.1. p. 123-132. 2017. DOI: 10.1590/S1413-4152201687067

REDDY, K. R.; KHALEEL, R.; OVERCASH, M. R.; WESTERMAN, P. W. A. Nonpoint Source Model for Land Areas Receiving Animal Waste: II. Ammonia volatilization. Transactions of the ASAE, v.22, n.6, 1979, p.1398-1405.

RESENDE, H. O. Efeito residual da gessagem e adubação fosfatada na cultura do milho segunda safra. Dissertação (Mestre em Agronomia- Produção Vegetal), Universidade Federal de Goiás, Regional Jataí, Jataí-Go, 2018.

RIBEIRO, K. G., PEREIRA, O. G. Produtividade de matéria seca e composição mineral do capim-tifton 85 sob diferentes doses de nitrogênio e idades de rebrotação. Ciênc. agrotec., Lavras. v. 35. n. 4. p. 811-816. 2011.

RIBEIRO, ALINE DA S.; JHONATAN B. DA; SOUZA FL, JOSE C. M. DE; MAGALHÃES FL, FERNANDO J. C.; PAULO, PAULA L. Constructed *Wetland* Treating Greywater: Behavior of Nitrogen Compounds. Panamerican Conference On Wetland Systems For Water Quality Improvement. 2012.

RIBEIRO, E. A. DE S. Produção de milho-verde irrigado por gotejamento em Teresina-Pi. Pós-graduação em Agronomia–área de concentração Agricultura Tropical. TERESINA –PI. 2017.

RODRIGUES, M. V. C. Wetland construído de fluxo vertical empregado no tratamento de esgoto de um restaurante universitário. 2016. 97p. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental). –Curso de Engenharia ambiental –Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2016.



ROSSMANN, M. Sistemas alagados construídos para tratamento de águas residuárias do processamento dos frutos do cafeeiro: eficiência e caracterização das comunidades microbianas. 77f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2011.

ROZARIO, P.; M. GREENWAY, M.; EL HANANDEH, A. Phosphorus removal from secondary sewage and septage using sand media amended with biochar in constructed wetland mesocosms. *Science of the Total Environment*. v. 569-570. p.123-133. 2016.

RUPOLLO, C. Z. Avaliação físico-hídrica de um latossolo vermelho em pastagem de jiggs manejada sob diferentes intensidades de pastejo. Dissertação -Pós-Graduação em Ciência do Solo, Área de concentração em Processos Físicos e Morfológicos do Solo, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS). Santa Maria. 2016.

SALGADO, V. C., SOUZA FILHO, E. J., GAVAZZA, S., FLORENCIO, L., KATO, M. T. Cultivo de melancia no semiárido irrigado com diferentes lâminas de esgoto doméstico tratado. *Eng Sanit Ambient*. v.23. n.4. p. 727-738. 2018. DOI:10.1590/S1413-41522018161706

SANCHÊS, S. S. C. Características agronômicas, anatômicas e valor nutritivo do capim-elefante em diferentes idades de corte. Dissertação (Mestre em Ciência Animal) - Universidade Federal do Maranhão, Chapadinha, 2017.

SANDRI, D.; ROSA, R. R. B. Atributos químicos do solo irrigado com efluente de esgoto tratado, fertirrigação convencional e água de poço. *Revista Irriga, Botucatu*. v.22. n 1. p. 18-33. 2017.

SANTANA, R. N. MARQUES, M. V. A., SILVA, C. G., RIBEIRO, D. P. Análise da variabilidade espacial dos atributos químicos do solo na remoção de nutriente e da produtividade da brachiaria humidicula utilizada em rampas de escoamento superficial no tratamento de esgoto sanitário operando em condições reais. *Revista Engenharia na Agricultura*. v.25, n.1, p.12-26, 2017.

SANTIAGO, A. D., MARAFON, A. C.; CAMARA, T. M. M.. Espaçamentos de capim-elefante cultivado para fins energéticos nos Tabuleiros Costeiros de Alagoas. Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 7p. 2015. (Embrapa Tabuleiros Costeiros. Comunicado Técnico, 176).

SANTOS, A. P. R. Efeito da irrigação com efluente de esgoto tratado, rico em sódio, em propriedades químicas e físicas de um Argissolo Vermelho Distrófico cultivado com capim tifton 85. 2004. 95 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2004.

SANTOS, G. O. Aplicação de efluente de tratamento de esgoto, via aspersão, no solo e em Brachiaria. 2015. 197 p. Tese (Doutorado em Agronomia) - E Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal. 2015.

SANTOS, V. K. S., COLARES, A. P. F., MARTINS, R. N., SILVA, V. V., SOUZA, M. A. R., RIBEIRO, D. P. Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias da suinocultura. XX Encontro Latino Americano de Iniciação Científica, XVI Encontro Latino Americano de Pós-Graduação e VI Encontro de Iniciação à Docência – Universidade do Vale do Paraíba. 2016a.

SANTOS, B.S.; COSTA, P.F.; EYNG, E.; CÂMARA, C.D. Avaliação da Eficiência de um Sistema de Tratamento por Wetland Construído Aplicado ao Efluente de um Frigorífico de Suínos. Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas. v. 37. n. 2. p. 13-22. 2016b.

SANTOS, S. R., SOARES, A. A., KONDO, M. K., ARAÚJO, E. D., CECON, P. R. Crescimento e produção do algodoeiro fertirrigado com água residuária sanitária no semiárido de minas gerais. Irriga, Botucatu. v. 21, n. 1, p. 40-57. 2016c

SANTOS, S. H. J. Avaliação de um wetland: sistema alagado construído para tratamento de esgoto. Trabalho de conclusão de curso (Tecnólogo em Saneamento Ambiental) - Instituto Federal de Sergipe, ARACAJU, 2017a.

SARAIVA, C. B. 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 (Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Viçosa. Viçosa-MG, 2016

SARNAGLIA, S. A. A. Desempenho de um “wetland” vertical aplicado ao tratamento do efluente de um filtro anaeróbio em uma estação de tratamento de águas cinzas claras visando o reuso não potável em edificações residenciais. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) -Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2014.

SECRETARIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE, RECURSOS HÍDRICOS, INFRAESTRUTURA, CIDADES E ASSUNTOS METROPOLITANOS (SECIMA). Secima faz diagnóstico do saneamento em Goiás 2018. Disponível em: <<http://www.meioambiente.go.gov.br/noticias/741-secima-faz-diagnostico-do-saneamento-em-goias.html>> . Acesso em: 24 fev.2020

SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P., DECEZARO, S. T., MAGRI, M. E., PHILIPPI, L. S. Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. Engenharia Sanitária Ambiental. Rio de Janeiro, v.20. n.1. p.151-158. 2015.

SILVA, D.J.; QUEIROZ, A.C. Análise de alimentos: métodos químicos e biológicos. Viçosa: UFV, Imprensa Universitária, 2002. 239p.

SILVA, L. C. L. Sistema biológico combinado (wetlands+ biofiltros) para o tratamento de efluente doméstico bruto. Trabalho de conclusão de curso (Engenharia Ambiental) - Universidade Católica de Brasília, Brasília. 2014.

SILVA, G. F., OLIVEIRA, F. H. T., PEREIRA, R. G., DIÓGENES, T. B. A., NOVO JÚNIOR, J., SOUZA FILHO, A. L. Doses de nitrogênio e de fósforo recomendadas para produção econômica de milho verde em Mossoró-RN. Magistra, Cruz das Almas – BA, V. 26, n.4, p. 467- 481, 2014.

SILVA JÚNIOR, É. D., ALMEIDA, R. A., SIQUEIRA, E. R., SILVA, Á. R., RODRIGUES, A. M. Remoção de micro-organismos patogênicos de resíduos sépticos em leitos com e sem vegetação. Enciclopédia Biosfera, Centro científico Conhecer- Goiânia, v.11, n.21, p3021-3034, 2015.

SILVA, R. L., PORT, R. T., BONETTO, L. R. Tratamento de Esgoto Doméstico por Filtro Anaeróbico com Material de Recheio Alternativo. Mostra IFTec em Res., Caxias do Sul, n. 4, set. 2015.

SILVA, B. A. Determinação de condicionantes para uso do tanque de evapotranspiração como elemento de saneamento rural em Minas Gerais. Monografia. Universidade Federal Fluminense, Niterói, RJ :48 f., 2016.

SILVA, E. L., SOUZA, J. A. R., MOREIRA, D. A., OLIVEIRA, W. M., RIBEIRO, W. A. S., DOMINGOS, R. M. O. Distribuição de sódio no perfil de um solo fertirrigado com água

residuária. VI Congresso Estadual de Iniciação Científica e Tecnológica do IF Goiano, IF Goiano-Campus Urutaí, 25 a 28 de setembro de 2017.

SILVA, J. A., SILVA, G. H. R., SARTI, A. Tratamento de esgoto sanitário de baixa carga utilizando reator compartimentado anaeróbio/aeróbio em escala piloto. *Eng Sanit Ambient.* v.22. n.3. maio/jun 2017. 539-549. DOI: 10.1590/S1413-41522016144668

SILVA, A. A. F. Irrigação com esgoto doméstico tratado em área cultivada com laranja. Tese (Doutora em Agronomia –Irrigação e Drenagem), Faculdade de Ciências Agrônômicas da Unesp Campus de Botucatu, Botucatu-SP, 2018.

SILVA, M. S. da. Efeitos de esterco bovino em atributos químicos e físicos do solo, produtividade de milho e créditos de nitrogênio. Tese (Doutor em Agronomia- Ciência do Solo), Universidade Estadual Paulista –Unesp Câmpus De Jaboticabal, Jaboticabal, 2018.

SILVA, S. C., RAMOS, M. L. G., BERNARDES, R. S. Remoção de sais em wetlands construídos no tratamento de esgotos domésticos primário. *Gesta.* v. 6. n. 1. p. 125-138. 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.9771/gesta.v6i1.22371>

SILVEIRA, D. D. et al. Influence of partial saturation on total nitrogen removal in a single-stage French constructed wetland treating raw domestic wastewater. *Ecological Engineering*, v. 77. p.257-264. 2015.

SIMÕES, K.S.; PEIXOTO, M.F.S.P.; ALMEIDA, A.T.; LEDO, C.A.S.; PEIXOTO, C.P.; PEREIRA, F.A.C. Água residuária de esgoto doméstico tratado na atividade microbiana do solo e crescimento da mamoneira. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande. v.17. n.5. p.518-523. 2013.

SIMONETTI, A., MARQUES, W. M., COSTA, L. V. C. Produtividade de capim-mombaça (*panicum maximum*), com diferentes doses de biofertilizante. *Brazilian Journal of Biosystems Engineering*. v. 10(1): 107-115, 2016.

SIQUEIRA, E. R. Tratamento dos resíduos de fossas e tanques sépticos em um sistema de alagado construído. Dissertação (Engenharia do Meio Ambiente) - Universidade Federal de Goiás- Goiânia. 2014.

SOELA, D. M. Tratamento de água residuária de suinocultura em sistemas alagados construídos cultivados com lírio-do-brejo e helicônia-papagaio. Prêmio ecologia 2017. Instituto Federal do Espírito Santo – *campus* Santa Teresa. 2017

SOUZA, J. A. R. Efeitos da fertirrigação com efluente do tratamento primário da água residuária da suinocultura no solo e na produtividade e qualidade do tomate (*lycopersicon esculentum* mill.). Tese, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa – MG, 2009.

SOUZA, J. A. R. DE; MOREIRA, D. A. Avaliação de frutos de tomate de mesa produzidos com efluente do tratamento preliminar da água residuária da suinocultura. Engenharia Ambiental - Espírito Santo do Pinhal, v. 7, n. 4, p. 152-165, out. /dez. 2010

SOUZA, C. F., BASTOS, R. G., GOMES, M. P. M., PULSCHEN, A. A. Eficiência de estação de tratamento de esgoto doméstico visando reuso agrícola. Rev. Ambient. Água. v. 10. n. 3, Taubaté. 2015a. doi: 10.4136/ambi-agua.1549

SOUZA, D.P.; QUELUZ, J.G.T.; SILVA, A.O.; SÁNCHEZ ROMÁN, R.M.S. Influência da fertirrigação por sulco utilizando água residuária e diferentes níveis de adubação na produtividade do feijoeiro. Irriga, Botucatu. v.20. n.2. p.348-362. 2015.

SOUZA, L. de P. Produção de porta-enxerto de goiabeira crioula irrigado com águas salinizadas e doses de nitrogênio. 2016. 81f. (Dissertação de Mestrado em Horticultura Tropical), Programa de Pós-graduação em Horticultura Tropical, Centro de Ciências e Tecnologia Agroalimentar, Universidade Federal de Campina Grande – Pombal – Paraíba – Brasil, 2016.

SOUZA, L. de P., NOBRE, R. G., BARBOSA, J. L., LIMA, G. S., ALMEIDA, L. L. de S., PINHEIRO, F. W. A. Cultivo do algodoeiro cv. BRS Topázio em solos salino-sódico com adição de matéria orgânica. Revista Espacios. v. 38. n.14. p. 17. 2017.

SOUZA, J. A. R., MOREIRA, D. A., COSTA, J. V., SILVA, E. L., RIBEIRO, W. A. S., OLIVEIRA, W. M. Influência do reuso de água residuária na condutividade elétrica e hidráulica de um latossolo. *Anais IV INOVAGRI International Meeting*, 2017.

SOUZA, F. G. de; MELO, V. F.; ARAUJO, W. F.; ARAUJO, T. H. de C. Losses of soil, water, organic carbon and nutrients caused by water erosion in different crops and natural savannah in

the northern Amazon. Rev. Ambient. Água [online]. Taubaté. v.14, n.1. 2019. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.2126>

STEFANOSKI, D. C., SANTOS, G. G., MARCHÃO, R. L., PETTER, F. A., PACHECO, L. P. Uso e manejo do solo e seus impactos sobre a qualidade física. R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental, v.17, n.12, p.1301–1309, 2013.

TAFFAREL, L. E.; MESQUITA, E. E.; CASTAGNARA, D. D.; OLIVEIRA, P. S. R.; OLIVEIRA, N. T. E.; GALBEIRO, S.; COSTA, P. B. Produção de matéria seca e valor nutritivo do feno do tifton 85 adubado com nitrogênio e colhido com 35 dias. Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal . v.15. n.3. p.544-560. 2014.

TEIXEIRA, J.B. Saneamento rural no Brasil - perspectivas. In: REZENDE, S.C. (org.). Cadernos temáticos v. 7. In: HELLER, L.; MORAES, L. R. S.; BRITTO, A. L. N. P.; BORJA, P. C.; REZENDE, S. C. (cCoord.). Panorama do saneamento básico no Brasil. Brasília: Ministério das Cidades. 2014.

TEMBE, Á. L. B. Avaliação do Efeito do Método Físico, Químico e Mecânico no Controlo da Tiririca (*Cyperus rotundus*L.) na Cultura do Milho (*Zea mays* L.). Dissertação. Universidade Eduardo Mondlane Faculdade de Agronomia e Engenharia Florestal. Maputo, 2014.

TOMAZ, P. K. Altura de planta como estratégia de colheita do capim mombaça para ensilagem Associada ou não a diferentes combinações de aditivos. Dissertação (Mestre em Ciência e Tecnologia Animal) Faculdade de Engenharia –UNESP –Câmpus de Ilha Solteira, 2017.

TOMOTO, A. L. S. Avaliação de desempenho de reator combinado anaeróbio-aeróbio no tratamento de água residuária proveniente de abatedouro de aves. Trabalho de conclusão de curso (Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR)-Campus Campo Mourão. Campo Mourão. 2017

TORRIJOS, V.; GONZALO, O. G.; TRUEBA-SANTISO, A.; RUIZ, I.; SOTO, M. Effect of by-pass and effluent recirculation on nitrogen removal in hybrid constructed wetlands for domestic and industrial wastewater treatment. Water Research, v. 103, p.92-100, 2016.

TREIN, C. N.; PELISSARI, C.; HOFFMANN, H.; PLATZER, C. J.; SEZERINO, P. H. Tratamento descentralizado de esgotos de empreendimentos comercial e residencial empregando a ecotecnologia dos *wetlands* construídos. Ambiente Construído, Porto Alegre, v.

15, n. 4, p. 351-367, out./dez. 2015. ISSN 1678-8621 Associação Nacional de Tecnologia do Ambiente Construído. <http://dx.doi.org/10.1590/s1678-86212015000400055>

TREVISAN, G. M. Remoção de coliformes e *ascaris lumbricoides* em sistema de wetland construído de fluxo vertical. Dissertação(Mestrado em Engenharia Ambiental)- Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), Santa Maria, 2017.

TUNÇSIPER, B.; DRIZO, A. E TWOHIG, E. – Constructed wetlands as a potential management practice for cold climate dairy effluent treatment – VT, USA. *Catena*, vol. 135, n. 12, p. 184-192. 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2015.07.028>

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Manual Constructed Wetlands for Municipal Wastewater Treatment. EPA 625-R-99-010, US EPA ORD, Cincinnati, Ohio, 2000.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, USEPA. Office of Research and Development, National Risk Management Research Laboratory. Manual: constructed wetlands treatment of municipal wastewaters. (Cincinnati, Ohio). Diane Publishing, 154p. 2000.

VASCONCELOS, R. F. B.; SOUZA, E. R.; CANTALICE, J. R. B.; SILVA, L. S. Qualidade física de um Latossolo Amarelo de tabuleiros costeiros em diferentes sistemas de manejo da cana-de-açúcar. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. v. 18. n. 4. p. 381-386. 2014.

VIDIGAL, T. M. Irrigação de pimenta sob concentrações de efluente doméstico tratado. Dissertação (Mestre em IRRIGAÇÃO no Cerrado) Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano –Campus Ceres, Ceres - GO. 2017.

VIERA, M. C.; SANTOS, C. H.; PINAFFI, C. D.; MORAIS, M. H.; LEONARDO, A. S. Remoção de n e p de efluente doméstico por plantas aquáticas flutuantes. *Colloquium Agrariae*, v. 13. n.3. 2017, p.77-87. DOI: 10.5747/ca.2017.v13.n3.a176

VILAS BÔAS, R. B. Avaliação de sistemas alagados construídos combinados com diferentes configurações. Lavras: Editora da UFLA, 2013.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3.ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2005. 452p.

VON SPERLING, M. Introducción a la calidad del agua y al tratamiento de aguas residuales - Principios del tratamiento biológico de aguas residuales, Volumen 1. San Juan de Pasto, Colombia: Editorial Universitaria de la Universidad de Nariño. 468p. 2012.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Editora UFMG, 2014.

VON SPERLING, M. Comparison of simple, small, full-scale sewage treatment systems in Brazil: UASB-maturation ponds-coarse filter; UASB- horizontal subsurface-flow *wetland*; vertical-flow *wetland* (first stage of French system). *Water Sci. Technol.* v. 71. n.3. p.329. 2015.

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment.* v. 380. n. 1-3. p. 48-65. 2007.

WANG, W.; DING, Y.; WANG, Y.; SONG, X.; AMBROSE, R. F.; ULLMAN, J. L.; WINFREY, B. K.; WANG, J.; GONG, J. Treatment of rich ammonia nitrogen wastewater with polyvinyl alcohol immobilized nitrifier biofortified constructed wetlands. *Ecological Engineering.* v. 94. p.7-11. 2016.

WEBER, Conrado Folle. Proposta de dimensionamento e implantação de wetlands construídos em sistema individual de tratamento de esgoto sanitário. 2015. 70 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2015.

WEERAKOON, G. M. P. R.; JINADASAA, K. B. S. N.; HERATHA, G. B. B.; MOWJOODB, M. I. M.; VANBRUGGEN, J. J. A. Impact of the hydraulic loading rate on pollutants removal in tropical horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering.* v. 61. p.154-160. 2013.

WEST, L. G. M. Uso de efluentes domésticos tratados na cultura do girassol (*Helianthus Annuus L.*). Dissertação -Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Estadual de Feira de Santana (Ciências em Engenharia Civil e Ambiental). Feira De Santana. 2018.

WU, H.; FAN, J.; ZHANG, J.; NGO, H. H.; GUO, W.; HU, Z.; LV, J. Optimization of organics and nitrogen removal in intermittently aerated vertical flow constructed wetlands: Effects of aeration time and aeration rate. *International Biodeterioration & Biodegradation.* v. 113. n. 1. p.139-145. 2016.



Xu, J.; Lo, S.L. & Xu, L. (2015) – Removal of pollutants during storm and non-storm events by two wetlands. *Desalination and Water Treatment*. v. 57. n. 22. p. 10391-10402. <http://dx.doi.org/10.1080/19443994.2015.1036466>

ZAIKA, M. G. B. Parâmetros de tratabilidade em sistemas de alagados construídos aplicado ao reuso de resíduos de dessalinização. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental) - Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2018

ZANETTI, J. B.; MORAIS, R. F.; ALVES, B. J. R.; BODDEY, R. M.; URQUIAGA, S.; SOARES, L. H. B. Balanço de energia na produção de capim-elefante em condições experimentais. *Seropédica: Embrapa Agrobiologia*. p. 24. 2010. (Embrapa Tabuleiros Costeiros. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 71).

ZHAI, J.; RAHAMAN, H.; XING CHEN, X.; HAIWEN, XIAO, H.; H.; LIAO, K.; LI, X.; DUAN, C.; ZHANG, B.; TAO, G.; JOHN, Y.; VYMAZAL, J. New nitrogen removal pathways in a full-scale hybrid constructed wetland proposed from high-throughput sequencing and isotopic tracing results. *Ecological Engineering*. v. 97. p. 434–443. 2016.

ZHANG, C.; WANG, Y.; WANG, Y. Purification effect of subsurface flow constructed wetland on livestock wastewater. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*. Beijing. v. 29. n. 17. p. 160-168. 2013.

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*, Amsterdam. v.35. n.5. p.861-869. 2009.

# **ANEXO I**

## APÊNDICE

Tabela - Teste de média de matéria seca do Capim Elefante.

TRATAMENTOS	MÉDIA GERAL	1° CORTE	2° CORTE
SAC1	30,22B	32,00aCD	28,43bA
SAC5	33,09 <sup>a</sup>	37,97aA	28,22bA
SAC9	29,97B	32,47aBCD	27,47bA
SAC10	28,63C	29,83aD	27,43bA
SAC14	28,15C	31,20aCD	24,90bB
SAC18	28,05C	33,63aBC	22,67bC

\*Médias seguidas por pelo menos uma mesma letra maiúscula nas colunas indicam que, para os cortes, os SACs não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste Tukey,(SAC\*DAT)

\*Médias seguidas por pelo menos uma mesma letra minúscula nas linhas indicam que, para os SACs, os cortes não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste Tukey (DAT\*SAC)

Tabela - Teste de média de matéria seca do Capim Mombaça.

TRATAMENTOS	MÉDIA GERAL	1° CORTE	2° CORTE
SAC2	29,28AB	31,33aB	27,22bAB
SAC6	30,19A	34,20aA	26,18bAB
SAC7	28,27BC	30,27aB	26,27bAB
SAC11	27,68C	30,43aB	24,93bB
SAC15	26,05D	26,47aC	25,63aB
SAC17	24,95E	25,13aC	24,77aB

\*Médias seguidas por pelo menos uma mesma letra maiúscula nas colunas indicam que, para os cortes, os SACs não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste Tukey,(SAC\*DAT)

\*Médias seguidas por pelo menos uma mesma letra minúscula nas linhas indicam que, para os SACs, os cortes não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste Tukey (DAT\*SAC)

Tabela - Teste de média de matéria seca do Capim TIFTON

TRATAMENTOS	MÉDIA GERAL	1° CORTE	2° CORTE
SAC3	27,95B	29,50aB	26,40bABC
SAC4	29,70A	32,07aA	27,33bAB
SAC8	26,27CD	27,87aCD	24,67bC
SAC12	25,30D	26,47aCD	24,12bC
SAC13	26,70C	26,23aD	27,17aAB
SAC16	28,05B	31,07aA	25,03bBC

\*Médias seguidas por pelo menos uma mesma letra maiúscula nas colunas indicam que, para os cortes, os SACs não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste Tukey,(SAC\*DAT)

\*Médias seguidas por pelo menos uma mesma letra minúscula nas linhas indicam que, para os SACs, os cortes não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste Tukey (DAT\*SAC)

Tabela - Resumo da análise de variância dos parâmetros pH, condutividade elétrica (Ce), Turbidez, Fósforo, Nitrogênio em função dos capins, das taxas de carga orgânica e do tempo dias após o transplântio

FV	GL	Quadrado médio				
		ph	Ce	Tur	Fos	N
data	5	1,59***	2386743***	1193,14***	6109,12***	7288,349***
trat	17	0,97***	59360,45***	474,78***	1151,26***	1722,64***
Data*trat	85	0,04**	17323,84***	102,38***	424,78***	690,90*
resíduo	216	0,27	1626,51	0,002	0,002	514,43
Coef. variação		2,31	4,790	0,047	0,097	53,90

<sup>ns</sup>, \*\*\*, \*\*, \* F não significativos a 0,1%, 1% e 5%, respectivamente.

Tabela -Resumo da análise de variância dos parâmetros amônio, sólidos totais(SOL), sódio (NA), potássio (K), cálcio (CA) em função dos capins, das taxas de carga orgânica e do tempo dias após o transplântio

FV	GL	Quadrado médio				
		AMONIO	SOL	NA	K	CA
data	5	11548,52***	10188,20***	9344,09***	8969,91***	5114,09***
trat	17	943,48***	582,70***	341,90 <sup>ns</sup>	497,14***	886,36***
Data*trat	85	607,10***	160,23***	391,92 <sup>ns</sup>	431,64***	845,88***
resíduo	216	0,002	0,002	378,11	0,028	0,002
Coef. variação		0,09	0,103	69,06	1,25	0,083

<sup>ns</sup>, \*\*\*, \*\*, \* F não significativos a 0,1%, 1% e 5%, respectivamente.

Tabela - Resumo da análise de variância dos parâmetros magnésio, demanda bioquímica de oxigênio(DBO), demanda química de oxigênio (DQO), coliformes totais (CT), coliformes termotolerantes (CF) em função dos capins, das taxas de carga orgânica e do tempo dias após o transplântio

FV	GL	Quadrado médio				
		MG	DBO	DQO	CT	CF
data	5	574713***	18078,79***	49,63,26***	1115,83**	887,89***
trat	17	786,04*	433,39***	612,59***	1928,16***	1825,26***
Data*trat	85	903,69***	3339,89***	869,88***	432,94*	373,43***
resíduo	216	448,36	0,002	0,002	288,48	0,002
Coef. variação		45,60	0,060	0,061	19,46	0,046

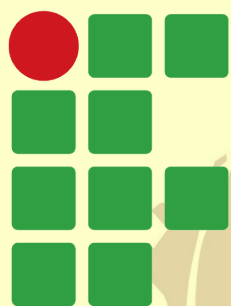
<sup>ns</sup>, \*\*\*, \*\*, \* F não significativos a 0,1%, 1% e 5%, respectivamente.

## ANOVA – PARTE – SOLO

Tabela - Resumo da análise de variância dos parâmetros densidade do solo ou massa específica **DS**, densidade de partículas **DP**, volume total de poros **VTP** e condutividade hidráulica do solo saturado **K0**, em função das profundidades, dias após semeio e dos tratamentos avaliados (concentração de sódio aplicado)

FV	GL	Quadrado médio			
		DS	DP	VTP	K0
TRAT	3	0,021 <sup>ns</sup>	0,003*	0,0006 <sup>ns</sup>	64,4564***
ERRO(A)	8	0,005	0,005	0,0012	9,4432
PROF	1	0,023 <sup>o</sup>	0,132***	0,0003 <sup>ns</sup>	21,3822 <sup>ns</sup>
PROF*TRAT	3	0,017 <sup>^</sup>	0,040**	0,0071**	21,7321 <sup>ns</sup>
ERRO (B)	8	0,0092	0,007	0,0015	43,5254
DAS	2	0,2454***	0,154***	0,0570***	637,9558***
DAS*TRAT	6	0,0075 <sup>ns</sup>	0,007 <sup>ns</sup>	0,00097 <sup>ns</sup>	27,2603 <sup>#</sup>
PROF*DAS	2	0,0039 <sup>ns</sup>	0,033 <sup>o</sup>	0,0004 <sup>ns</sup>	73,3407*
PROF*DAS*TRAT	6	0,0120 <sup>”</sup>	0,017 <sup>#</sup>	0,0043**	19,0550 <sup>ns</sup>
RESÍDUO	32	0,0078	0,012	0,0014	21,5801
Coef. variação		6,3852	4,1170	8,0063	79,083

ns, \*\*\*, \*\*, \*, <sup>o</sup>, <sup>^</sup>, <sup>”</sup>, # F não significativos, significativos a 0,1%, 1%, 5%, 10%, 15%, 20% e 30% respectivamente.



# INSTITUTO FEDERAL

Goiano

---

Campus  
Urutaí

