

UFRRJ
INSTITUTO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
AGRÍCOLA E AMBIENTAL

DISSERTAÇÃO

Tratamento da Água Residuária da Suinocultura Utilizando
Filtro Orgânico e Digestão Aeróbia

Adriana Paulo de Sousa Oliveira

2018



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA
E AMBIENTAL**

**TRATAMENTO DA ÁGUA RESIDUÁRIA DA SUINOCULTURA
UTILILIZANDO FILTRO ORGÂNICO E DIGESTÃO AERÓBIA**

ADRIANA PAULO DE SOUSA OLIVEIRA

Sob a Orientação da Professora
Érika Flávia Machado Pinheiro

e co-orientação do Pesquisador
David Vilas Boas de Campos

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciências** no Curso de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental, Área de concentração em Meio Ambiente.

Seropédica, RJ
Fevereiro de 2018

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Biblioteca Central / Seção de Processamento Técnico

Ficha catalográfica elaborada
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

O49t Oliveira, Adriana Paulo de Sousa, 1988-
Tratamento da água residuária da suinocultura
utilizando filtro orgânico e digestão aeróbia / Adriana
Paulo de Sousa Oliveira. - 2018.
69 f.: il.

Orientadora: Érika Flávia Machado Pinheiro.
Coorientador: David Vilas Boas de Campos.
Dissertação(Mestrado). -- Universidade Federal
Rural do Rio de Janeiro, Engenharia Agrícola e
Ambiental, 2018.

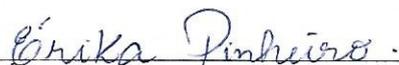
1. filtração. 2. água de reúso. 3. fertilizante
orgânico. I. Pinheiro, Érika Flávia Machado , 1975-,
orient. II. Campos, David Vilas Boas de , 1972-,
coorient. III Universidade Federal Rural do Rio de
Janeiro. Engenharia Agrícola e Ambiental. IV. Título.

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE TECNOLOGIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA E AMBIENTAL

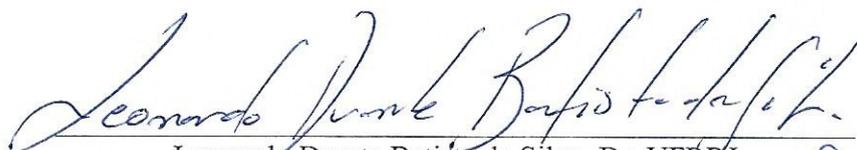
ADRIANA PAULO DE SOUSA OLIVEIRA

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Ciências, no Curso de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental, área de concentração em Meio Ambiente.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 19/02/2018.



Érika Flávia Machado Pinheiro. Dr. UFRRJ
(Orientador)



Leonardo Duarte Batista da Silva. Dr. UFRRJ



Marcelo Henrique Otênio. Dr. EMBRAPA GABO DE LEITE

DEDICATÓRIA

*Aos meus pais, Francisco e Maria do Rosário
e ao meu marido Renê.*

Dedico

AGRADECIMENTOS

À Deus, principalmente, por ter me dado saúde e força para alcançar os meus objetivos.

Aos meus pais Maria de Rosário e Francisco, pelo amor incondicional e incentivo nos momentos difíceis. À minha avó Maria pelo carinho e orações. Ao meu marido Renê pelo companheirismo e por torcer pelo meu sucesso profissional.

Aos professores Dr. Jonathas Silva e Dra. Renata Pereira pelo exemplo e incentivo.

À orientadora Dra. Érika Pinheiro, pessoa admirável a quem agradeço pela amizade, sugestões e estímulo no desenvolvimento deste trabalho. Ao co-orientador Dr. David Campos por contribuir nos trabalhos desenvolvidos durante o mestrado.

Aos amigos Camila, Sayonara, Iara, Tamiris, Raquel, Luiz Alberto, Mel, João e Bárbara pela ajuda nas coletas, nas análises laboratoriais e pelos bons e engraçados momentos vividos.

Aos funcionários do Setor de Suinocultura Bruno e Sr. Paulo, por permitirem a coleta da água residuária, pela disponibilidade em ajudar sempre e o pelo agradável convívio.

Aos professores Dr. Leonardo Duarte, Dr. Alexandre Lioi, Dra. Rosa Luchese, Dr. Roberto Lelis, Dr. Marcos Gervásio e Dr. Nelson Moura pelo conhecimento técnico transmitido e por disponibilizarem a utilização dos laboratórios.

Aos técnicos Edilene, Sr. Dedeco, José Carlos, Jair e Adriana pela solicitude e por me auxiliarem nas análises laboratoriais.

Aos membros da banca Dr. Marcelo Otenio e Dr. Leonardo Duarte pela solicitude.

Ao secretário Tiago e a coordenadora Dra. Camila Pinho do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental pela presteza e solicitude.

À Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental pela oportunidade de realizar o curso e por terem disponibilizado suas infraestruturas e recursos para o desenvolvimento desse trabalho.

Muito obrigada a todos pelo carinho, amizade, pelos bons exemplos e conselhos.

BIOGRAFIA

Adriana Paulo de Sousa Oliveira nasceu na cidade de Silveirânia - MG, no dia 1 de maio de 1988. Em 2005 concluiu o ensino médio no Colégio Municipal Santo Antônio. Em 2010 ingressou no curso de graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária na Universidade Federal de Juiz de Fora, concluindo-o em 2015. Durante o período de graduação foi bolsista de Iniciação Científica e monitora da disciplina Hidráulica Geral. Em março de 2016 ingressou no mestrado no curso de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental, na Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

RESUMO

OLIVEIRA, Adriana Paulo de Sousa. **Tratamento da água residuária da suinocultura utilizando filtro orgânico e digestão aeróbia**. 2018. 69p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola e Ambiental). Instituto de Tecnologia, Departamento de Engenharia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2018.

A água residuária da suinocultura (ARS) apresenta um alto potencial poluidor e uma complexa e heterogênea constituição o que demanda a aplicação de técnicas de tratamento capazes de adequá-la aos padrões ambientais e acessíveis aos pequenos suinocultores. No entanto, é impossível estabelecer um sistema padrão, sendo imprescindível a análise de diferentes níveis de tratamento para permitir uma avaliação do sistema que se adapte a cada caso. Considerando o nível primário, os filtros orgânicos se destacam, apresentando baixo custo, elevada retenção de sólidos da ARS e o meio filtrante pode torna-se adubo ou condicionador do solo. Em nível secundário, a digestão aeróbia apresenta-se como uma técnica promissora e de fácil operação, capaz de promover a clarificação da fração líquida e a estabilização da fração sólida. Diante do exposto, o objetivo do estudo foi avaliar o potencial das técnicas de filtração e digestão aeróbia no tratamento da ARS. Para a filtração foi construída uma coluna utilizando garrafas PET, que foi preenchida com o bagaço de cana-de-açúcar triturado, constituindo o filtro orgânico. Durante a operação foram filtrados 50 L de ARS, desse efluente avaliou-se, a cada dois litros, o pH, a condutividade elétrica (CE), a concentração de sólidos totais (ST) e voláteis (SV). Também foram quantificados os teores totais de Ca, Mg, Cu, Zn, Mn, Fe e Al em amostras compostas por cinco amostras simples. Para a digestão aeróbia foram confeccionados e instalados três reatores biológicos aeróbios em bancada com um compressor de ar acoplado. Para cada reator foram transferidos 20 L de ARS que foram mantidos sob aeração por 32 dias. Após esse período, o efluente tratado foi transferido para o cone Imhoff para a separação das frações líquidas e sólidas as quais foram caracterizadas por meio do pH, ST, SV, N, demanda química de oxigênio (DQO), coliformes termotolerantes e os teores totais de Cu, Zn, Mn, Fe, Cd e Pb. Como resultado principal da técnica de filtração, observou-se que o efluente do filtro orgânico apresentou um aumento do pH e uma baixa redução da CE. A melhor eficiência do filtro foi entre 30 e 40 L de efluente filtrado, nesse intervalo foi possível obter uma retenção ST e SV maior que 40% e uma retenção de Cu e Zn acima de 93%. O Al foi o elemento menos retido no filtro, com remoção entre 13 e 19% no intervalo de 30 e 40 L de ARS filtrado. Como resultado da técnica de digestão aeróbia no tratamento da ARS, verificou-se para a fração líquida uma redução considerável de DQO (86,8%), coliformes termotolerantes (> 99,99%), Cu, Zn e Mn (> 87%). Observou-se um acréscimo nos teores de ST e SV e redução de N insuficiente para atender o limite estabelecido para a disposição no corpo hídrico. Quanto à fração sólida, constatou-se que a digestão aeróbia foi capaz de promover a estabilização dos compostos orgânicos, promoveu um aumento nos teores de N e ST e apresentou uma remoção significativa de coliformes termotolerantes adequando-a para a aplicação no solo após desidratação.

Palavras-chaves: filtração, água de reúso, fertilizante orgânico.

ABSTRACT

OLIVEIRA, Adriana Paulo de Sousa. **Treatment of swine wastewater using organic filter and aerobic digestion.** 2018. 69p. Dissertation (Master Science in Agricultural and Environmental Engineering). Instituto de Tecnologia, Departamento de Engenharia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2018.

Swine wastewater (SW) has high pollutant potential and a complex and heterogeneous constitution that requires the application of treatment techniques that are adequate to environmental standards and accessible to small pig farmers. However, it is impossible to establish a standard system, being essential the analysis of different levels of treatment to allow a system evaluation that suits each case. Considering the primary level, organic filters presenting low cost, high retention of ARS solids and the filtering material can become fertilizer or soil conditioner. At the secondary level, aerobic digestion is a promising and easy-to-operate technique capable of promoting the clarification of the liquid fraction and the stabilization of the solid fraction. Thus, the objective of the study was to evaluate the potential of aerobic filtration and digestion techniques in the treatment of ARS. For the filtration, a column was constructed using PET bottles, which was filled with the sugarcane bagasse, constituting the organic filter. During the operation, 50 L of ARS were filtered and the pH, electrical conductivity (EC), total solids (TS) and volatile solids (VS) were evaluated. The total contents of Ca, Mg, Cu, Zn, Mn, Fe and Al were also quantified. For aerobic digestion, three aerobic biological reactors were installed with a coupled air compressor. For each reactor 20 L of ARS were transferred and kept under aeration for 32 days. After this period, the treated effluent was transferred to the Imhoff cone for the separation of the liquid and solid fractions that were characterized by pH, TS, VS, N, chemical oxygen demand (COD), thermotolerant coliforms and total contents of Cu, Zn, Mn, Fe, Cd and Pb. As a main result, the organic filter effluent presented increased pH and a low EC reduction. The best filter efficiency was between 30 and 40 L of filtered effluent, in this interval it was possible to obtain TS and VS retention of more than 40% and retention of Cu, Zn and Mn above 99%. The Al was the least retained element in the filter, with removal between 13 and 19% between 30 and 40 L of filtered SW. The results of the aerobic digestion technique in the treatment of SW showed that although considerable removal of COD (86,8%), thermotolerant coliforms (>99,99%) and Cu, Zn and Mn (>87%), there was an increase of ST and insufficient N reduction to reach the limit established for the disposal in the water resource. For the solid fraction, it was reported that aerobic digestion was able to promote the stabilization of organic compounds, promoted an increase in N and ST contents and showed significant removal of thermotolerant coliforms, adapting it to the soil application after dehydration.

Keywords: filtration, reuse water, organic fertilizer.

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1.** Características físicas, químicas e biológicas da água residuária da suinocultura publicadas entre os anos 2001 e 2017 5
- Tabela 2.** Limites mínimos de detecção (LD) e quantificação (LQ) para análise de metais e os teores de metais certificados e observados no material de referência (Nist 2782) 17
- Tabela 3.** Características físicas e químicas da água residuária da suinocultura (ARS) coletada em dezembro de 2016, os valores máximos permissíveis (VMP) para lançamento de efluente em corpos hídricos estabelecidos na NT 202/1986 (FEEMA, 1986), na Resolução CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011) e VMP para o uso agrícola de lodos gerados em estações de tratamento de esgoto determinados na Resolução CONAMA 375/2006 (BRASIL, 2006) 20
- Tabela 4.** Concentração de metais presentes da água residuária da suinocultura (ARS), coletada em dezembro de 2016. Os valores máximos permissíveis (VMP) para lançamento de efluente em corpos hídricos estabelecidos na Norma NT 202/1986 (FEEMA, 1986), na Resolução CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011) e VMP para o uso agrícola de lodos gerados em estações de tratamento de esgoto estabelecidos na Resolução CONAMA 375/2006 (BRASIL, 2011) 22
- Tabela 5.** Valores de pH, condutividade elétrica (CE), sólidos totais (ST) e voláteis (SV) da água residuária da suinocultura após filtração com bagaço de cana-de-açúcar.. 23
- Tabela 6.** Valores médios dos teores de Ca, Mg, Cu, Zn, Mn, Fe e Al da ARS após filtração com bagaço de cana-de-açúcar. E, os valores máximos permissíveis (VMP) para o lançamento de efluente em corpos hídricos de acordo com a Resolução CONAMA 430/2011 e Norma NT 202/1986 (BRASIL, 2011; FEEMA, 1986).... 26
- Tabela 7.** Características físicas, químicas e biológicas da água residuária da suinocultura coletada em fevereiro de 2017. Os valores máximos permissíveis (VMP) para lançamento de efluente em corpos hídricos estabelecidos na NT 202/1986 (FEEMA, 1986), DZ 215/2007 (FEEMA, 2007), na Resolução CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011) e o VMP para o uso agrícola de lodos gerados em estações de tratamento de esgoto determinados na Resolução CONAMA 375/2006 (BRASIL, 2006) 30
- Tabela 8.** Concentração de metais presentes da água residuária da suinocultura (ARS), coletada em fevereiro de 2017. Os valores máximos permissíveis (VMP) para lançamento de efluente em corpos hídricos estabelecidos na Norma NT 202/1986 (FEEMA, 1986), na Resolução CONAMA 430/2011 e VMP para o uso agrícola de lodos gerados em estações de tratamento de esgoto estabelecidos na Resolução CONAMA 375/2006 também estão apresentados (BRASIL, 2011; BRASIL, 2006) 32
- Tabela 9.** Características físicas, químicas e biológicas da fração líquida após 32 dias de digestão aeróbia da água residuária da suinocultura. A eficiência de remoção em relação à ARS bruta (E), os valores máximos permissíveis (VMP) para lançamento de efluente em corpos hídricos estabelecidos na Diretriz DZ

215/2007, na Norma NT 202/1986 e na Resolução CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011; FEEMA, 2007; FEEMA, 1986) são apresentados..... 38

Tabela 10. Características físicas, químicas e biológicas da fração sólida após 32 dias de digestão aeróbia da água residuária da suinocultura. Também são apresentados a eficiência de remoção em relação à ARS bruta (E) e os valores máximos permissíveis (VMP) para o uso agrícola de lodos gerados em estações de tratamento de esgoto estabelecidos na Resolução CONAMA 375/2006 40

LISTA DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 1. Distribuição dos suínos por região do Brasil (A). Distribuição dos suínos na região Sudeste (B). Fonte: IBGE (2016) | 3 |
| Figura 2. Componentes de entrada e saída do sistema produtivo de suínos. Fonte: Adaptado Seganfredo (2012) e Fernandes (2012) | 4 |
| Figura 3. Baias que abrigam os suínos nas fases de engorda e terminação, manejados no sistema confinado (A). Interior das baias com o bebedouro tipo chupeta (B) | 13 |
| Figura 4. Esterqueira do Setor de Suinocultura da UFRRJ a qual recebe água residuária da suinocultura gerada nas fases de engorda e terminação | 14 |
| Figura 5. Tratamento preliminar da ARS. Detalhe dos sólidos grosseiros contidos na água residuária da suinocultura e retidos na peneira de 2 mm de diâmetro | 15 |
| Figura 6. Croqui do aparato experimental utilizado para a operação do filtro orgânico para o tratamento da água residuária da suinocultura | 16 |
| Figura 7. Reatores de vidro utilizados para acondicionar a água residuária da suinocultura durante a digestão aeróbia | 18 |
| Figura 8. Detalhe da instalação incorreta (A) e correta (B) dos equipamentos de dessedentação animal do tipo chupeta (Fonte: Tavares, 2012). E, o bebedouro instalado no Setor de Suinocultura da UFRRJ (C) | 21 |
| Figura 9. Concentração relativa dos valores de pH (A) e condutividade elétrica (B), do efluente em relação ao afluente (C/C_0) | 23 |
| Figura 10. Concentração relativa dos valores de sólidos totais (A) e sólidos voláteis (B) do efluente em relação ao afluente (C/C_0) | 25 |
| Figura 11. À esquerda a água residuária da suinocultura afluente ao filtro orgânico preenchido com bagaço de cana-de-açúcar e à direita o efluente após 36 L de ARS filtrado | 25 |
| Figura 12. Valores da concentração relativa dos teores totais de cálcio (A), magnésio (B), cobre (C), zinco (D), manganês (E), ferro (F) e alumínio (G) do efluente em relação ao afluente (C/C_0) do filtro orgânico preenchido com bagaço de cana-de-açúcar | 28 |
| Figura 13. Valores de temperatura (A), pH (B), potencial de oxirredução (C) e oxigênio dissolvido (D) monitorados durante os 32 dias de digestão aeróbia da água residuária da suinocultura realizada no período predominantemente chuvoso e de temperaturas elevadas | 33 |
| Figura 14. Formação de espuma na água residuária da suinocultura quando submetida à aeração | 34 |
| Figura 15. Formação de flocos biológicos observados após dez dias de tratamento da água residuária da suinocultura por meio da digestão aeróbia | 36 |
| Figura 16. Redução do volume e alteração da cor da água residuária da suinocultura durante os trinta dois dias de digestão aeróbia. No início do processo de digestão aeróbia, com coloração preta (A), após 12 dias (B) e 23 dias (C) de tratamento | 37 |

LISTA DE ABREVIACOES E SÍMBOLOS

| | |
|---------|--|
| ARS | gua residuária da suinocultura; |
| ARB | gua residuária da bovinocultura; |
| CE | condutividade elétrica; |
| DBO | demanda bioquímica de oxigênio; |
| DQO | demanda química de oxigênio; |
| EMBRAPA | Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária; |
| IBGE | Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística; |
| LMOCN | Laboratório de Matéria Orgânica e Ciclagem de Nutrientes |
| PEAD | polietileno de alta densidade; |
| PET | poli tereftalato de etileno; |
| SPAC | Sistema de Produção de Animais Confinados; |
| ST | sólidos totais; |
| SV | sólidos voláteis; |

SUMÁRIO

| | | |
|----------|---|-----------|
| 1 | INTRODUÇÃO GERAL | 1 |
| 2 | REVISÃO BIBLIOGRÁFICA | 3 |
| 2.1 | A suinocultura no Brasil | 3 |
| 2.2 | Características químicas, físicas e biológicas da ARS | 4 |
| 2.3 | Manejo da ARS | 6 |
| 2.4 | Técnicas de tratamento para a ARS | 6 |
| 2.4.1 | Filtração | 7 |
| 2.4.2 | Digestão aeróbia | 9 |
| 3 | MATERIAL E MÉTODOS | 13 |
| 3.1 | Água residuária da suinocultura | 13 |
| 3.2 | Experimento I: filtração da ARS utilizando bagaço de cana-de-açúcar | 14 |
| 3.2.1 | Avaliação do desempenho do filtro orgânico | 16 |
| 3.3 | Experimento II: digestão aeróbia da ARS | 18 |
| 3.3.1 | Avaliação do desempenho da digestão aeróbia | 19 |
| 4 | RESULTADOS E DISCUSSÃO | 20 |
| 4.1 | Experimento I: filtração da ARS utilizando bagaço de cana-de-açúcar | 20 |
| 4.1.1 | Caracterização do bagaço de cana-de-açúcar e da ARS bruta | 20 |
| 4.1.2 | Concentração de sólidos, pH e CE no efluente do filtro orgânico | 22 |
| 4.1.3 | Concentração de metais no efluente do filtro orgânico | 26 |
| 4.2 | Experimento II: digestão aeróbia da ARS | 29 |
| 4.2.1 | Caracterização da ARS bruta | 29 |
| 4.2.2 | Monitoramento da digestão aeróbia da ARS | 32 |
| 4.2.3 | Caracterização final da ARS após o processo de digestão aeróbia | 36 |
| 5 | CONCLUSÃO | 42 |
| 6 | CONSIDERAÇÕES FINAIS | 43 |
| 7 | REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 44 |
| | ANEXOS | 54 |

1 INTRODUÇÃO GERAL

A produção de alimentos é fundamental para suprir as necessidades de sobrevivência do ser humano, mas existe um desequilíbrio entre essa atividade e o meio ambiente causado pelo uso insustentável dos recursos naturais e a geração de resíduos. Esse desequilíbrio observado na produção de alimentos tem reflexos negativos nos setores energético e hídrico, conforme o conceito NEXUS (alimento-água-energia) e na saúde pública segundo o conceito SHE (social-saúde-meio ambiente).

Nesse contexto insere-se a suinocultura brasileira, um setor que apresenta grande relevância econômica e social, apresentando um notável desenvolvimento nos últimos anos, mediante o aumento da produção obtidos a partir do confinamento dos animais e do melhoramento genético. Porém, nesse setor observa-se a veiculação de zoonoses, o consumo irracional de grãos e água além da alta geração de dejetos que, segundo Instituto de Pesquisa Econômica e Aplicada (2012) está na ordem de 20,4 milhões de toneladas por ano no país.

A gestão dos resíduos ainda não acompanhou a expansão da suinocultura, sendo necessária a adoção de mudanças rigorosas no manejo dos animais visando, entre outros fatores, otimizar a absorção dos nutrientes fornecidos na dieta animal e, a implantação de técnicas de tratamento para os resíduos gerados.

Grande parte dos impactos ambientais causados pela suinocultura é devido a intensificação da atividade no sistema confinado, o que contribui para o manejo dos dejetos na forma líquida resultando na geração da água residuária da suinocultura (ARS). Esse efluente é composto por fezes, urina, pêlos dos animais, restos de ração e a água utilizada na higienização das instalações. A limpeza das baias é fundamental para a promoção da sanidade animal, mas nesse processo são, geralmente, utilizadas grandes quantidades de água que promovem a diluição dos dejetos e aumentam em até 14 vezes o volume de ARS gerado (ITO et al., 2016).

A gestão da ARS predominantemente adotada nas suinícolas brasileiras é apenas o armazenamento em tanques abertos (esterqueiras) e posteriormente o efluente é aplicado no solo. Esse procedimento pode contribuir para a poluição do ar, com a emissão de 0,2 a 53,3 milhões de toneladas de dióxido de carbono equivalente (Mt CO₂ eq) (AZEVEDO, 2016), podendo ainda culminar no acúmulo de elementos tóxicos no solo (limitando a capacidade produtiva) e na lixiviação de nutrientes e metais para os corpos hídricos, inviabilizando os usos previstos para o manancial.

A complexa e heterogênea constituição da ARS demanda a aplicação de técnicas de tratamento eficientes, de fácil implementação, acessível aos pequenos produtores e capazes de adequá-la aos padrões ambientais. Por apresentar algumas dessas características, a digestão anaeróbia e as lagoas de estabilização são os processos mais empregados entre as granjas que adotam um sistema de tratamento para a ARS (REZENDE, 2012; HERRMANN et al., 2016; INOUE et al., 2016; ROSA et al., 2017).

No entanto, é impossível estabelecer uma técnica padrão de tratamento, uma vez que o efluente gerado em cada suinícola pode apresentar características químicas e físicas variadas. As opções de disposição para os produtos obtidos também podem ser distintas. Portanto, é imprescindível uma análise de diferentes níveis de tratamento para permitir uma avaliação criteriosa do sistema que melhor se adapte as condições locais, aos padrões ambientais e aos objetivos de cada caso.

Uma técnica que vem se destacando no tratamento de águas residuárias é a filtração utilizando material orgânico como meio filtrante. O uso de filtros orgânicos é promissor por ser de fácil implementação, pois utiliza como principal componente do sistema materiais filtrantes

que podem ser obtidos na própria suinícola ou que apresentam custo reduzido de aquisição tais como: bagaço de cana-de-açúcar, sabugo de milho, serragem de madeira, fibra de coco, entre outros. Após o processo de filtração, esses materiais podem ser estabilizados por meio da compostagem ou vermicompostagem obtendo-se como produto final um fertilizante orgânico. Os alcances e limitações dos filtros orgânicos ainda não foram consolidados na literatura e devem ser investigados a fim de fornecer parâmetros para a aplicação da técnica.

Outra técnica empregada no meio urbano e que apresenta bons resultados na redução da capacidade poluidora de efluentes é a digestão aeróbia. Essa técnica é pouco investigada para as águas residuárias geradas no meio rural, no entanto, apresenta potencialidade por ser um processo de tratamento relativamente simples e capaz de promover a clarificação da fração líquida e a estabilização da fração sólida a qual pode ser utilizada na adubação do solo. A desvantagem da digestão aeróbia está relacionada aos custos elevados de implantação e operação do sistema devido à necessidade de promover a aeração no processo de tratamento.

Ambos os tratamentos são ferramentas que possibilitam a transformação dos resíduos de um sistema em insumo para outro sistema produtivo, interligando a cadeia produtiva da agricultura e da pecuária. A avaliação dessas técnicas de tratamento para a ARS está ainda em consonância com os princípios do desenvolvimento sustentável e em conformidade com os objetivos do Plano de Agricultura de Baixa Emissão de Carbono (ABC) e do Plano Nacional de Resíduos Sólidos, que preconizam o desenvolvimento e a inovação tecnológica para a redução da contaminação dos resíduos agrosilvopastoris e o aproveitamento destes como fonte de nutrientes do solo (BRASIL, 2011; BRASIL, 2012). Além disso, o produtor que fizer o adequado tratamento da ARS poderá fazer parte de um projeto de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) e solicitar créditos de carbono.

A hipótese dessa pesquisa é a de que a filtração da ARS utilizando o bagaço de cana-de-açúcar é capaz de reduzir os teores de sólidos e metais presentes nesse efluente. A outra hipótese é a de que a digestão aeróbia é capaz de diminuir a carga orgânica na fração líquida da ARS, concentrar os nutrientes e sólidos na fração sólida e promover a estabilização desse resíduo.

Diante do exposto, o objetivo geral do estudo foi avaliar o potencial de utilização das técnicas de filtração utilizando bagaço de cana-de-açúcar e digestão aeróbia no tratamento da água residuária da suinocultura, proveniente do Setor da Suinocultura, do Instituto de Zootecnia da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Os objetivos específicos foram:

- caracterizar química, física e biologicamente a água residuária da suinocultura, proveniente do Setor da Suinocultura, do Instituto de Zootecnia, da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ);
- avaliar o tratamento da água residuária da suinocultura utilizando a filtração com material orgânico (bagaço de cana-de-açúcar);
- identificar a capacidade de filtração de uma coluna preenchida com bagaço de cana-de-açúcar;
- avaliar as características físicas e químicas do efluente filtrado;
- avaliar o tratamento da água residuária da suinocultura por meio da digestão aeróbia;
- avaliar o tratamento da água residuária da suinocultura por meio da digestão aeróbia quanto à clarificação da fração líquida e à estabilização da fração sólida;
- avaliar a remoção de coliformes termotolerantes da água residuária da suinocultura utilizando a digestão aeróbia; e
- definir o período de digestão aeróbia necessário para promover a estabilização do material orgânico e a remoção de coliformes termotolerantes da água residuária da suinocultura proveniente do Setor da Suinocultura da UFRRJ.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 A suinocultura no Brasil

Os primeiros suínos foram trazidos ao Brasil pelos portugueses em 1532. No início, os animais eram provenientes de cruzamentos entre as raças portuguesas e não havia nenhuma preocupação com a seleção de matrizes. A partir da década de 60 foi adotado o sistema intensivo de criação com a seleção de raças e linhagens (ABCS, 2014). Atualmente o Brasil ocupa posição de destaque no cenário mundial, sendo o quarto maior produtor de carne suína, alcançando o recorde de 3,93 milhões de cabeças de suínos abatidos sob algum tipo de serviço de inspeção sanitária em 2015 (IBGE, 2016).

A produção de suínos no Brasil encontra-se concentrada na região Sul (Figura 1A), especialmente em Santa Catarina, sendo este o estado que possui o maior efetivo de animais (6,89 milhões). Seguidamente está a região Sudeste, com destaque para Minas Gerais (Figura 1B) com um plantel de cerca de 5,10 milhões de animais (IBGE, 2016).

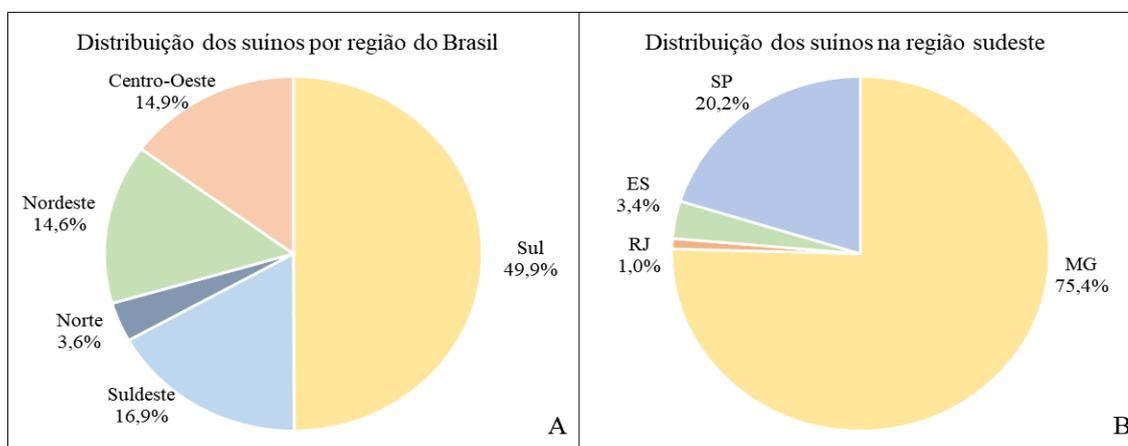


Figura 1. Distribuição dos suínos por região do Brasil (A). Distribuição dos suínos na região Sudeste (B). Fonte: IBGE (2016).

Na maior parte das regiões Norte e Nordeste é praticada a suinocultura de subsistência, com sistema de criação extensivo (os animais são criados no campo). O inverso é observado para as regiões Sul e Sudeste que adotam, em sua maioria, o sistema intensivo de criação de suínos (os animais são mantidos confinados) com o objetivo de alcançar índices elevados de produção, empregando técnicas de melhoramento genético, nutricional e de manejo.

Esse Sistema de Produção de Animais Confinados (SPAC) está relacionado com os maiores impactos ambientais e problemas de saúde pública causados pela geração de grandes excedentes de resíduos. Devido às legislações mais restritivas que visam assegurar a qualidade ambiental e as restrições impostas por mercados mais exigentes, a gestão adequada dos resíduos gerados no setor tornou-se um dos principais fatores que limitam a expansão da suinocultura brasileira (SEGANFREDO, 2012).

Do mesmo modo, os lucros obtidos com a atividade podem ser afetados. Isso porque o desempenho da suinocultura depende do equilíbrio entre os componentes de entrada e saída do sistema produtivo (Figura 2). As instalações, a dieta e a temperatura adequadas podem não ser suficientes para alcançar a produtividade desejada. As más condições de higiene e de gestão

dos resíduos favorecem a proliferação de moscas e a ocorrência de doenças, o que pode comprometer o desenvolvimento do animal.

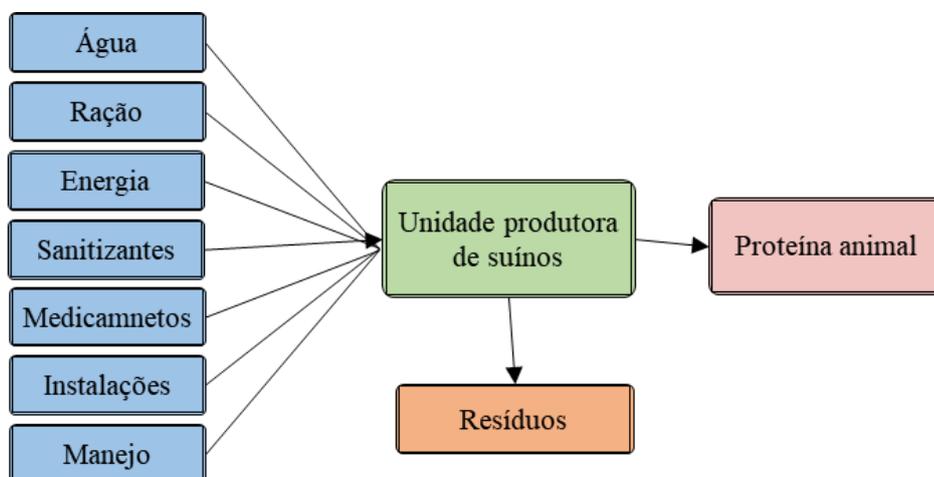


Figura 2. Componentes de entrada e saída do sistema produtivo de suínos. Fonte: Adaptado Seganfredo (2012) e Fernandes (2012).

O volume de dejetos produzidos por cada suíno verificados na literatura é bastante variável em função do manejo adotado em cada suinícola, sendo observados valores entre 5,9 e 14,2 L dia⁻¹ para as condições brasileiras e de 4 a 11,8 L dia⁻¹ para os demais países (TAVARES, 2012). A Fundação do Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina (FATMA) adota o valor médio de 8,6 L dia⁻¹ para licenciamento das unidades produtoras de suínos (FATMA, 2009).

A água utilizada na limpeza dos ambientes contribui para aumentar o volume de efluente gerado, sendo reportado um consumo entre 17,2 e 46,7 L dia⁻¹ suíno⁻¹ (FAO, 2006). Além disso, foi observado um acréscimo de até 17,3% no volume do efluente vinculado ao grande desperdício de água nos sistemas de distribuição das instalações (BORTOLI, 2014).

A soma de todas essas contribuições (dejetos, água de limpeza e desperdiçada) constitui a água residuária da suinocultura (ARS). A quantidade gerada desse efluente é alta, sendo equivalente, em média, ao que é gerado por 3,5 pessoas, podendo alcançar o equivalente a 30 pessoas (DIESEL et al., 2002). Esses valores refletem o potencial altamente poluidor da ARS e intensificam a necessidade de tratamento, que geralmente é inexistente ou ocorre de maneira inadequada, com apenas o armazenamento em tanques abertos. Essa forma de manejo da ARS contribui com a metade das emissões de metano (CH₄) atribuídas a gestão dos dejetos produzidos em toda a pecuária (FAO, 2006).

2.2 Características químicas, físicas e biológicas da ARS

A ARS é composta por fezes, urina, pelos de animais, restos de ração somados a água utilizada na higienização das instalações. É constituída predominantemente de uma fração líquida (60 a 98%) e de uma fração sólida, com valores que variam de 2 a 40% (REZENDE, 2013).

De modo geral, esse efluente apresenta altas cargas de nutrientes, elevada concentração de matéria orgânica, sólidos em suspensão e dissolvidos, agentes patogênicos, metais (especialmente o cobre e o zinco), sais e hormônios (GOMES et al., 2014). Contudo, as

características da ARS variam em função do sistema produtivo adotado, da alimentação fornecida ao animal, da quantidade de água ingerida e utilizada na limpeza das baias e da estação do ano (SUZUKI et al., 2010; INOUE et al., 2016) (Tabela 1).

O estágio de desenvolvimento dos suínos também é um fator que altera as características do efluente. Ao caracterizar a ARS em diversas fases de vida do suíno, Pereira (2006) observou que os valores máximos obtidos de cobre (Cu) e zinco (Zn) referem-se à ARS gerada na fase da creche uma vez que esses elementos são utilizados como promotores de crescimento e no controle da diarreia. Para outros parâmetros, como os teores de cálcio (Ca), potássio (K), sódio (Na) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO), a referida autora observou que a fase de terminação apresentou os teores máximos. As concentrações de coliformes totais e *Escherichia coli* foram elevadas em todos os estágios, em especial na fase de gestação.

Tabela 1. Características químicas, físicas e biológicas da água residuária da suinocultura publicadas entre os anos de 2001 e 2017.

| Parâmetro | Mínimo | Máximo |
|---|---------------------|---------------------|
| pH | 6,2 | 9,1 |
| Condutividade elétrica (mS cm ⁻¹) | 5,5 | 25,2 |
| Sólidos totais (mg L ⁻¹) | 1.228 | 59.300 |
| Sólido voláteis (mg L ⁻¹) | 546 | 43.300 |
| Sólidos suspensos totais (mg L ⁻¹) | 520 | 49.432 |
| Sólidos sedimentáveis (mL L ⁻¹) | 300 | 340 |
| DBO ^a (mgO ₂ L ⁻¹) | 336 | 36.000 |
| DQO ^b (mgO ₂ L ⁻¹) | 650 | 56.700 |
| Nitrogênio total (mg L ⁻¹) | 333,6 | 5.500 |
| Potássio total (mg L ⁻¹) | 117,6 | 1.140 |
| Fósforo total (mg L ⁻¹) | 48 | 1.600 |
| Cobre (mg L ⁻¹) | 0,5 | 21 |
| Zinco (mg L ⁻¹) | 0,8 | 40 |
| Coliformes fecais (NMP* 100mL ⁻¹) | 4,3x10 ⁷ | 6,0x10 ⁹ |
| Coliformes termotolerantes (NMP 100mL ⁻¹) | 1,4x10 ⁷ | 2,4x10 ⁸ |

a - demanda bioquímica de oxigênio, b - demanda química de oxigênio. Fonte: Belli Filho et al. (2001); Pereira-Ramires et al. (2003); Matos et al. (2003); Brandão et al. (2003); Kunz (2005); Campos et al. (2006); Steinmetz et al. (2007); Moral et al. (2008); Lo Monaco et al. (2009); Wei et al. (2010); Susuki et al. (2010); Crozariollo Neto et al. (2011); Urbinati (2011); Viancelli et al. (2012); Sylvestre et al. (2014); Castaldelli et al. (2015); Herrmann et al. (2016); Oliveira et al. (2017b); Rosa et al. (2017); Maciel et al. (2017).

Um fator que merece destaque é a presença de antibióticos na ARS, Zhang et al. (2013) mencionaram que 17 a 80% dos antibióticos fornecidos aos animais podem ser excretados na urina e nas fezes. Esses medicamentos são responsáveis pelas elevadas concentrações de metais (principalmente chumbo (Pb) e cádmio (Cd)) nas águas residuárias oriundas da produção animal.

Um outro aspecto relevante é a presença de elevadas concentrações de nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) na ARS. A presença desses elementos deve-se a grande quantidade fornecida na dieta como forma de garantir uma margem de segurança, no entanto, os suínos possuem capacidade limitada de absorção de nutrientes, como consequência tem-se que de 45 a 60% do N, 50 a 80% do P e 70 a 95% do K consumidos pelos animais são excretados (FAO, 2006; MATTIAS, 2006; SEGANFREDO, 2012).

2.3 Manejo da ARS

A adubação utilizando a ARS é uma prática antiga e foi, por muitas vezes, a saída mais econômica e viável para a destinação do efluente por ser fonte de nutrientes para as áreas agricultáveis. Atualmente, observa-se uma carência de área para a aplicação do resíduo, devido à concentração da produção de suínos em algumas regiões do país, do grande volume de ARS gerada, da capacidade de suporte do solo e dos elevados gastos para transporte do material (SEGANFREDO, 2012).

A intensificação e concentração da suinocultura em determinadas regiões resulta na aplicação intensiva da ARS na mesma área o que comprometer a capacidade produtiva do solo devido ao acúmulo de elementos tóxicos, a emissão de gases e odores desagradáveis, a contaminação do produto agrícola e do produtor rural por microrganismos patogênicos e a proliferação de vetores (FERNANDES et al., 2014; HERRMANN et al., 2016; ROSA et al., 2017).

Tal situação induz o lançamento da ARS nos corpos hídricos o que reduz o oxigênio dissolvido, compromete a vida aquática e os usos previstos para o manancial. Este fato é visivelmente constatado por meio da alta incidência de óleos e graxas sobrenadantes. As análises laboratoriais revelaram ainda a presença de metais pesados em tecidos musculares de peixes que habitam essas águas (OLIVEIRA, 1993; ASSIS & MURATORI, 2007).

Diante da necessidade de reduzir o potencial poluidor da ARS, algumas estratégias são propostas para diminuir o volume de efluente gerado mediante a avaliação de métodos e equipamentos que reduzem as perdas de água nas tubulações, restringem a água de limpeza, evitam desperdício nos equipamentos de dessedentação e impedem a diluição pela água da chuva (PERDOMO et al., 2001; SOUZA et al., 2009; TAVARES, 2012; FERNANDES et al., 2014).

Outra estratégia recomendada é a adoção de medidas para reduzir a concentração de coliformes, nutrientes e metais na ARS utilizando os ingredientes das rações com maior pureza e baixa contaminação além da manipulação nutricional da dieta utilizando enzimas e minerais orgânicos que aumentam a digestibilidade dos suínos a qual é geralmente muito baixa (SEGANFREDO, 2012). A redução da proteína bruta nas rações é outra alternativa e, nesse caso, é empregado o conceito de proteína ideal, sendo definido como o balanço de aminoácidos, sem excesso ou déficit, para atender as exigências do animal. (STEINMETZ, 2007; PEREIRA et al., 2009; SEGANFREDO, 2012).

Essas estratégias, acrescido do tratamento adequado da ARS, devem ser implementadas de forma conjunta e utilizadas como ferramentas de gestão do processo produtivo de suínos.

2.4 Técnicas utilizadas no tratamento da ARS

As técnicas de tratamento empregadas para as águas residuárias podem ser divididas quanto ao nível (preliminar, primário, secundário ou terciário) e ao mecanismo (físico, químico ou biológico).

Com relação ao nível, o tratamento preliminar tem como objetivo a remoção dos sólidos grosseiros e no tratamento primário o principal objetivo é a retirada de sólidos sedimentáveis e parte do material em suspensão. Em ambos os tratamentos predominam os mecanismos físicos de remoção de poluentes. Alguns exemplos do tratamento preliminar são o gradeamento e a caixa de areia e para o tratamento primário tem-se o decantador primário (VON SPERLING, 2013).

No tratamento secundário predominam os mecanismos biológicos e o objetivo é a remoção da matéria orgânica carbonácea e possivelmente de nutrientes. Alguns exemplos de tratamento secundário são as lagoas de estabilização e lodos ativados. O tratamento terciário objetiva a retirada complementar de poluentes não suficientemente removidos no tratamento secundário utilizando, por exemplo, a precipitação química, a osmose reversa, filtração em membranas, entre outros (VON SPERLING, 2013).

No Brasil as técnicas de tratamento mais pesquisadas para a ARS são os filtros orgânicos (tratamento preliminar), sistemas alagados construídos, sistemas anaeróbios, lagoas de estabilização (tratamento secundário) e coagulação química (MEDRI & MEDRI, 2004; CAMPOS et al., 2006; MATOS et al., 2010a; KUNZ et al., 2010; LO MONACO et al., 2011; OLIVEIRA et al., 2017b).

Apesar das várias técnicas investigadas, o que predomina na prática é apenas o armazenamento da ARS em esterqueiras (KUNZ et al., 2009; GOMES et al., 2014) sendo o resíduo posteriormente aplicado no solo ou lançado no corpo hídrico. No entanto, o armazenamento em esterqueiras e a aplicação no solo não são suficientes para reduzir o potencial poluidor desse efluente (PERDOMO et al., 2001; BORDIN et al., 2005).

Acredita-se que as alternativas pesquisadas não são efetivamente aplicadas devido à necessidade de investimento financeiro, a complexidade operacional e a remoção apenas parcial dos poluentes verificados para algumas alternativas. Assim, torna-se um desafio propor técnicas de tratamento que apresentam elevada eficiência na remoção de poluentes, sem, contudo, apresentar alto nível de complexidade e custos elevados.

É ainda duvidável estabelecer um sistema padrão uma vez que o efluente gerado em cada suinícola pode apresentar características variadas e as opções de disposição para os produtos obtidos também podem ser distintas. Desta forma, é imprescindível a análise de diferentes alternativas e níveis de tratamento para permitir uma avaliação do sistema que se adapte as características de cada caso.

Considerando o nível primário, a filtração utilizando materiais orgânicos se destaca, apresentando elevado desempenho na retenção de sólidos da ARS, baixo custo e o meio filtrante pode torna-se um excelente adubo ou condicionador do solo após a bioestabilização por processos como a compostagem (LO MONACO et al., 2011; OLIVEIRA et al., 2017b). Em nível secundário, a digestão aeróbia apresenta-se como uma técnica promissora e de fácil operação, sendo capaz de promover a clarificação da fração líquida e a estabilização da fração sólida (WEF, 2007).

2.4.1 Filtração

A filtração é uma técnica de tratamento que se baseia no princípio de que um meio poroso pode reter impurezas. A principal função desse tratamento é a retenção dos sólidos sedimentáveis. Alguns trabalhos mostram que esse processo também é eficiente na remoção de sólidos suspensos (LO MONACO et al., 2009; LO MONACO et al., 2011). Essas características conferem a essa técnica a capacidade de ser utilizada no tratamento primário de águas residuárias, sendo atraente ao produtor rural devido à simplicidade operacional, à rapidez do processo de tratamento e ao baixo custo.

O meio filtrante utilizado pode ser um material inorgânico, orgânico, ou uma combinação de ambos. Mais recentemente, uma maior atenção tem sido dada aos materiais orgânicos devido a fácil disponibilidade desse material numa propriedade rural, o baixo custo de aquisição e a eficiência operacional no tratamento da água residuária (MAGALHÃES et al.,

2006a; LO MONACO et al., 2011). Adicionalmente, ao utilizar resíduos orgânicos que são gerados numa propriedade agrícola (resíduos agrícolas), o produtor também estará resolvendo outro problema, o do descarte de resíduos sólidos.

Para verificar a capacidade de biossorção dos materiais orgânicos, termo utilizado para se referir à sorção dos materiais lignocelulósicos (DEMIBRAS, 2008), esses materiais são acondicionados em uma coluna de filtração constituindo, dessa forma, os filtros orgânicos. Entre os materiais investigados como meio filtrante, destacam-se: a casca de arroz, casca de café, fino de carvão vegetal, sabugo de milho, fibra de coco, bagaço de cana-de-açúcar, serragem de madeira e palha de feijão (BRANDÃO et al. 2003; MATOS et al. 2010b; LO MONACO et al. 2011; MAGALHÃES et al. 2013; OLIVEIRA et al., 2017b). Para tratar especificamente a água residuária da suinocultura uma grande atenção tem sido dada à serragem de madeira, ao sabugo de milho e ao bagaço de cana-de-açúcar.

A composição química dos materiais filtrantes orgânicos é determinante no tratamento das águas residuárias. Os resíduos orgânicos contêm em sua composição: lignina, celulose, hemicelulose, tanino e suberina. Esses compostos orgânicos apresentam grupos funcionais capazes de formar complexos com os íons metálicos em solução (DEMIBRAS, 2008; GUPTA & SUHAS, 2009). Considerando esses requisitos, o bagaço de cana-de-açúcar destaca-se devido ao elevado teor de celulose e elevada eletronegatividade quando comparado com outros resíduos (BRANDÃO et al., 2003; VIANA & GUABEUR, 2009).

Uma vantagem de se utilizar material orgânico em relação ao inorgânico consiste no fato de que os materiais inorgânicos (como a areia) podem ser rapidamente colmatados devido a presença de pequenas partículas na ARS (BRANDÃO et al., 2003). Além disso, com o passar do tempo, pode haver a necessidade de se realizar uma retrolavagem dos filtros inorgânicos que irá resultar na formação de lodo, semelhante ao que ocorre nas estações de tratamento de água convencionais. Isso acarretará num aumento dos custos do tratamento da água residuária.

Outro aspecto de grande relevância é que os materiais filtrantes, após serem utilizados no processo de filtração podem ser submetidos a processos de bioestabilização, como a compostagem e a vermicompostagem. Como produto final, obtém-se um composto que pode ser reutilizado na agricultura como fertilizante e/ou condicionador do solo, favorecendo a ciclagem de nutrientes, a redução do gasto energético na fabricação de um fertilizante mineral, a melhoria das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (MAGALHÃES et al., 2006a; MAGALHÃES et al., 2013).

Entre os fatores que interferem no desempenho dos filtros orgânicos, a granulometria do material merece destaque e vem sendo investigada, os resultados indicam que os meios filtrantes com menores granulometrias (de 0,84 a 1,19 mm) proporcionam um efluente mais clarificado, mas resultam numa maior perda de carga e um curto período de operação do filtro (LO MONACO, 2001).

Por outro lado, a adoção de material filtrante com maior granulometria pode aumentar a vida útil do filtro, porém, a eficiência do processo de filtração pode ficar comprometida devido a menor retenção de sólidos (LO MONACO, 2001). Outro aspecto relevante a ser considerado diz respeito às dimensões da coluna de filtração, Magalhães et al, (2006b) não recomendam alturas maiores que 1,5 m pois não foi observado aumento na eficiência dos filtros com o aumento da altura da coluna.

Em uma revisão crítica do estado da arte sobre a biossorção (sorção dos materiais lignocelulósicos), Vijayaraghavan & Balasubramanian (2015) afirmam que, a maior parte das pesquisas realizadas sobre o tema é conduzida em laboratório, sem abordar suficientemente os principais desafios envolvidos para o tratamento das águas residuárias em escala real e,

portanto, algumas questões operacionais ainda não foram elucidadas. Por outro lado, os autores reconhecem o potencial do emprego da técnica, especialmente na remoção de metais.

Esse potencial foi evidenciado em várias pesquisas, Crozariollo Neto et al. (2011) utilizaram filtro orgânico preenchido com bagaço de cana-de-açúcar acondicionado em coluna de 100 mm de diâmetro e 1 m de altura para tratamento da ARS e observaram retenção de até 90% de Cu e 69% de Zn. Markovic et al. (2011) empregaram serragem de madeira como material filtrante de água ácida drenada de jazidas de cobre e verificaram que a remoção de Fe foi acima de 99%.

Além da remoção de metais, na literatura têm-se constatado uma elevada eficiência na remoção de sólidos, demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e nutrientes utilizando resíduos orgânicos como meios filtrantes. De acordo com Magalhães et al. (2006b), a utilização de bagaço de cana-de-açúcar com granulometria entre 3 e 8 mm proporcionou remoções de 81 a 96% de sólidos suspensos totais da ARS.

A utilização do sabugo de milho e do bagaço de cana-de-açúcar, com granulometria entre 0,84 e 2,83 mm, acondicionados em colunas de filtração (100 mm de diâmetro e 0,6 m de altura) proporcionou a remoção de 50 a 60% de DBO empregando o sabugo de milho e entre 50 e 80% quando foi utilizado o bagaço de cana-de-açúcar. Verificou-se ainda uma eficiência de aproximadamente 45% na remoção de nitrogênio total utilizando sabugo de milho e de 50% com emprego do bagaço de cana-de-açúcar (LO MONACO et al., 2011).

A remoção de óleos e graxas das águas residuárias utilizando resíduos orgânicos também foi significativa. O preenchimento de colunas (0,58 m de diâmetro e 1,30 m altura) com bagaço de cana-de-açúcar, serragem de madeira e pergaminho de grãos de café com granulometria entre 2,5 e 8 mm possibilitou remoção acima de 80% de óleos e graxas presentes na ARS (MAGALHÃES et al., 2013).

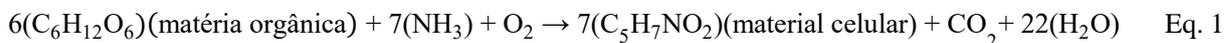
Com relação às limitações dos filtros orgânicos, observa-se que as características do efluente filtrado são variáveis à medida que o meio filtrante é lavado com a água residuária a ser tratada e quando os poros do material são reduzidos (OLIVEIRA et al., 2017b; LO MONACO et al., 2009). Tal fato pode demandar maior frequência de monitoramento do efluente tratado e maior flexibilidade operacional das etapas seguintes de tratamento, uma vez que, o filtrado pode apresentar, por exemplo, ora coloração mais intensa ora não, ora pH mais ácido, neutro ou alcalino (OLIVEIRA et al., 2017a).

Outra limitação diz respeito à redução da condutividade elétrica (CE). A palha de feijão com granulometria entre 2 e 8 mm foi utilizada no tratamento da ARS, os resultados mostraram baixa redução da CE, conferindo ao efluente grau de restrição severo para uso na irrigação (OLIVEIRA et al., 2017b). Resultados semelhantes foram reportados por Lo Monaco et al. (2009) utilizando o pergaminho de grãos de café como meio filtrante da água residuária da cafeicultura. Esses resultados são atribuídos à baixa retenção de sais pelos resíduos orgânicos. Lo Monaco et al. (2011) verificaram que o potássio e o sódio presentes na ARS não foram retidos nos materiais filtrantes sabugo de milho e bagaço de cana-de-açúcar. Devido à baixa retenção desses elementos, o efluente dos filtros orgânicos demanda um pós-tratamento, a fim de adequar suas características aos padrões ambientes, quer seja para irrigação ou disposição no corpo hídrico.

2.4.2 Digestão aeróbia

A digestão aeróbia é um tratamento biológico onde o resíduo é submetido à aeração por um determinado período de tempo até que ocorra a estabilização do material orgânico e a

oxidação do material microbiano. Nesse tratamento secundário são observadas duas etapas. A primeira é caracterizada por um metabolismo predominante de síntese, onde o material orgânico presente na água residuária é utilizado como fonte de energia pelos microrganismos ocorrendo a estabilização do material biodegradável. A Equação 1 apresenta, de forma genérica, as reações que ocorrem durante a síntese (WEF, 2007; VON SPERLING, 2013):



Na etapa seguinte, predomina a respiração endógena, no início dessa fase a população de microrganismos é máxima, porém ocorre uma baixa disponibilidade de substrato (matéria orgânica). Como consequência, os microrganismos menos resistentes não sobrevivem e liberam polissacarídeos oriundos da membrana plasmática. Esses polissacarídeos são utilizados como matriz onde os microrganismos se aglomeram formando flocos. À medida que o substrato se torna ainda mais escasso, a principal fonte de alimento disponível é o próprio protoplasma celular ocorrendo a oxidação do material microbiano (WEF, 2007; VON SPERLING, 2013).

As Equações 2, 3 e 4 descrevem as reações que ocorrem na segunda etapa, na respiração endógena (WEF, 2007; VON SPERLING, 2013). Nota-se que nessa fase ocorre a liberação do íon amônio (NH_4^+) que combinado com o dióxido de carbono (CO_2) forma o bicarbonato de amônio (NH_4HCO_3) podendo aumentar a alcalinidade (WEF, 2007) (Equação 2). Durante a conversão do NH_4^+ para nitrato (NO_3^-), no processo denominado de nitrificação, a reação consome a alcalinidade e pode tornar o meio ácido (JORDÃO & PESSÔA, 2014) (Equação 3):



No final da respiração endógena, a aeração é cessada e os flocos biológicos formados são facilmente removidos por sedimentação, sendo obtidos dois produtos: o sobrenadante (fração líquida clarificada) e o material sedimentado (fração sólida estabilizada).

Para uma boa eficiência desse sistema de tratamento, algumas condições são necessárias (BRASIL, 2006; MATOS, 2014; JORDÃO e PESSÔA, 2014):

- temperatura: a redução de sólidos voláteis aumenta com a temperatura, para o dimensionamento do sistema deve-se observar temperaturas da ordem de 20 °C.
- idade do lodo: na digestão aeróbia, sem recirculação de lodo, a idade do lodo é igual ao tempo de retenção, podendo variar de 12 a 60 dias. Quando se objetiva a remoção de organismos patogênicos e a atratividade de vetores, a retenção deve ser maior que 40 dias.
- agitação: a agitação no interior do reator é um fator importante que tem por finalidade a não deposição de sólidos que podem favorecer as condições anaeróbias. No caso de aeração mecânica sugere-se de 20 a 40 W m^{-3} por volume do reator e no caso de ar difuso de 0,02 a 0,04 $\text{m}^3 \text{m}^{-3} \text{minuto}^{-1}$.
- concentração de oxigênio: deve estar na faixa de 1 a 2 mg L^{-1} .
- potencial de oxi-redução: deve ser positivo, valores próximos de zero favorecem as condições anóxicas e abaixo de zero indicam anaerobiose.

- concentração de sólidos: a concentração de sólidos totais acima de 3% compromete a transferência do oxigênio, dificultando a assimilação pelos microrganismos. Para sistemas que utilizam o oxigênio puro, a concentração de sólidos pode atingir 5%.

- redução dos sólidos voláteis: é desejada uma eficiência acima de 38%.

As principais vantagens da digestão aeróbia, quando comparada a outros sistemas de tratamento biológico, é a maior resiliência às cargas tóxicas como metais e possivelmente antibióticos (MATOS, 2014; JORDÃO & PÊSSOA, 2014) sendo estes os principais compostos tóxicos observados nas águas residuárias de animais criados no sistema confinado (MATTIAS, 2006; ZHANG et al., 2013).

A digestão aeróbia também demanda uma menor área se comparada as lagoas de estabilização, não gera maus odores, apresenta uma fase sólida biologicamente estável e é um processo de tratamento relativamente simples. A desvantagem deste tratamento está relacionada aos gastos operacionais e de energia para promover a aeração (MATOS, 2014; JORDÃO & PÊSSOA, 2014).

Apesar dos custos elevados, a digestão aeróbia é muito empregada no hemisfério norte, principalmente no tratamento do lodo de estação de tratamento de esgoto (ETE). Na União Europeia, 20 dos 28 países membros utilizam a digestão aeróbia no tratamento do lodo de ETE (KELESSIDIS & STASINAKIS, 2012). O tratamento biológico aeróbio é aplicado também em 61% das suinícolas no Japão (WAKI et al., 2018). Essa aplicação significativa deve-se a elevada eficiência do tratamento e também aos baixos requisitos de área. Acredita-se que os custos elevados de operação podem limitar a aplicação do tratamento em todos os países, sendo mais empregado nos países desenvolvidos.

Por outro lado, à grande expansão da suinocultura nos países em desenvolvimento e a concentração em pequenas áreas agrícolas demanda a utilização de técnicas de tratamento eficientes de forma a reduzir o potencial poluidor da ARS. Nesse cenário, Kunz et al. (2009) sugerem para o Brasil a utilização do tratamento aeróbio como alternativa de pós-tratamento dos efluentes, o que pode resultar em menor tempo de aeração e conseqüentemente menor custo. Essa alternativa também é recomendada pela Food and Agriculture Organization of the United Nations (Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura) como opção para o tratamento das águas residuárias geradas na criação de animais (FAO, 2006).

Seguindo essas recomendações, a Embrapa Aves e Suínos tornou-se pioneira no Brasil, implantando uma linha de tratamento em série para a ARS composta por etapas anaeróbias e aeróbias, sendo estas: decantador primário, seguido do reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB) (sistema semelhante a digestão anaeróbia), do processo de lodos ativos (sistema semelhante a digestão aeróbia) e por fim um decantador secundário. Essa linha de tratamento permite uma maior compactação das unidades de tratamento e a obtenção de diversos produtos tais como o biogás e o biofertilizante produzidos no reator UASB e um efluente clarificado obtido no processo de lodos ativados. (KUNZ et al., 2009).

Apesar das vantagens do sistema aeróbio para o tratamento da ARS, especialmente no pós-tratamento, e da consagrada adoção da técnica em outros países, são poucas as informações a respeito do desempenho desse processo no tratamento da ARS para as condições de clima tropical. Os resultados promissores reportados para as regiões mais frias motivam a investigação do desempenho dessa técnica para as regiões que apresentam altas temperaturas como é o caso de Seropédica/RJ.

A elevada eficiência do tratamento aeróbio na remoção de coliformes e organismos patogênicos da ARS foi observada por Urbinati et al. (2013) com a remoção de 87,9% dos coliformes termotolerantes. Pereira-Ramirez et al. (2003) trataram a ARS por meio do sistema

aeróbio e verificaram que a remoção de coliformes fecais e *Salmonella choleraesuis* alcançou 99,9 e 94,9% respectivamente.

A remoção de compostos orgânicos também é significativa. Ao avaliarem o desempenho do digestor aeróbio no tratamento de três diferentes lodos de ETE, Bahar & Ciggin (2016) observaram que, após 30 dias de tratamento, houve redução 51,5; 43,8 e 34,7% nos teores dos sólidos voláteis e uma diminuição de 44,63; 47,16 e 38,28% para a demanda química de oxigênio (DQO) para os três lodos testados. Morales et al. (2013) utilizaram um reator aerado, com alimentação em batelada, para o tratamento dos dejetos de suínos, durante os 307 dias de operação os autores observaram uma eficiência entre 61 e 73% na remoção da matéria orgânica e entre 56 e 77% na oxidação da amônia.

O processo aeróbio foi utilizado no tratamento da ARS no estudo conduzido por Susuki et al. (2010). Os autores obtiveram remoções médias de fósforo de 83% no sobrenadante. Pujol (2008) verificou remoção de 75% de nitrogênio utilizando reator aeróbio no pós-tratamento da ARS. Possivelmente, o N foi transferido para a fração sólida por incorporação nos flocos, o P também pode ser agregado nos flocos ou depositado no reator através da precipitação de sais de fosfato (WESTERMAN et al., 2000).

Essa transferência de nutrientes da fração líquida para a sólida confere um elevado potencial para uso como fertilizante do solo para a fração sólida ao menos tempo em que a fração líquida é clarificada e apresenta menor risco de provocar eutrofização caso seja lançada nos corpos hídricos (PEREIRA-RAMIREZ et al., 2003).

Com relação à fração sólida, Shao et al. (2013) observaram uma eficiência média de 67,5% na degradação de proteínas presentes no lodo de ETE quando utilizado o processo da digestão aeróbia e 65,1% em condições anaeróbias. Os autores destacam que apesar da similar eficiência, o índice de humificação da matéria orgânica foi maior na digestão aeróbia.

A digestão aeróbia, aplicada no tratamento do lodo de ETE, no trabalho desenvolvido por Bernard & Gray (2003), promoveu a estabilização da fração sólida, reduzindo os teores de sólidos suspensos voláteis em até 64%. Os autores destacam a importância da estabilização do material orgânico para reduzir o risco de putrefação no caso da utilização como fertilizante do solo e também ressaltam que durante a digestão aeróbia não foram registrados problemas de odor, sendo este um dos principais inconvenientes do lodo de ETE e de águas residuárias.

Quanto aos metais, a dinâmica desses elementos na digestão aeróbia é dependente das condições de operação do sistema de tratamento, em meio alcalino (pH próximo de 10) por exemplo, a solubilidade do chumbo (Pb) é menor o que favorece a redução dos teores desse elemento na fração líquida, por outro lado, a concentração de Pb na fração sólida será maior. Assim, é possível direcionar os metais para uma ou outra fração, de forma que, ambas possam ser devidamente destinadas considerando os limites estabelecidos nas legislações (METCALF & EDDY, 2015).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Água residuária da suinocultura

Os tratamentos de filtração e digestão aeróbia foram conduzidos com a água residuária gerada no Setor de Suinocultura pertencente ao Instituto de Zootecnia, da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ), Campus Seropédica. O clima da região é Aw segundo a classificação de Köppen, com verão quente e chuvoso, inverno seco, com chuvas concentradas entre novembro e março, precipitação anual média de 1.213 mm e temperatura média anual de 23,9 °C (CARVALHO et al., 2011; OLIVEIRA JÚNIOR et al., 2014).

O Setor da Suinocultura possui três galpões, que foram construídos em alvenaria com piso de cimento, coberto com telhas de cimento amianto, possuem aberturas laterais e contam com um total de 51 baias, as quais são dispostas lado a lado (Figura 3A). Cada baia possui um comedouro fixo de concreto e bebedouros tipo chupeta o qual fornece água após serem acionados pelos suínos (Figura 3B).



Figura 3. Baias que abrigam os suínos nas fases de engorda e terminação, manejados no sistema confinado (A) e o interior das baias com o bebedouro tipo chupeta (B).

Cada galpão abriga os suínos em diferentes estágios de desenvolvimento, a saber: no primeiro galpão concentram-se as leitoas em gestação, no segundo a creche e no terceiro as fases de engorda e de terminação. Os suínos são manejados no sistema confinado, a alimentação é constituída de ração composta por milho e soja principalmente. O número de suínos confinados é bastante variável em função da demanda de estudo e comércio. Por esse motivo, a limpeza dos ambientes ocorre conforme a necessidade, não apresentando frequência regular.

Para a remoção dos dejetos das baias, os funcionários da suinícola utilizam rodos, água e, possivelmente, sabão. O efluente gerado nesse processo de limpeza (ARS) recebe diferentes destinos em função da fase de desenvolvimento dos suínos. A ARS gerada nas fases de engorda e terminação é encaminhada para a esterqueira e a ARS das demais fases recebe outros destinos como a disposição no solo e no corpo hídrico.

Foi definido coletar a ARS na esterqueira oriunda das fases de engorda e terminação, por ser a mais representativa do efluente que é gerado na suinícola (Figura 4). A esterqueira

assemelha-se a um tanque aberto de armazenamento que apresenta um volume de 8 m³, sendo 2 m de largura, 2 m de profundidade e 2 m de comprimento.



Figura 4. Esterqueira do Setor de Suinocultura da UFRRJ, a qual recebe água residuária da suinocultura gerada nas fases de engorda e terminação.

Para avaliar as técnicas de tratamento empregadas na ARS foram conduzidos dois experimentos: Experimento I teve como objetivo avaliar o desempenho da filtração com material orgânico no tratamento da ARS e o Experimento II visou avaliar o desempenho da digestão aeróbia no tratamento desse efluente.

3.2 Experimento I: filtração da ARS utilizando bagaço de cana-de-açúcar

O Experimento I foi conduzido no Laboratório de Matéria Orgânica e Ciclagem de Nutrientes (LMOCN), do Instituto de Agronomia, Departamento de Solos, na UFRRJ.

A coleta da ARS ocorreu em dezembro de 2016, sendo este um período caracterizado como chuvoso e de elevadas temperaturas para Seropédica/RJ (OLIVEIRA JÚNIOR et al., 2014). No momento da coleta, as baias abrigavam 103 suínos, distribuídos entre as fases de engorda e terminação. Antes da coleta o efluente foi revolvido na esterqueira com o objetivo de homogeneizar o efluente e colocar em suspensão o material sedimentado. Com o auxílio de um balde, coletou-se 60 L de ARS os quais foram transferidos para bombonas de polietileno de alta densidade (PEAD) e encaminhadas para o Laboratório LMOCN.

No Laboratório, a ARS foi passada em peneira de 2 mm de diâmetro (LO MONACO, 2001) para a remoção de folhas, galhos e outros materiais grosseiros que poderiam obstruir o sistema de alimentação do filtro orgânico, simulando assim, o tratamento preliminar necessário em todas as estações de tratamento de águas residuárias (JORDÃO & PESSÔA, 2014) (Figura 5). O efluente peneirado foi armazenado em um recipiente de PEAD até o momento da filtração, que ocorreu no dia seguinte da coleta. Do momento da coleta até o início da operação do filtro, a ARS foi mantida em local refrigerado a 20°C e protegida da luz do sol.



Figura 5. Tratamento preliminar da ARS. Detalhe dos sólidos grosseiros contidos na água residuária da suinocultura e retidos na peneira de 2 mm de diâmetro.

Utilizou-se o bagaço de cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum*) como meio filtrante por ser um resíduo promissor na remoção de poluentes de águas residuárias, possuindo características desejáveis como: porosidade, elevado teor de celulose e elevada eletronegatividade quando comparado com outros resíduos orgânicos (BRANDÃO et al., 2003; VIANA & GUABEUR, 2009; SOUZA et al., 2011).

O bagaço de cana-de-açúcar foi obtido em feira-livre da região. O mesmo foi moído no triturador Trapp® TRP 40 e colocado para secar ao sol durante três dias, sendo revolvido duas vezes ao dia. Após esse procedimento, o resíduo foi passado na peneira a fim de obter um material com granulometria entre 2 e 8 mm, sendo estas as faixas granulométricas que proporcionam maior retenção de poluentes sem aumento excessivo de perdas de carga no sistema (LO MONACO et al., 2004; MAGALHÃES et al., 2013).

O bagaço de cana-de-açúcar foi caracterizado por meio da massa específica global e da partícula, porosidade e umidade (DONAGEMA et al., 2011). A amostragem do bagaço de cana-de-açúcar foi feita aleatoriamente, sendo realizadas cinco repetições.

A coluna de filtração foi construída utilizando três garrafas de poli tereftalato de etileno (PET) com capacidade de 3,3 L cada. O uso do PET visava à reutilização de um material reciclável, de fácil obtenção e de baixo custo. A coluna foi organizada da seguinte forma: da garrafa superior retirou-se o bico e manteve-se o fundo no qual foi feito um furo e encaixado um funil. Da garrafa intermediária, removeu-se o bico e o fundo. E da garrafa inferior retirou-se o fundo e manteve-se o bico por onde o efluente foi drenado. As garrafas foram coladas, formando um tubo de 0,80 m de comprimento.

Uma mangueira de 3 mm de diâmetro foi acoplada na parede da garrafa intermediária, no meio da coluna, para favorecer a saída de ar evitando a formação de bolhas de ar no funil. A mangueira ficou a uma altura superior ao nível da ARS no funil para impossibilitar que a água residuária vazasse por ela. Nas paredes internas da coluna foram colados o bagaço de cana-de-açúcar para evitar o fluxo preferencial e na parte inferior (bico da garrafa) colocou-se uma tela de malha de 1 mm de diâmetro para impedir o transporte do material filtrante para fora do filtro (LO MONACO et al., 2009; FRANCISCO et al., 2014).

A coluna foi preenchida com 500 g de bagaço de cana-de-açúcar, comprimidas de forma gradual a cada 0,10 m. Conforme recomendado por Lo Monaco et al. (2009), para impedir o selamento superficial na parte superior da coluna de filtração, foram adicionados 800 g de brita zero previamente lavadas e secadas, formando uma camada de 0,10 m. Após o preenchimento com o bagaço de cana-de-açúcar e a brita, a coluna ficou com 0,05 m de borda livre (Figura 6).

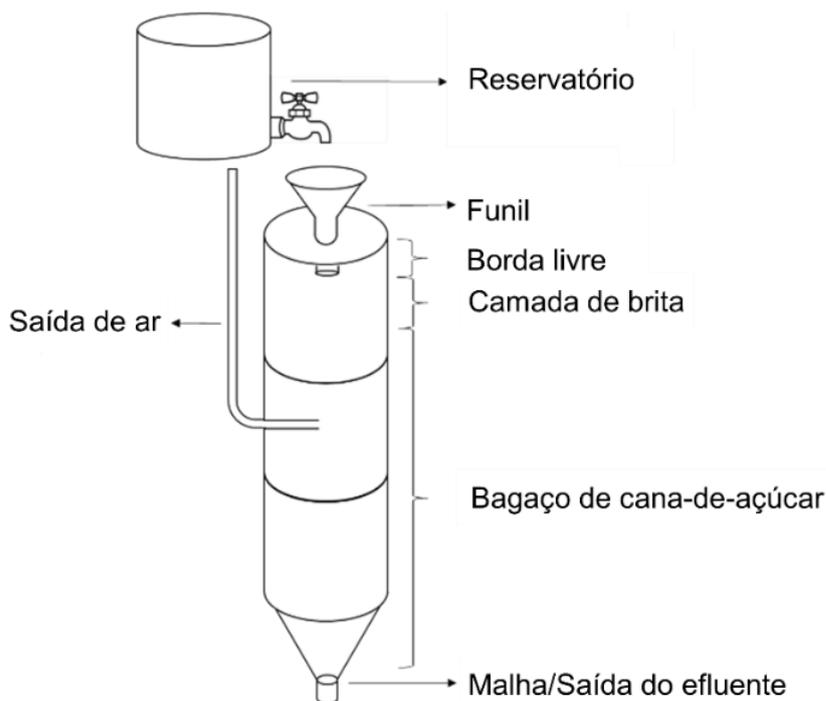


Figura 6 Croqui do aparato experimental utilizado na operação do filtro orgânico para o tratamento da água residuária da suinocultura.

Utilizaram-se suportes de madeira para manter a coluna de filtração na posição vertical e para que, desta forma, a ARS movimentasse no interior do filtro no sentido descendente. Para a alimentação do filtro, a ARS foi transferida de forma gradual do recipiente de PEAD para um reservatório (capacidade de 15 L) com uma torneira acoplada (Figura 6). Manteve-se o nível do efluente constante no reservatório durante o experimento para garantir uma vazão regular. A ARS foi ainda revolvida para que não houvesse sedimentação de material no fundo do reservatório. O filtro foi operado por 7 horas ininterruptas, sendo obtidos 50 L de ARS filtrada.

3.2.1 Avaliação do desempenho do filtro orgânico

O desempenho do filtro orgânico foi verificado por meio das características físicas e químicas do afluente em comparação ao efluente do filtro, que incluíram sólidos totais (ST), sólidos voláteis (CE), pH, condutividade elétrica (CE) e metais. Momentos antes da operação do filtro orgânico, uma amostra da ARS bruta foi armazenada e preservada de acordo com a NBR 9.898/1987 (BRASIL, 1987), para posterior caracterização.

Para caracterizar o efluente do filtro, a cada 2 L de ARS filtrada uma amostra de 100 mL foi armazenada para a determinação dos parâmetros físicos e químicos, exceto para os metais. A determinação dos metais foi realizada em uma amostra composta por dez amostras simples de 50 mL, sendo que, cada amostra simples foi coletada a cada 2 L de ARS filtrada.

Assim, para o efluente do filtro foram obtidas 5 amostras compostas para quantificação dos metais e 25 amostras simples para a quantificação dos demais parâmetros (pH, CE, ST e SV). Todas as amostras foram acondicionadas e armazenadas conforme estabelecido na NBR 9.898/1987 (BRASIL, 1987) e todas as análises dos parâmetros definidos para avaliar o desempenho do filtro orgânico foram realizadas em triplicata.

Os teores de sólidos totais e sólidos voláteis foram quantificados pelo método gravimétrico (APHA, 2012) no Laboratório de Matéria Orgânica e Ciclagem de Nutrientes, do Instituto de Agronomia, na UFRRJ. O pH foi medido com o equipamento Digimed® DM 22 calibrado com soluções padrões (pH 4 e 7) e a condutividade elétrica foi determinada em condutivímetro Tecnopon® MCA 150 calibrado com solução padrão ($1.413 \mu\text{S cm}^{-1}$). Essas análises foram realizadas no Laboratório de Monitoramento Ambiental, do Instituto de Tecnologia, na UFRRJ.

Foram investigados também os teores totais dos elementos: cálcio (Ca), magnésio (Mg), cobre (Cu), zinco (Zn), manganês (Mn), ferro (Fe) e alumínio (Al). Essas análises foram realizadas no extrato obtido da digestão em sistema fechado (digestor Mars Xpress®) utilizando ácido nítrico da marca Vetec com teor de pureza de 65%, de acordo com o método EPA 3052 (USEPA, 1996).

A leitura dos teores totais dos metais ocorreu em espectrofotômetro de absorção atômica, modelo Varian 55 B, com capacidade sequencial rápida e correção com lâmpada de deuterium. Para validação do método foi utilizado o material de referência certificado Nist 2782 (Industrial Sludge), os valores estão apresentados na Tabela 2 juntamente com os limites de detecção (LD) e quantificação (LQ). As análises de metais foram realizadas no Laboratório de Química do Solo, do Instituto de Agronomia, na UFRRJ.

Tabela 2. Limites mínimos de detecção (LD) e quantificação (LQ) para análise de metais e os teores certificados e observados no material de referência (Nist 2782).

| Limites | Ca | Mg | Cu | Zn | Mn | Fe | Al |
|------------------|--------------------|-------|---------------------|---------------------|-------|----------|-------|
| | mg L ⁻¹ | | | | | | |
| LD | 4,714 | 0,604 | 0,067 | 0,078 | 0,002 | 0,764 | 1,664 |
| LQ | 5,600 | 0,810 | 0,067 | 0,128 | 0,002 | 0,764 | 3,446 |
| Nist | % | - | mg kg ⁻¹ | mg kg ⁻¹ | - | % | - |
| Nist certificado | ND | ND | 2594±52 | 1254±196 | ND | 26,9±0,7 | ND |
| Nist observado | ND | ND | 2075 | 1449 | ND | 28,4 | ND |

ND - não determinado.

O desempenho do filtro orgânico foi verificado por meio do cálculo da razão entre a concentração de saída (C) e de entrada (C₀) no filtro para cada parâmetro analisado. Essa relação indica a porcentagem de remoção ou aumento do parâmetro analisado, sendo que, valor maior que 1,0 significa que o efluente possui teor do parâmetro analisado maior que o afluente (LO MONACO et al., 2009).

Por meio da análise de regressão foi feito o ajuste de equações matemáticas relacionando a concentração relativa C/C₀ em função do volume de ARS filtrado. Foi considerado satisfatório os ajustes que proporcionassem coeficiente de determinação maior que 70% e apresentassem significância mínima de 10% de probabilidade nos coeficientes (LO MONACO et al., 2009). A análise estatística foi realizada utilizando o software Sisvar 5.6 (FERREIRA, 2014).

3.3 Experimento II: digestão aeróbia da ARS

O Experimento II foi instalado e conduzido no Laboratório de Monitoramento Ambiental, do Departamento de Engenharia do Instituto de Tecnologia, na UFRRJ. A coleta da ARS utilizada nesse ensaio foi realizada em fevereiro de 2017, sendo este um período também caracterizado como chuvoso e de elevadas temperaturas para a cidade de Seropédica/RJ (OLIVEIRA JÚNIOR et al., 2014).

A coleta da ARS seguiu o mesmo protocolo adotado na coleta realizada para avaliar o desempenho do filtro orgânico. Resumidamente, foram coletados 70 L de ARS da esterqueira do Setor de Suinocultura, os quais foram transferidos para as bombonas, fechadas e encaminhados para o Laboratório de Monitoramento Ambiental. Posteriormente, a ARS foi passada em peneira de 2 mm de diâmetro e uma amostra foi armazenada e preservada de acordo com a NBR 9.898/1987 (BRASIL, 1987) para posterior caracterização. No momento da coleta as baias abrigavam 51 suínos.

Para esse experimento foram construídos três protótipos de reatores de digestão aeróbia de bancada (Figura 7). São recipientes de vidro de 6 mm de espessura com 0,40 m de altura, 0,25 m de comprimento e 0,25 m de largura. Para promover a aeração foi utilizado um compressor de ar da marca Motomil® de 1,5 hp composto por nove válvulas reguladoras que distribuía a aeração de forma homogênea para os três reatores. Cada válvula foi conectada a uma mangueira de silicone de 5 mm de diâmetro e 1 m de comprimento com uma pedra porosa de tamanho médio na extremidade.

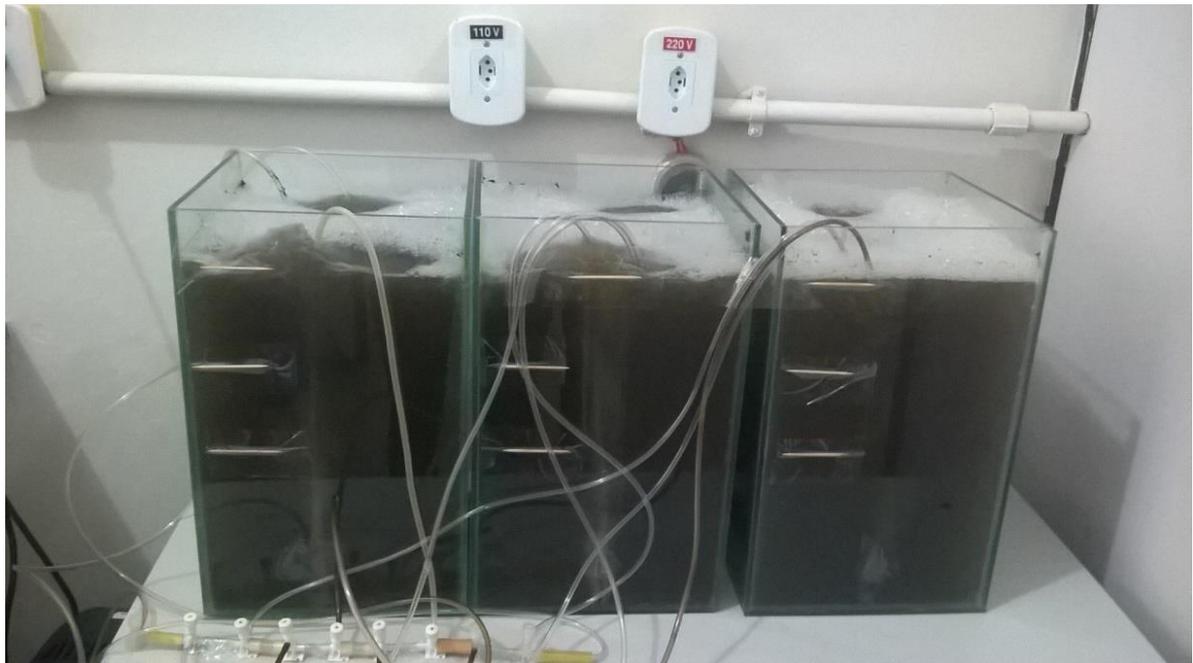


Figura 7. Reatores de vidro utilizados para acondicionar a água residuária da suinocultura durante a digestão aeróbia.

Foram transferidos 20 L de ARS para cada reator ao quais permaneceram sob aeração por 32 dias. O período de tratamento não foi previamente estabelecido, esse foi finalizado somente quando as características da ARS tratada atingiram os propósitos da digestão aeróbia que consistem nos seguintes critérios: estabilização dos compostos orgânicos, avaliada por

meio da relação SV/ST (BRASIL, 2006) e a oxidação do material microbiano, analisada por meio da concentração de coliformes termotolerantes. Para tanto, averiguou-se a razão SV/ST a cada sete dias e a concentração de coliformes termotolerantes no 32º dia.

Para o monitoramento da digestão aeróbia da ARS, a cada dois dias, até completar os 32 dias do processo, foram aferidos os seguintes parâmetros: pH, temperatura, potencial de oxidação-redução (ORP) e oxigênio dissolvido (OD), seguindo as recomendações da EEA (1997) e WEF (2007). O pH, a temperatura e o ORP foram verificados empregando o equipamento Sensoglass SP 1800 que foi calibrado com soluções de pH 4 e 7 e solução de 229 mV. Para a determinação do OD utilizou-se o oxímetro Hanna HI9146.

Ao final da digestão aeróbia, a ARS tratada foi transferida para o cone Imhoff onde permaneceu em repouso durante uma hora para a separação das frações líquidas e sólidas.

3.3.1 Avaliação do desempenho da digestão aeróbia

A ARS bruta e as frações tratadas (fração líquida sobrenadante no cone Imhoff e fração sólida sedimentada) foram caracterizadas por meio dos parâmetros pH, ST, SV, coliformes termotolerantes, DQO, nitrogênio total e dos teores totais dos metais Cu, Zn, Fe, Mn, Pb e Cd. Tais parâmetros foram definidos conforme estabelecido nas Resoluções do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) 430/2011 (para lançamento de efluentes nos corpos hídricos) e 375/2006 (para o uso agrícola de lodos gerados em estações de tratamento de esgoto) (BRASIL, 2006; BRASIL, 2011). E também estabelecidos na Norma NT 202/1986 e Diretriz DZ 215/2007 (FEEMA, 1986; FEEMA, 2007) para lançamento de efluentes nos corpos hídricos para o estado do Rio de Janeiro.

As concentrações de nitrogênio total foram quantificadas segundo a metodologia descrita em APHA (2012), utilizando reagentes e equipamentos da marca Hach. Essas análises foram realizadas no Laboratório de Monitoramento Ambiental. Os coliformes termotolerantes foram quantificados conforme Norma Técnica da CETESB L5.406 (CETESB, 2007) no Laboratório Analítico de Alimentos e Bebidas, do Departamento de Tecnologia de Alimentos, na UFRRJ. Os demais parâmetros foram quantificados conforme descrito no item 4.2.1, para a avaliação do desempenho dos filtros orgânicos. Todas as análises ocorreram em triplicata.

Para verificar o efeito da digestão aeróbia nas características físicas, químicas e biológicas da ARS aplicou-se o teste de hipótese de Student (teste 't'), ao nível de 5% de probabilidade utilizando o software Sisvar 5.6 (FERREIRA, 2014). O desempenho do processo de digestão aeróbia no tratamento da ARS também foi avaliado por meio da eficiência de remoção (E) para cada parâmetro analisado, sendo esta calculada de acordo com a Equação 5:

$$E (\%) = \frac{\text{Concentração inicial} - \text{Concentração final}}{\text{Concentração inicial}} \times 100 \quad \text{Eq. 5}$$

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Experimento I: desempenho do filtro orgânico

Como mencionado anteriormente, utilizou-se o bagaço de cana-de-açúcar como meio filtrante pois esse resíduo é poroso, com elevado teor de celulose e elevada eletronegatividade quando comparado com outros resíduos (BRANDÃO et al., 2003; VIANA & GUABEUR, 2009; SOUZA et al., 2011) o que demonstra sua capacidade de retenção de poluentes presentes nas águas residuárias.

4.1.1 Caracterização do bagaço de cana-de-açúcar e da ARS bruta

O bagaço de cana-de-açúcar apresentou massa específica global (ρ_G) de $0,04 \text{ g cm}^{-3}$, massa específica da partícula (ρ_P) de $0,45 \text{ g cm}^{-3}$ e porosidade (P) de $0,91 \text{ cm}^{-3} \text{ cm}^{-3}$. Esses resultados são semelhantes aos valores reportados na literatura para o bagaço de cana-de-açúcar, em que, os valores obtidos para a ρ_P e a P foram de $0,51 \text{ g cm}^{-3}$ e $0,81 \text{ cm}^{-3} \text{ cm}^{-3}$ respectivamente (BRANDÃO et al., 2003; LO MONACO et al., 2011; BRANDÃO et al., 2000).

A umidade do bagaço de cana-de-açúcar foi de 9,3%, esse resultado foi um pouco inferior aos teores observados por Oliveira et al. (2017a) para outros resíduos orgânicos que variaram de 9,8 a 12,7%, o que pode indicar uma maior capacidade de retenção de poluentes pelo bagaço de cana-de-açúcar, uma vez que, a umidade pode atuar como um plastificante na estrutura dos polímeros naturais (ALBINANTE et al., 2012) reduzindo a capacidade de sorção.

A caracterização inicial da ARS bruta é apresentada na Tabela 3, juntamente com os valores máximos estabelecido na Norma NT 202/1986 (FEEMA, 1986), nas Resoluções CONAMA 430/2011 e 375/2006 (BRASIL, 2011; BRASIL, 2006).

Os resultados mostram que o valor do pH e da relação SV/ST estão em conformidade com limites impostos nas normais ambientais para a disposição no corpo hídrico e para a aplicação no solo. O pH da ARS encontra-se entre os valores observados no inventário realizado das características desse efluente (pH de 6,2 a 9,1) (Tabela 1). Para a relação SV/ST, acredita-se que as temperaturas mais elevadas, verificadas no verão para o município de Seropédica, podem ter intensificado a atividade microbiana no interior da esterqueira o que promoveu uma redução dos teores de SV.

Tabela 3. Características físicas e químicas da água residuária da suinocultura (ARS) coletada em dezembro de 2016, os valores máximos permissíveis (VMP) para lançamento de efluente nos corpos hídricos presentes na NT 202/1986 (FEEMA, 1986) e na Resolução CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011) e também os VMP para o uso agrícola de lodos de estações de tratamento de esgoto estabelecidos na Resolução CONAMA 375/2006 (BRASIL, 2006).

| Parâmetro | ARS bruta | VMP NT 202 | VMP CONAMA 430 | VMP CONAMA 375 |
|--|-----------|------------|----------------|----------------|
| pH | 7,39 | 5 – 9 | 5 – 9 | - |
| CE ^a (mS cm ⁻¹) | 4,81 | - | - | - |
| ST ^b (mg L ⁻¹) | 2.300,00 | - | - | - |
| SV ^c (mg L ⁻¹) | 1.433,33 | - | - | - |
| SV/ST (%) | 62,00 | - | - | < 70,0 |
| Ca (mg L ⁻¹) | 186,10 | - | - | - |
| Mg (mg L ⁻¹) | 40,53 | - | - | - |

a – condutividade elétrica, b - sólidos totais, c - sólidos voláteis.

A ARS apresentou uma concentração de sólidos abaixo dos valores reportados na literatura (CASTALDELLI et al., 2015; HERRMANN et al., 2016; ROSA et al., 2017; MACIEL et al., 2017). O principal motivo para essa diluição é que a ARS é encaminhada das baias para a esterqueira por um canal de baixa declividade, o que dificulta o escoamento, sendo empregado um grande volume de água durante a limpeza. No verão é utilizado um volume ainda maior de água por meio de um sistema de ventilação e aspersão visando o controle da temperatura do ambiente para o bem-estar animal.

O equipamento utilizado na dessedentação dos animais e a pressão para aciona-los também podem acarretar grande desperdício de água (Figura 8A) (TAVARES et al., 2014). No Setor de Suinocultura da UFRRJ é utilizado o bebedouro do tipo chupeta, que, aparentemente estão instalados corretamente (Figura 8B e 8C), porém não é possível inferir sobre a pressão de acionamento de cada chupeta.

Esses mesmos fatores podem ter interferido no valor da CE ($4,81 \text{ mS cm}^{-1}$). Esse resultado encontra-se abaixo do observado em outros trabalhos, Lo Monaco et al. (2009) observaram CE de $9,10 \text{ mS cm}^{-1}$ para a ARS e Moral et al (2008) verificaram CE entre $12,8$ e $25,2 \text{ mS cm}^{-1}$. Apesar da diluição, a ARS apresenta CE elevada, o que inviabiliza a sua utilização na irrigação segundo as recomendações da FAO e EMBRAPA devido ao risco de provocar a salinização do solo (AYERS & WESTCOT, 1999; ALMEIDA, 2010).

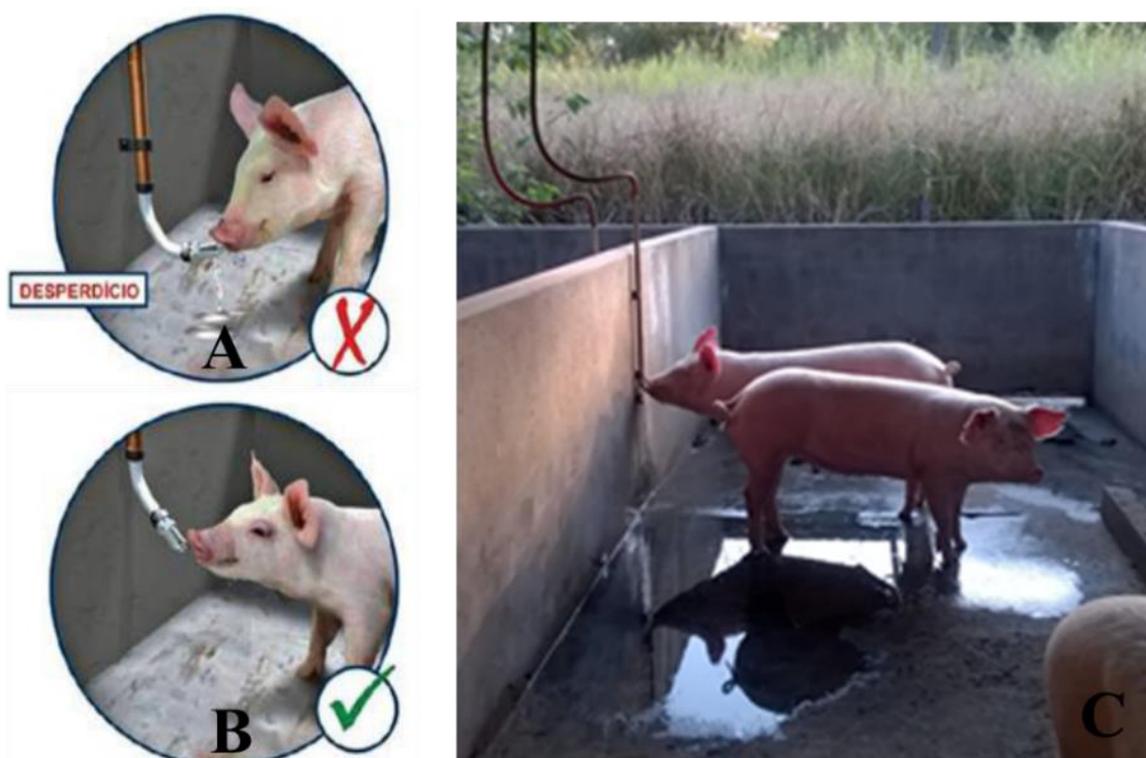


Figura 8. Detalhe da instalação incorreta (A) e correta (B) dos equipamentos de dessedentação animal do tipo chupeta (Fonte: Tavares, 2012). E, o bebedouro instalado no Setor de Suinocultura da UFRRJ (C).

A ARS apresentou ainda concentrações de Al, Cu, Zn e Mn (Tabela 4) em desacordo com os limites estabelecidos para lançamento de efluente em corpos hídricos e os teores de Cu também estão acima do limite estabelecido para o uso agrícola.

Tabela 4. Concentração de metais presentes da água residuária da suinocultura (ARS), coletada em dezembro de 2016. Os valores máximos permissíveis (VMP) para lançamento de efluente em corpos hídricos estabelecidos na Norma NT 202/1986 (FEEMA, 1986), na Resolução CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011) e VMP para o uso agrícola de lodos gerados em estações de tratamento de esgoto estabelecidos na Resolução CONAMA 375/2006 (BRASIL, 2011).

| Parâmetro | ARS (mg L ⁻¹) | VMP NT 202 (mg L ⁻¹) | VMP CONAMA 430 (mg L ⁻¹) | ARS (mg kg ⁻¹)* | VMP CONAMA 375 (mg kg ⁻¹) |
|-----------|------------------------------|-------------------------------------|---|--------------------------------|--|
| Cobre | 4,08 | 0,5 | 1,0 | 1.773,9 | 1.500 |
| Zinco | 5,20 | 1,0 | 5,0 | 2.260,9 | 2.800 |
| Ferro | 12,61 | 15,0 | 15,0 | 5.482,6 | - |
| Manganês | 1,72 | 1,0 | 1,0 | 747,8 | - |
| Alumínio | 11,07 | 3,0 | - | - | - |

* Na conversão dos teores de metais considerou-se a concentração de massa seca de sólidos de 2.300 mg L⁻¹.

A presença de Cu na ARS merece destaque, por ser este o elemento que apresentou maior discrepância em relação aos valores máximos permissíveis nas Resoluções CONAMA 430/2011 e 375/2006 (BRASIL, 2006; BRASIL, 2011). O Cu é adicionado à ração com a função de promover o crescimento e para controle da diarreia nos suínos. Geralmente esse elemento é fornecido em quantidades acima da capacidade de absorção dos animais e grande parte é eliminada nas fezes e na urina (VIVAN et al., 2010).

4.1.2 Concentração de sólidos, pH e CE no efluente do filtro orgânico

Na Tabela 5 são apresentados os valores de pH, CE, ST e SV quantificados após a filtração da ARS no filtro orgânico preenchido com bagaço de cana-de-açúcar. De modo geral foi observado um acréscimo nos valores de pH para os 50 L de ARS após o tratamento com o filtro orgânico constituído com bagaço de cana-de-açúcar. Esse comportamento pode ser observado na Figura 9A, por meio dos valores da razão C/C₀ que foram maiores que 1 ao longo de todo o processo de filtração, exceto nos 6, 10 e 12 L de ARS filtrados.

O maior valor de pH (7,83), observado aos 50 L do efluente do filtro representa um aumento sutil, de apenas 6% em relação ao valor de pH observado no afluente, permanecendo dentro dos limites estabelecidos na Resolução CONAMA 430/2011 e na NT 202/1986 (Tabela 3) (BRASIL, 2011; FEEMA, 1986). Ressalta-se que o pH alcalino pode contribuir na retenção de metais no filtro orgânico devido a menor solubilidade desses elementos (SHI et al., 2018).

Os resultados verificados nesse estudo estão condizentes com os observados na literatura utilizando filtros orgânicos com bagaço de cana-de-açúcar. Adib et al. (2014) empregaram o bagaço de cana-de-açúcar como meio filtrante de quatro amostras de esgoto doméstico e observaram que para todas as amostras o pH aumentou em até 14%. Por outro lado, resultados diferentes são observados quando outros materiais orgânicos são utilizados como meio filtrante.

Um exemplo é o estudo realizado por Lo Monaco et al. (2009) no tratamento da ARS em filtro orgânico preenchido com fibra de coco, onde o pH diminuiu de 6,7 para até 4,7 nos primeiros 400 L filtrados, essa redução foi atribuída a solubilização de substâncias de caráter ácido do material filtrante.

Tabela 5. Valores de pH, condutividade elétrica (CE), sólidos totais (ST) e voláteis (SV) da água residuária da suinocultura após filtração com bagaço de cana-de-açúcar.

| Vol. filtrado (L) | pH | CE (mS cm ⁻¹) | ST (mg L ⁻¹) | SV (mg L ⁻¹) |
|-------------------|------|---------------------------|--------------------------|--------------------------|
| 2 | 7,42 | 5,04 | 12250,00 | 10625,00 |
| 4 | 7,40 | 4,99 | 10400,00 | 8850,00 |
| 6 | 7,38 | 4,98 | 6733,33 | 5350,00 |
| 8 | 7,42 | 4,86 | 9350,00 | 8166,67 |
| 10 | 7,37 | 4,89 | 5483,33 | 4133,33 |
| 12 | 7,37 | 4,75 | 3733,33 | 2916,67 |
| 14 | 7,44 | 4,76 | 2950,00 | 1800,00 |
| 16 | 7,43 | 4,80 | 2700,00 | 1683,33 |
| 18 | 7,46 | 4,73 | 2483,33 | 1416,67 |
| 20 | 7,53 | 4,84 | 2100,00 | 1050,00 |
| 22 | 7,53 | 4,80 | 2100,00 | 1116,67 |
| 24 | 7,61 | 4,80 | 1850,00 | 716,67 |
| 26 | 7,56 | 4,75 | 1916,67 | 1033,33 |
| 28 | 7,54 | 4,80 | 1616,67 | 916,67 |
| 30 | 7,52 | 4,80 | 916,67 | 383,33 |
| 32 | 7,57 | 4,73 | 1700,00 | 600,00 |
| 34 | 7,59 | 4,80 | 1650,00 | 550,00 |
| 36 | 7,59 | 4,79 | 1366,67 | 533,33 |
| 38 | 7,59 | 4,80 | 1633,33 | 666,67 |
| 40 | 7,61 | 4,73 | 1283,33 | 500,00 |
| 42 | 7,68 | 4,73 | 633,33 | 300,00 |
| 44 | 7,68 | 4,76 | 1783,33 | 816,67 |
| 46 | 7,66 | 4,75 | 1616,67 | 433,33 |
| 48 | 7,67 | 4,71 | 1450,00 | 650,00 |
| 50 | 7,83 | 4,60 | 2083,33 | 916,67 |

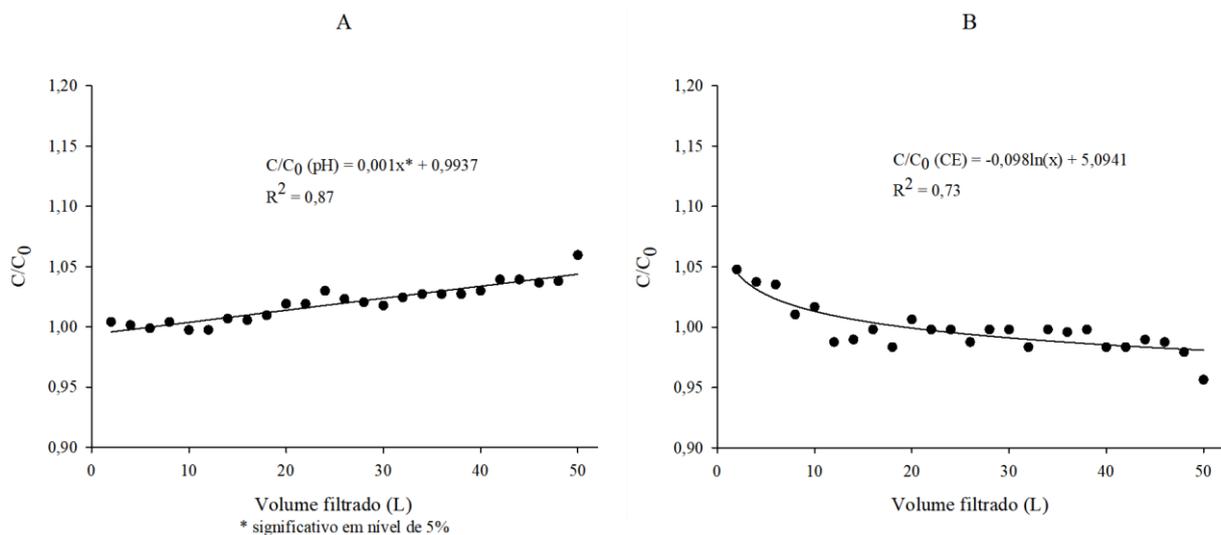


Figura 9. Concentração relativa dos valores de pH (A) e condutividade elétrica (B), do efluente em relação ao afluente (C/C_0).

Com relação à CE, foi observado um acréscimo nos primeiros 10 L filtrados (Tabela 5). Tal fato deve-se a solubilização de sais, especialmente o sódio (Na) e o potássio (K), que estão entre os principais elementos que podem ser facilmente lixiviados e aumentar a CE do efluente de filtros orgânicos (BRANDÃO et al., 2000). O potássio é um dos nutrientes mais exigido pela cana de açúcar. Para cada $100 \text{ t}^{-1} \text{ ha}^{-1}$ de colmos, são exportados cerca de $150 \text{ kg}^{-1} \text{ ha}^{-1}$ de K_2O (MALAVOLTA, 1982). O sódio não está associado à matéria orgânica e é solúvel em água o que aumenta a mobilidade no filtro (MATOS et al., 2010a).

A partir dos 10 L de ARS filtrada pode-se observar valores da razão C/C_0 menores que 1, indicando que os valores de CE da ARS efluente mantiveram-se menores que a ARS afluente (Figura 9B). Mesmo assim, essa redução de apenas 4% na CE da ARS efluente ainda não permite sua utilização na agricultura. Os valores da CE classificam o filtrado com grau severo de restrição para uso na irrigação (AYERS & WESTCOT, 1999; ALMEIDA, 2010). Resultados similares foram verificados por Oliveira et al. (2017b) ao utilizarem filtro orgânico preenchido com palha de feijão para tratamento da ARS, a porcentagem máxima de redução da CE observada pelos autores foi de 5%.

Da mesma forma que o pH, observa-se na literatura que alguns materiais orgânicos apresentam a capacidade de aumentar e/ou reduzir os valores da CE do filtrado. Lo Monaco et al. (2009) observaram uma redução de 22% na CE no efluente da ARS utilizando como meio filtrante a fibra de coco. Por outro lado, o pergaminho de grãos de café utilizado como meio filtrante aumentou a CE da água residuária da cafeicultura em todo o processo de filtração.

Ao avaliar o potencial de diversos resíduos orgânicos a serem utilizados na filtração de águas residuárias, Oliveira et al. (2017a) observaram que a serragem de madeira foi o resíduo que conferiu menor CE à água destilada e que as cascas dos grãos de café seguido da fibra de coco verde apresentaram os maiores valores de CE.

Os teores da CE da ARS devem ser reduzidos para, no caso de aplicação no solo, evitar problemas osmóticos às culturas e a salinização do solo (LO MONACO et al., 2009). Para tanto, recomenda-se a manipulação da dieta de forma a não fornecer sais acima das exigências dos suínos, utilizar materiais filtrantes que apresentem em sua constituição baixos teores desses compostos e a emprego de técnicas de tratamento para o efluente em nível terciário, como a osmose reversa. Cabe ressaltar, que os tratamentos mais sofisticados, geralmente, apresentam custos elevados e complexidade operacional, o que pode inviabilizar a sua aplicação no meio rural, sendo mais indicado reduzir as concentrações de sais na ARS do que a sua posterior remoção.

As curvas de regressão para as concentrações relativas de sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV) estão apresentadas na Figura 10. Os teores de ST (Figura 10A) e SV (Figura 10B) apresentaram um comportamento similar, com acréscimo nos primeiros 20 L e, posteriormente, uma brusca redução que se manteve até a finalização do processo de filtração. Esse aumento é, provavelmente, devido ao transporte de pequenas partículas do bagaço da cana-de-açúcar para o efluente. Acredita-se também que a possível solubilização de Na e K possam ter contribuído para elevar os teores de sólidos dissolvidos e, conseqüentemente, dos sólidos totais no filtrado.

Ao empregarem fibra de coco no tratamento da ARS, Lo Monaco et al. (2009) também verificaram um aumento no teor de sólidos totais e sólidos dissolvidos nos primeiros 200 L de efluente. Os autores atribuíram tal fato ao aumento de sais no filtrado.

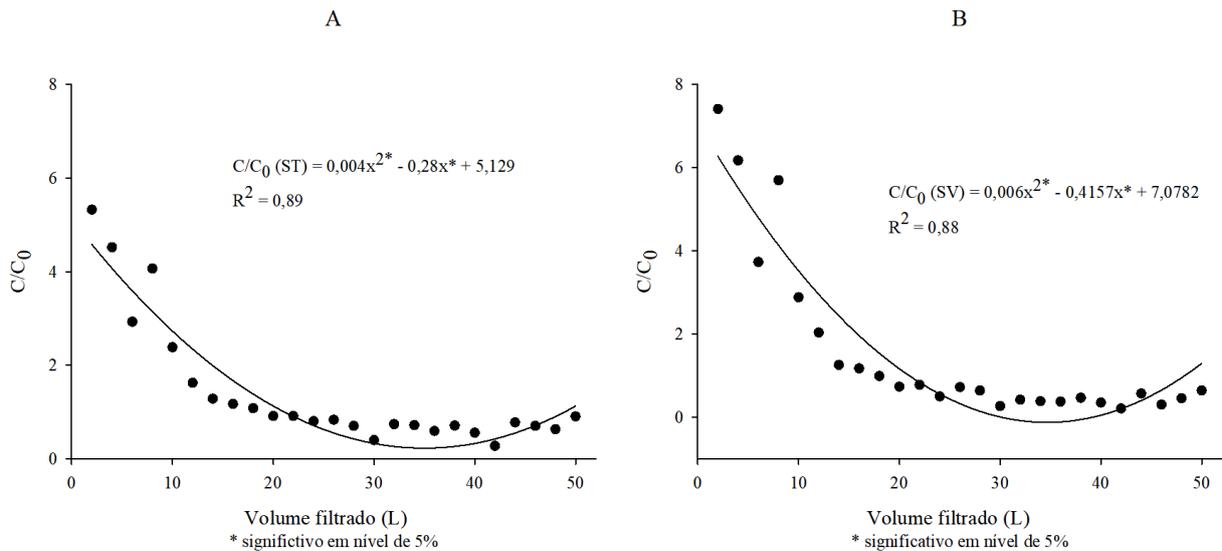


Figura 10. Concentração relativa dos valores de sólidos totais (A) e sólidos voláteis (B) do efluente em relação ao afluente (C/C_0).

Uma redução significativa dos teores de ST e SV foi observada entre os 30 e 42 L de ARS tratados com o filtro orgânico, alcançando uma retenção média de 43% de ST e 65% de SV (Figura 11). Na literatura verificou-se uma redução de ST semelhante ao observado no presente estudo. Num trabalho conduzido por Magalhães et al. (2006b) foi constatado uma remoção de ST de 43 a 57% utilizando serragem de madeira e de 50 a 56% utilizando bagaço de cana-de-açúcar, como meio filtrante no tratamento da ARS. Os referidos autores concluíram que a eficiência de retenção de sólidos totais nos filtros orgânicos aumentou com o uso dos mesmos devido à obstrução gradativa dos poros até os 3.600 L de ARS tratada no filtro preenchido com serragem de madeira e até os 5.500 L de ARS para o filtro preenchido com bagaço de cana-de-açúcar.



Figura 11. À esquerda a água residuária da suinocultura (ARS) afluente ao filtro orgânico preenchido com bagaço de cana-de-açúcar e à direita o efluente após 36 L de ARS filtrado.

Uma remoção de ST entre 35,2 e 44,6% foi observada por Francisco et al. (2014) ao utilizarem fino de carvão, folhas de bambu, folhas de eucalipto, ramos de gliricídia e serragem de madeira como meio filtrante da água residuária da bovinocultura.

Analisando o comportamento das curvas de regressão, verifica-se uma tendência de aumento dos ST e SV na ARS filtrada após os 40 L, mas ainda abaixo dos valores verificados para a ARS bruta. Pode-se inferir que a capacidade de retenção de sólidos foi atingida e que parte desses foram desprendidos com a passagem da ARS, provavelmente o tamanho dos poros no filtro orgânico aumentou, provocado pela desobstrução e pelo intumescimento do material filtrante (MATOS et al., 2010b).

As remoções de sólidos alcançadas com o emprego do filtro orgânico preenchido com bagaço de cana-de-açúcar não foram suficientes para adequar o filtrado para uso na irrigação ou fertirrigação por gotejamento, apresentando risco severo de provocar entupimento dos gotejadores, sendo recomendado uma concentração de sólidos inferior a 50 mg L⁻¹ nos efluentes para um bom funcionamento do sistema (BUCKS et al., 1979; MAGALHÃES et al., 2006b). A recomendação para os teores máximos de sólidos no sistema de irrigação por gotejamento é mais restritiva pois os gotejadores apresentam orifício de pequeno tamanho (0,75 – 1,40 mm) (ALMEIDA, 2010). Esse problema pode não ser verificado quando a opção de irrigação adotada é por aspersão, nesse caso, os teores de sólidos devem ser inferiores a 12.000 mg L⁻¹ (YITAYEW & WALLER, 2016). O efluente do filtro orgânico atende à este último limite a partir dos 2 L de ARS filtrado.

4.1.3 Concentração de metais no efluente do filtro orgânico

Na Tabela 6 estão apresentados os valores dos teores totais de cálcio, magnésio, cobre, zinco, manganês, ferro e alumínio quantificados após o tratamento da ARS com filtro orgânico preenchido com bagaço de cana-de-açúcar.

Tabela 6. Valores médios dos teores de Ca, Mg, Cu, Zn, Mn, Fe e Al da ARS após filtração com bagaço de cana-de-açúcar. E, os valores máximos permissíveis (VMP) para o lançamento de efluente em corpos hídricos de acordo com a Resolução CONAMA 430/2011 e Norma NT 202/1986 (BRASIL, 2011; FEEMA, 1986).

| Vol. Filtrado (L) | Ca | Mg | Cu | Zn | Mn | Fe | Al |
|----------------------|--------------------|-------|------|------|------|-------|------|
| | mg L ⁻¹ | | | | | | |
| 10 | 204,26 | 37,82 | 0,62 | 1,03 | 1,46 | 5,18 | 7,42 |
| 20 | 117,70 | 27,53 | 0,43 | 0,37 | 0,82 | 5,56 | 9,50 |
| 30 | 107,77 | 26,14 | 0,28 | 0,44 | 0,59 | 5,26 | 9,62 |
| 40 | 105,30 | 24,09 | 0,25 | 0,27 | 0,47 | 4,55 | 8,97 |
| 50 | 126,27 | 24,83 | 0,20 | 0,71 | 0,42 | 4,17 | 8,28 |
| VMP CONAMA 420 | - | - | 1,00 | 5,00 | 1,00 | 15,00 | - |
| VMP NT 202 | - | - | 0,50 | 1,00 | 1,00 | 15,00 | 3,00 |

Com relação aos teores totais de cálcio e magnésio, a maior eficiência de remoção foi observada nos 30 e 40 L de ARS filtrados (aproximadamente 40%). Esse mesmo comportamento foi observado na retenção de ST e SV (Tabela 5). Acredita-se que a capacidade máxima de retenção de partículas e solutos no filtro foi atingida aos 40 L de ARS filtrados. Observa-se que a cima desse volume (50 L) houve um aumento de Ca no efluente, porém cabe

ressaltar que a concentração desse elemento permaneceu 32% abaixo do teor observado na ARS bruta.

Para o Mg, a filtração da ARS com bagaço de cana-de-açúcar conferiu uma redução nos teores desse elemento ao longo do processo de filtração, com uma redução de 61% nos últimos 50 L de ARS filtrada. O modelo polinomial foi o que proporcionou o melhor ajuste da curva de regressão das concentrações relativas de Ca (Figura 12A) e Mg (Figura 12B) apresentando um R^2 de 0,94 e 0,95 respectivamente e coeficientes significativos ao nível de 5%. Esse modelo também foi o que melhor explicou a concentração relativa de ST e SV em função do volume de ARS filtrado (Figura 10).

Acredita-se que as remoções de Ca e Mg podem estar associadas à própria retenção física dos sólidos (ST e SV), ou seja, há indícios de que parte desses elementos químicos estão ligados a fração sólida da ARS (HSU et al., 2000).

No estudo conduzido por Crozariollo Neto et al. (2011) foram reportadas remoções significativas de 79,4% de Ca e 74,3% de Mg, utilizando bagaço de cana-de-açúcar na filtração da ARS. Outros materiais como casca de arroz, casca de frutos do café, sabugo de milho triturado, serragem de madeira e o fino de carvão vegetal utilizados como meio filtrante apresentaram pequena ou nenhuma retenção de Ca e Mg da ARS segundo Brandão et al. (2003). A divergência nos resultados pode estar relacionada às características de cada resíduo e às diferentes granulometrias dos meios filtrantes investigados, uma vez que o tamanho das partículas interfere na eficiência dos filtros (LO MONACO et al., 2004; LO MONACO et al., 2011).

No que diz respeito às concentrações de Cu, Zn e Mn (Figuras 12C, 12D e 12E nesta ordem) as curvas de regressão também apresentaram um ajuste polinomial, sendo similar às curvas de remoção de ST e SV (Figura 10). Segundo Susuki et al. (2010) e Hsu et al. (2000) os metais Cu, Zn e Mn presentes nos dejetos de suínos estão ligados às frações sólidas. Portanto, a retenção de sólidos totais pode acarretar a retenção desses metais, justificando dessa forma o comportamento análogo das curvas de regressão.

Nos 30 e 40 L de ARS filtrados pode-se destacar uma considerável retenção de cobre, zinco e manganês, alcançando 99,9% de remoção de Cu e Zn e 99,4% de Mn entre 30 e 40 L filtrados. Esses resultados podem ser atribuídos à capacidade da celulose, lignina e alguns carboidratos de cadeia longa de reter cátions em seus grupos funcionais (MATOS et al., 2003).

Resultados semelhantes foram reportados na literatura, com retenção de 90% de Cu e 69% de Zn no filtro orgânico preenchido com bagaço de cana-de-açúcar (CROZARIOLLO NETO et al., 2011). Por outro lado, Brandão et al. (2003) não detectaram alterações significativas nos teores de Cu e Zn no efluente do filtro preenchido com outros resíduos orgânicos. O bagaço de cana-de-açúcar apresentou maior eletronegatividade quando comparado a outros materiais (BRANDÃO et al., 2003) o que pode potencializar a capacidade desse resíduo na retenção de cátions.

É importante destacar que após a filtração, os metais presentes na ARS filtrada ficaram abaixo dos limites estabelecidos na Resolução CONAMA 430/2011 para o Cu ($1,0 \text{ mg L}^{-1}$) e o Zn ($5,0 \text{ mg L}^{-1}$) a partir dos 10 L filtrados e para o Mn ($1,0 \text{ mg L}^{-1}$) a partir dos 20 L (BRASIL, 2011). O filtrado enquadra-se também nos limites mais restritivos instituídos na NT 202/1986 para o Cu ($0,5 \text{ mg L}^{-1}$), o Zn ($1,0 \text{ mg L}^{-1}$) e o Mn ($1,0 \text{ mg L}^{-1}$) a partir dos 20 L filtrados (FEEMA, 1986).

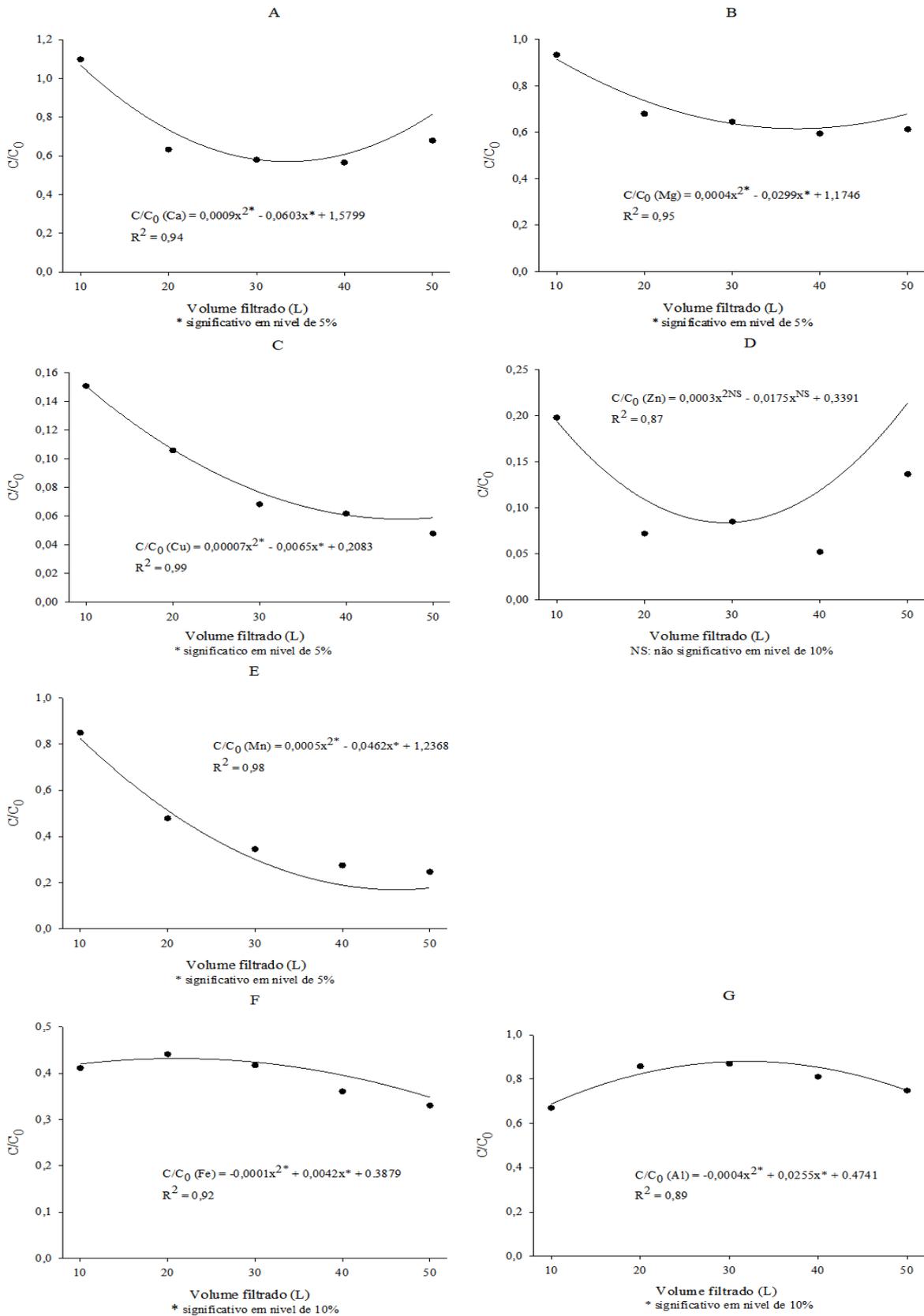


Figura 12. Valores da concentração relativa dos teores totais de cálcio (A), magnésio (B), cobre (C), zinco (D), manganês (E), ferro (F) e alumínio (G) do efluente em relação ao afluente (C/C_0) do filtro orgânico.

Com relação ao elemento ferro, houve uma considerável retenção de 58 a 64% nos 30 e 40 L de ARS filtrada respectivamente (Figura 12F). A maior remoção de Fe (67%) foi nos últimos 10L de ARS filtrada. Esse mesmo comportamento foi observado por Markovic et al. (2011) que empregaram serragem de madeira como meio filtrante de água drenada de jazidas de cobre. Os referidos autores constataram que em valores de pH de 7,70 a 7,94 a remoção de Fe foi acima de 99%. Num estudo conduzido por Kumar (2015) foi observada que a máxima retenção de Fe do efluente sintético utilizando bagaço de cana-de-açúcar como meio filtrante foi de 40%.

A ARS bruta já apresentava concentração de Fe abaixo dos 15 mg L⁻¹ estabelecidos na Resolução CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011) e na Norma NT 202/1986 (FEEMA, 1986) e assim permaneceu após a filtração utilizando bagaço de cana-de-açúcar.

A curva de regressão para as concentrações relativas de ferro e alumínio também foram polinomiais, porém apresentou o coeficiente 'a' da equação de segundo grau negativo, ou seja, a<0. A maior remoção de alumínio total (33%) foi nos primeiros 10L de ARS filtrada. A Norma NT 202/1986 determina que para lançamento de efluentes em corpos hídricos a concentração máxima de Al é de 3,0 mg L⁻¹ (FEEMA, 1986) e Resolução CONAMA 396/2008 estabelece que a concentração máxima de Al para as águas subterrâneas a serem utilizadas na irrigação é de 5,0 mg L⁻¹ (BRASIL, 2008). A retenção de alumínio no filtro orgânico foi insuficiente para atender esses padrões.

A menor retenção de Al no meio filtrante, comparado aos demais elementos químicos, se por um lado pode comprometer a qualidade do efluente, por outro lado pode conferir maior valor agrônômico ao material orgânico utilizado no preenchimento do filtro, o qual pode tornar-se um fertilizante orgânico após estabilização do mesmo por processo de compostagem ou vermicompostagem.

Os elementos químicos em maior concentração na ARS são o cálcio (186,10 mg L⁻¹) seguido do magnésio (40,53 mg L⁻¹). Esses elementos podem disputar com o alumínio (em menor concentração - 11,07 mg L⁻¹) por sítios de retenção presentes bagaço de cana-de-açúcar. Esse fato é notório ao comparar as curvas de regressão do Ca e Mg (Figuras 12A e 12B) com a curva de regressão do Al (Figura 12G), há uma simetria em relação ao eixo das abscissas. Na faixa de maior retenção de Ca e Mg foi também o intervalo de menor retenção de Al. Em uma revisão sobre biosorção, Vijayaraghavan & Balasubramanian (2015) afirmam que esse comportamento pode ser verificado para as águas residuárias que apresentam vários metais em diferentes concentrações.

4.2 Experimento II: tratamento da ARS por meio da digestão aeróbia

4.2.1 Caracterização da ARS bruta

Na Tabela 7 estão apresentadas as características da ARS bruta coletada em fevereiro de 2017. Os teores de ST, SV, sólidos sedimentáveis e DQO estão abaixo dos valores quantificados na coleta anterior para operação do filtro orgânico, indicando uma elevada diluição. Ainda assim é possível verificar uma alta capacidade poluidora na ARS, com teores altos de coliformes termotolerantes, DQO, SST e sólidos sedimentáveis que impossibilitam a aplicação do efluente no solo ou a disposição nos mananciais.

A diluição da ARS no verão é decorrente dos seguintes fatores: uma maior aspersão de água num sistema de ventilação para melhorar o conforto térmico dos suínos, do grande volume de água utilizada durante a limpeza das baias, da possível perda de água no sistema de dessedentação e das precipitações que ocorrem com maior frequência.

Ao analisar os dados de produção da ARS em diferentes suinícolas, Tavares (2012) verificou que no verão o volume médio de ARS gerado foi, aproximadamente, o dobro do que foi produzido no inverno. Tal fato deve-se, possivelmente, a manutenção de uma lamina d'água no chão das baias para conforto térmico e a perda de água nos bebedouros que são acionados com maior frequência devido ao maior consumo de água pelos suínos.

Tabela 7. Características físicas, químicas e biológicas da água residuária da suinocultura coletada em fevereiro de 2017. Os valores máximos permissíveis (VMP) para lançamento de efluente em corpos hídricos estabelecidos na NT 202/1986 (FEEMA, 1986), DZ 215/2007 (FEEMA, 2007), na Resolução CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011) e o VMP para o uso agrícola de lodos gerados em estações de tratamento de esgoto determinados na Resolução CONAMA 375/2006 (BRASIL, 2006).

| Parâmetro | ARS | VMP NT 202 e DZ 215 | VMP CONAMA 430 | VMP CONAMA 375 |
|---|-----------------------|---------------------|----------------|-----------------|
| pH | 7,03 | 5 – 9 | 5 – 9 | - |
| ST ^a (mg L ⁻¹) | 1.500,00 | - | - | - |
| SV ^b (mg L ⁻¹) | 760,00 | - | - | - |
| SV/ST (%) | 50,70 | - | - | 70,0 |
| SST ^c (mg L ⁻¹) | 900,00 | 180,0 | - | - |
| Sol. Sed. ^d (mL L ⁻¹) | 10,00 | 1,0 | 1,0 | - |
| DQO ^e (mg O ₂ L ⁻¹) | 635,00 | 180,0* | 120,0* | - |
| Nitrogênio Total (mg L ⁻¹) | 520,42 | 5,0** | 20,0** | - |
| Col. Term. ^f (NMP g ST ⁻¹) | 5,3 x 10 ⁹ | - | - | 10 ³ |

a - sólidos totais, b - sólidos voláteis, c - sólidos suspensos totais, d - sólidos sedimentáveis, e - demanda química de oxigênio, f - coliformes termotolerantes, *valor máximo de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) para lançamento de efluentes nos corpos hídricos ** valor máximo permissível para a concentração de nitrogênio amoniacal total.

O pH influencia o desempenho dos tratamentos biológicos, sendo que o pH ideal está entre 6,5 e 7,5 onde, segundo METCALF & EDDY (2015) é nesta faixa que o meio torna-se favorável ao crescimento dos microrganismos degradantes da matéria orgânica e favorece as reações químicas e bioquímicas. O valor desse parâmetro para a ARS encontra-se próximo da neutralidade assim como observado por outros autores (REDDY et al., 2013; HERRMANN et al., 2016; ROSA et al., 2017).

Os teores de ST e SV da ARS (1.500,0 e 760,0 mg L⁻¹ respectivamente) estão abaixo dos valores quantificados na coleta de dezembro de 2016 (2.300 de ST e 1.433 mg L⁻¹ de SV) e dos valores reportados na literatura recente (CASTALDELLI et al., 2015; HERRMANN et al., 2016; ROSA et al., 2017; MACIEL et al., 2017). Os teores de ST estão abaixo ainda do limite máximo de 30.000 mg L⁻¹ estabelecidos para uma boa transferência de oxigênio durante a digestão aeróbia (MATOS, 2014; JORDÃO e PESSÔA, 2014).

Igualmente observado na coleta realizada para avaliar o desempenho do filtro orgânico, a ARS apresentou uma relação SV/ST (50,7%) abaixo do limite estabelecido para a aplicação no solo, provavelmente devido às temperaturas elevadas verificadas para o verão, o que favoreceram uma redução nos teores dos SV. Oliveira & Pinheiro (2016) caracterizaram a ARS gerada no Setor de Suinocultura da UFRRJ no inverno e o valor observado para a razão SV/ST foi de 73,1%, as autoras ressaltaram que nessa porcentagem o efluente apresenta risco de putrefação caso seja aplicado no solo.

A DQO da ARS bruta (635,00 mg O₂ L⁻¹) é semelhante aos teores frequentemente observado para o esgoto doméstico (JORDÃO & PESSÔA, 2014) e irá comprometer o oxigênio dissolvido dos corpos hídricos se lançada *in natura*, sendo de fundamental importância o tratamento adequado para esse efluente.

Para os teores de nitrogênio total presentes na ARS (520,42 mg L⁻¹), verificou-se que estes estão acima dos valores reportados por Crozariollo Neto et al. (2011) (333,6 mg L⁻¹) e Maciel et al. (2017) (481,7 mg L⁻¹) e abaixo dos valores quantificados por Herrmann et al. (2016) (707,0 mg L⁻¹). De acordo com MATTIAS (2006) e SEGANFREDO (2012), os suínos possuem baixa taxa de assimilação de N e por esse motivo uma quantidade elevada desse nutriente é oferecida na alimentação dos animais, como consequência, uma alta concentração de N é observada na ARS.

Hjorth et al. (2010) afirmam que cerca de 70% do N total presente nos dejetos de animais estão na forma amoniacal, considerando esse valor, tem-se que 364,3 mg L⁻¹ do N presente na ARS estão na forma amoniacal, esse teor é superior aos limites estabelecidos para lançamento de efluentes nos corpos hídricos (BRASIL, 2011, FEEMA, 1986). Se por um lado, a concentração significativa de N na ARS confere ao efluente potencial para provocar eutrofização dos mananciais, por outro lado, atribui elevado valor agrônômico. O N está relacionado aos maiores aumentos na produtividade das culturas, mas as perdas por volatilização e lixiviação são frequentes. As fontes orgânicas de N podem minimizar essas perdas por disponibilizarem-no de forma gradual, à medida que ocorre a mineralização dos compostos orgânicos.

A concentração de coliformes termotolerantes observada para a ARS é elevada e indica que o efluente pode causar problemas de saúde pública e sanidade animal, o que intensifica a necessidade de tratamento adequado para o efluente. A presença desses microrganismos no efluente pode estar associada às condições de higiene das baias, à contaminação da água e da ração fornecidos aos animais. Ao analisar a qualidade microbiológica da água fornecida aos suínos de 130 granjas, Costa et al. (2000) observaram que em 84,6% dos estabelecimentos a água era imprópria para a dessedentação e considerada ruim segundo os teores de coliformes.

Na Tabela 8 são apresentadas as concentrações de metais presentes na ARS. De acordo com os resultados, o efluente apresentou concentrações de determinados elementos acima dos limites estabelecidos para a disposição no meio ambiente. Entre os metais quantificados, o Cu foi novamente o que apresentou maior amplitude em relação aos valores máximos permissíveis. A concentração de Zn e Mn também encontram-se acima do estabelecido na Norma NT 202/1986 e nas Resoluções CONAMA 430/2011 e 375/2006 (FEEMA, 1986, BRASIL, 2011; BRASIL, 2006). Os demais elementos quantificados (Fe, Cd e Pb) atendem aos limites impostos na legislação vigente.

Apesar da elevada diluição verificada para a ARS coletada no verão, os teores de Cu e Zn estão acima dos valores observados por outros autores, sendo estes de 0,5 mg L⁻¹ (CROZARIOLLO NETO et al., 2011; CASTALDELLI et al., 2015); 1,9 mg L⁻¹ (MACIEL et al., 2017) e 3,7 mg L⁻¹ (ROSA et al., 2017) para o Cu e 0,8 mg L⁻¹ (CROZARIOLLO NETO et al., 2011) e 4,7 mg L⁻¹ (ROSA et al., 2017) para o Zn.

A presença de cobre e zinco na ARS merece destaque porque esses elementos são adicionados à ração animal com a função de promover o crescimento e controlar a diarreia nos suínos. De acordo com Mattias (2006) e Vivan et al. (2010) a maior parte do Cu e Zn fornecidos (70 a 95%) são eliminados pelo trato gastrointestinal. Ao comparar os teores de cobre fornecidos aos suínos em oito suinícolas e os teores exigidos pelos animais, foram verificados que esse elemento é fornecido acima do recomendado, em uma porcentagem média de 573,2% (SEGANFREDO, 2012).

Tabela 8. Concentração de metais presentes da água residuária da suinocultura (ARS), coletada em fevereiro de 2017. Os valores máximos permissíveis (VMP) para lançamento de efluente em corpos hídricos estabelecidos na Norma NT 202/1986 (FEEMA, 1986), na Resolução CONAMA 430/2011 e VMP para o uso agrícola de lodos gerados em estações de tratamento de esgoto estabelecidos na Resolução CONAMA 375/2006 também estão apresentados (BRASIL, 2011; BRASIL, 2006).

| Parâmetro | ARS (mg L ⁻¹) | VMP NT 202 | VMP CONAMA 430 | ARS (mg kg ⁻¹)* | VMP CONAMA 375 |
|-----------|---------------------------|------------|----------------|-----------------------------|----------------|
| Cobre | 4,18 | 0,5 | 1,0 | 2.786,67 | 1.500 |
| Zinco | 5,51 | 1,0 | 5,0 | 3.673,33 | 2.800 |
| Ferro | 10,91 | 15,0 | 15,0 | 7.273,33 | - |
| Manganês | 1,24 | 1,0 | 1,0 | 826,67 | - |
| Chumbo | 0,44 | 0,5 | 0,5 | 293,33 | 300 |
| Cádmio | 0,04 | 0,1 | 0,2 | 26,76 | 39,0 |

* para a conversão dos teores dos metais considerou-se a concentração de massa seca de sólidos de 1.500 mg L⁻¹.

Outros elementos, como o Cd e o Pb, também merecem destaque pois a principal via de entrada desses metais na cadeia produtiva de suínos é por meio da medicação, especialmente antibióticos e vacinas.

4.2.2 Monitoramento da digestão aeróbia da ARS

Inicialmente definiu-se monitorar os teores de SV, ST, a razão SV/ST a cada 7 dias e a concentração de coliformes termotolerantes a cada 32 dias com a finalidade de otimizar a digestão aeróbia, visando dessa forma, reduzir o tempo de aeração. A relação SV/ST da ARS bruta (50,7%) já atendia ao limite de 70% estabelecido na legislação (BRASIL, 2006). No decorrer do processo foi observada uma redução nessa relação, com valores de 45,6%; 44,2% e 47,6% para a primeira, a segunda e a terceira semana respectivamente.

Os teores de coliformes quantificados nos primeiros 32 dias de tratamento atenderam os limites da Resolução CONAMA 375/2006 para a aplicação no solo (BRASIL, 2006). Após a verificação do cumprimento dessa exigência, o processo de digestão aeróbia foi finalizado pois os propósitos do tratamento foram atendidos. Na Figura 13 estão apresentados os valores

médios de temperatura, pH, potencial redox (ORP) e oxigênio dissolvido (OD) monitorados durante os 32 dias da digestão aeróbia da ARS.

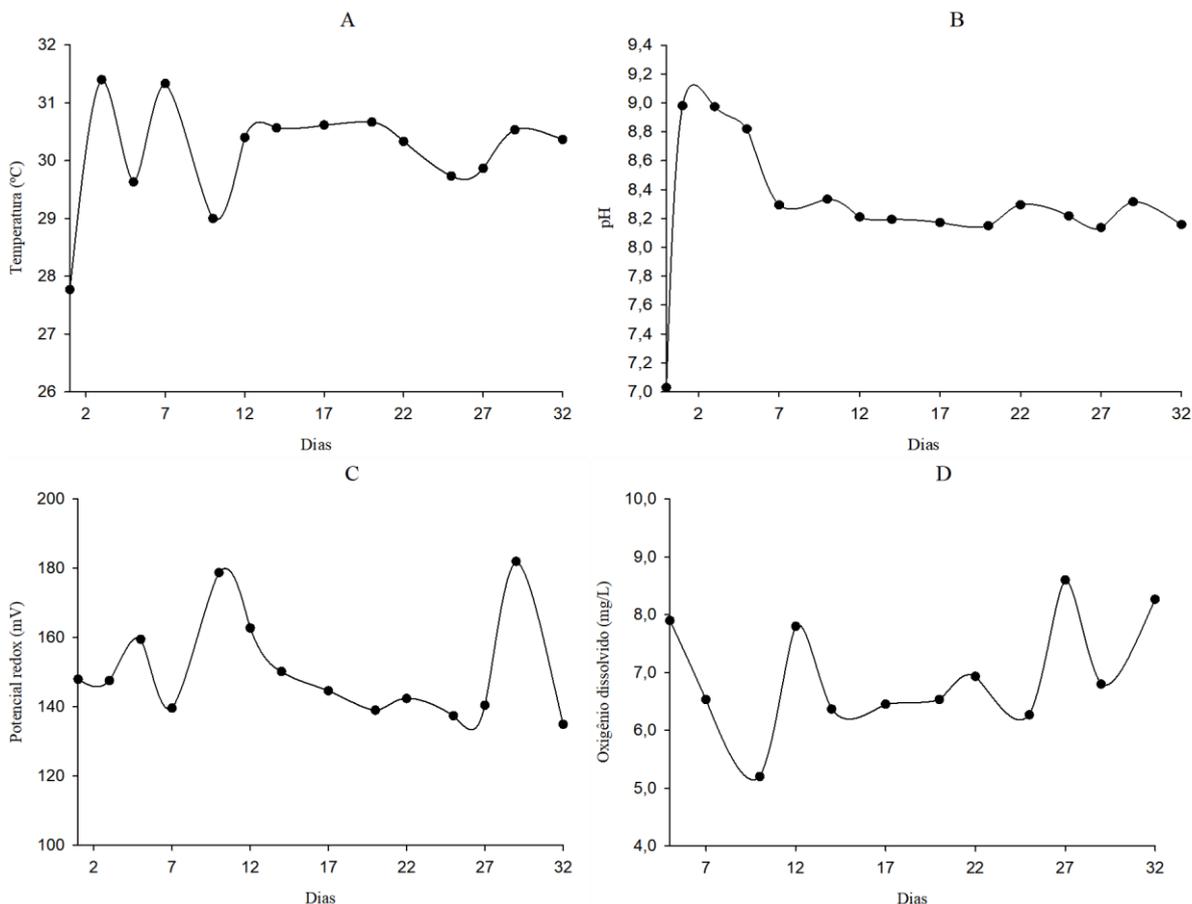


Figura 13. Valores de temperatura (A), pH (B), potencial de oxirredução (C) e oxigênio dissolvido (D) monitorados durante os 32 dias de digestão aeróbia da água residuária da suinocultura realizada no período predominantemente chuvoso e de temperaturas elevadas.

A temperatura média da ARS no decorrer da digestão aeróbia foi de 30,2°C (mínimo de 27,8°C e máximo de 31,4°C), o que classifica o processo como mesofílico ou convencional (WEF, 2007). Foi observada uma maior oscilação da temperatura apenas nos primeiros doze dias, a partir desse período os valores permaneceram entre 29,7 e 30,7°C. As temperaturas registradas foram ainda superiores aos 20°C recomendados para o bom desempenho do processo, como consequência, o tempo de tratamento (32 dias) foi menor que os 40 dias estabelecido na Resolução CONAMA 375/2006 (BRASIL, 2006), podendo reduzir os custos de operação, sendo esta uma das principais desvantagens da técnica.

O pH médio registrado durante o tratamento foi de 8,38 (máximo de 8,89 e o mínimo de 7,03). Foi observado um aumento significativo do pH (de 7,03 para 8,89) no início do tratamento. No estágio inicial da digestão aeróbia os íons hidroxilas (OH⁻) reagem com o dióxido de carbono (CO₂) produzido pela respiração microbiana, formando íons carbonato e

bicarbonato que são formas de alcalinidades (WEF, 2007; BERANGER, 2009). A possível presença de sabão e água sanitária na ARS também pode ter contribuído para a elevação do pH devido às substâncias alcalinizantes encontradas nesses produtos (RODRIGUES et al., 2010). A Figura 14 mostra a formação de espuma quando o efluente foi submetido à aeração.



Figura 14. Formação de espuma na água residuária da suinocultura quando submetida à aeração.

Durante os primeiros cinco dias de tratamento, a ARS apresentou valor de pH acima de 8,8. No sétimo dia, o pH reduziu para 8,2. No início da digestão aeróbia os microrganismos encontravam-se na fase de adaptação, a partir desse período ocorreu uma intensificação da atividade microbiana heterotrófica e nitrificante o que aumentou a liberação de CO₂ e íons H⁺. Esse fato pode ser sustentado ao observar a curva de oxigênio dissolvido no intervalo em que foi verificado a redução de pH (entre o sexto e o décimo dia de tratamento), nesse período foram registrados os menores valores de OD, indicando que houve aumento no consumo de oxigênio.

A partir do décimo dia de tratamento o pH permaneceu próximo de 8,3. Um problema frequente no tratamento aeróbio de águas residuárias é a redução do pH devido, principalmente, a nitrificação (JORDÃO e & PESSÔA, 2014). Porém, os fatores que favoreceram o pH alcalino no início do tratamento podem ter propiciado a presença de amônia (NH₃) que é passível de volatilização, como consequência, a nitrificação pode ter ficado limitada em razão dos baixos teores de N disponível. WEF (2007) afirmam que o pH pode alcançar 9 nos casos em que a nitrificação é inibida. Este fato foi observado no presente estudo onde o pH atingiu 8,89.

Em estudo realizado por Araújo et al. (2012) utilizando lagoas aeradas no pós-tratamento da ARS, foi observada uma remoção de nitrogênio amoniacal elevada, alcançando 85% de eficiência média. Os autores acreditam que a volatilização da amônia foi o principal processo de remoção de N, pois foram registrados valores de pH acima de 8,5 em todas as coletas e as amostras analisadas apresentaram apenas traços de nitrato e nitrito.

As condições de basicidade estabelecidas na digestão aeróbia da ARS favorecem a formação de estruvita (MgNH₄PO₄·6H₂O), esse cristal possui considerável valor no mercado de fertilizantes e pode promover a recuperação dos investimentos necessários para a instalação

e operação do sistema de tratamento. No Japão, a estruvita é obtida no processo de tratamento de esgoto sendo comercializada a 245 euros por tonelada (AIDAR, 2012).

O pH alcalino propicia também uma menor solubilidade dos metais e a precipitação química nas formas de hidróxidos e sulfetos metálicos. Cada elemento apresenta uma faixa ótima de pH de menor solubilidade, mas a maior parte deles é menos solúvel no pH de 8 a 12 (METCALF & EDDY, 2015).

Apesar do meio básico favorecer a transferência do N, P e Mg (na forma de estruvita) e de metais (na forma de precipitados) da fração líquida para a sólida, o pH elevado afeta negativamente os microrganismos responsáveis pela estabilização dos compostos orgânicos, os quais se desenvolvem melhor em pH próximo da neutralidade. WEF (2007) recomendam que para a boa eficiência da digestão aeróbia, o pH não deve ultrapassar 7,6. Wei et al. (2010) verificaram que os microrganismos que atuam no tratamento aeróbio da ARS sobreviveram bem em pH até 8,0, acima desse valor o tratamento biológico pode ficar limitado.

O pH influencia ainda na sedimentabilidade dos flocos, sendo que as melhores condições de sedimentação são reportadas na faixa de pH entre 6,0 e 8,0. Abaixo de 6,0 os fungos são predominantes na formação dos flocos e acima de 8,0 predominam as bactérias. Ambos os casos comprometem a estrutura e a sedimentabilidade dos flocos (WAKI et al., 2018) e que pode resultar em uma grande deterioração na qualidade do efluente tratado (VON SPERLING, 2013)

Para o potencial redox (ORP), foram registrados valores médios de +150,5 mV, mínimo de +134,9 mV e máximo de +180,0 mV. Os valores de ORP verificados na digestão aeróbia da ARS indicam que o tratamento ocorreu em condições de aerobiose (maior que +50 mV) (GERARDI, 2007), o que demonstra que o compressor de ar utilizado para promover a aeração apresentou um bom desempenho, sendo capaz de fornecer oxigênio para os três reatores utilizados.

Para o intervalo de ORP entre +134,9 e +180,0 mV, o meio apresentou condições propícias para a nitrificação (ORP entre +100 e +300 mV) (GERARDI, 2007), apesar de serem observados valores de pH que favoreceram a volatilização da amônia o que pode reduzir os teores de N disponível. A desnitrificação provavelmente não ocorreu durante a digestão aeróbia da ARS, sendo necessários valores de ORP de +50 a -50 mV para permitir esse processo (GERARDI, 2007).

Os teores de oxigênio dissolvido registrados durante o tratamento variaram de 5,2 a 8,6 mg L⁻¹ com valor médio de 7,0 mg L⁻¹. Esses valores estão acima daqueles recomendados para a boa eficiência da digestão aeróbia (entre 1 e 2 mg L⁻¹) (MATOS, 2014; JORDÃO & PESSÓA, 2014). A aeração excessiva pode resultar em maior consumo de energia (WAKI et al., 2018) e, consequentemente, maior custo de operação. Por outro lado, o sistema opera com maior nível de segurança caso o consumo de oxigênio seja intensificado.

No monitoramento de um reator biológico aerado utilizado no pós-tratamento da ARS, Pereira et al. (2010) observaram que o sistema apresentou concentração média de OD de 3,6 mg L⁻¹. Nessas condições, as concentrações de nitrogênio amoniacal reduziram de 650 a 1.300 mg L⁻¹ no afluente para 250 a 500 mg L⁻¹ no efluente, conferindo ao sistema um bom desempenho com relação à oxidação da matéria nitrogenada.

No décimo dia de digestão aeróbia da ARS foi observada a formação de flocos biológicos (Figura 15). Morales et al. (2013) também verificaram flocos granulares após nove

dias de tratamento dos dejetos de suínos em sistema aeróbio. Os flocos formam-se após a escassez de substrato, utilizando os polissacarídeos oriundos dos microrganismos menos resistentes como matriz de suporte. Enquanto a matéria nutritiva está disponível, os microrganismos mantem energia para locomoção o que favorece a dispersão dos mesmos. Por esses motivos só foi possível verificar a formação dos flocos decorridos dez dias de tratamento.

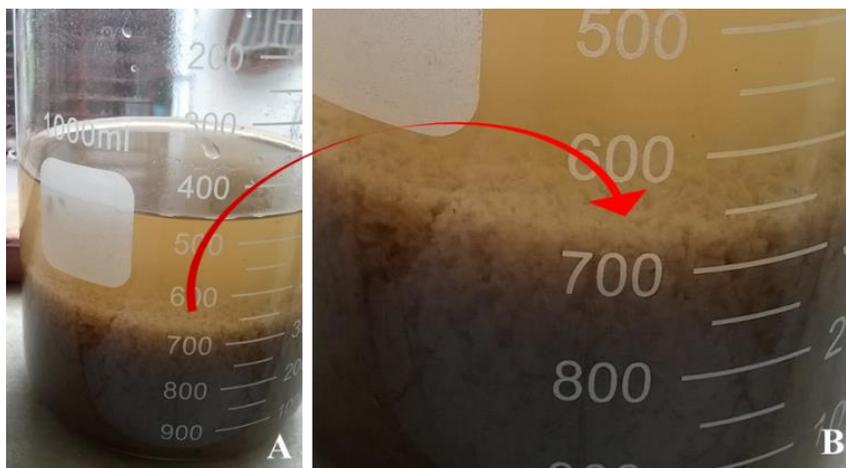


Figura 15. Formação de flocos biológicos observados após dez dias de tratamento da água residuária da suinocultura por meio da digestão aeróbia.

Resultados semelhantes aos obtidos nesse estudo foram observados por Pereira et al. (2010) ao analisarem durante um mês o desempenho do reator biológico aeróbio no tratamento da ARS, os autores observaram uma temperatura média de 32°C e o potencial de oxi-redução manteve-se entre 50 e 150 mV. Por outro lado, o pH observado pelos autores apresentou valor médio de 7,0, sendo diferente do pH médio observado no presente estudo (8,38), possivelmente devido à presença dos produtos de limpeza que favoreceram as condições de basicidade.

4.2.3 Caracterização final da ARS após o processo de digestão aeróbia

Após os 32 dias de digestão aeróbia da ARS verificou-se uma redução significativa no volume do efluente. Inicialmente, foram adicionados em cada reator 20 L de ARS, ao final do tratamento foi obtido um volume médio de 7,5 L o que corresponde a uma redução de 62,5% e uma taxa de média de evaporação de 0,42 L dia⁻¹ (Figura 16).

Verificou-se também uma alteração na coloração da ARS durante a digestão aeróbia. No início do processo, o efluente apresentava cor escura, típica desse efluente, e ao longo do tratamento a cor tornou-se amarronzada. Essa descoloração pode ser atribuída a oxidação dos compostos orgânicos e ao pH que permaneceu acima de 8 e pode conferir uma coloração amarelada as águas residuárias (BENATTO, 2012). Ludovice (2000) menciona que o lodo de ETE digerido aerobicamente também apresenta coloração marrom, diferente do lodo tratado anaerobicamente que geralmente tem coloração preta.



Figura 16. Redução do volume e alteração da cor da água residuária da suinocultura durante os trinta e dois dias de digestão aeróbia. No início do processo de digestão aeróbia, com coloração preta (A), após 12 dias (B) e 23 dias (C) de tratamento.

Na Tabela 9 apresentam-se as características da fração líquida sobrenadante no cone Imhoff após uma hora de sedimentação. O valor de pH da fração líquida apresentou acréscimo em relação ao pH da ARS bruta, com variação significativa ao nível de 5% de probabilidade

($p < 0,05$), mas, mesmo com esse acréscimo, o valor de pH da fração líquida atende os limites estabelecidos na Resolução CONAMA 430/2011 e na Norma NT 202/1986 (BRASIL, 2011; FEEMA, 1986) para lançamentos de efluentes nos corpos hídricos.

Tabela 9. Características físicas, químicas e biológicas da fração líquida após 32 dias de digestão aeróbia da água residuária da suinocultura. A eficiência de remoção em relação à ARS bruta (E), os valores máximos permissíveis (VMP) para lançamento de efluente em corpos hídricos estabelecidos na Diretriz DZ 215/2007, na Norma NT 202/1986 e na Resolução CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011; FEEMA, 2007; FEEMA, 1986) são apresentados.

| Parâmetro | Fração líquida | E ^c (%) | VMP NT 202 e DZ 215 | VMP CONAMA 430 |
|---|----------------|--------------------|------------------------|---------------------------------------|
| pH | 8,17 | - | 5 – 9 | 5 – 9 |
| CE (mS cm ⁻¹) | 1,43 | - | - | - |
| ST ^a (mg L ⁻¹) | 1.716,00 | -14,40 | - | - |
| SV ^b (mg L ⁻¹) | 644,00 | 15,26 | - | - |
| SST ^c (mg L ⁻¹) | 55,55 | 93,83 | 180,0 | - |
| DQO ^d (mg O ₂ L ⁻¹) | 83,5 | 86,85 | 180,0* | 120,0mg L ⁻¹ * (ou 60% **) |
| Nitrogênio Tot. (mg L ⁻¹) | 135,33 | 74,00 | 10,0*** | - |
| Col. Term. (NMP gST ⁻¹) | < 0,69 | > 99,99 | - | - |
| Cobre (mg L ⁻¹) | 0,53 | 87,32 | 0,5 | 1,0 |
| Zinco (mg L ⁻¹) | 0,44 | 92,01 | 1,0 | 5,0 |
| Ferro (mg L ⁻¹) | 8,33 | 23,65 | 15,0 | 15,0 |
| Manganês (mg L ⁻¹) | 0,16 | 87,10 | 1,0 | 1,0 |
| Chumbo (mg L ⁻¹) | 0,23 | 47,73 | 0,5 | 0,5 |
| Cádmio (mg L ⁻¹) | 0,04 | 0,00 | 0,1 | 0,2 |

a - sólidos totais, b - sólidos voláteis, c - sólidos suspensos totais, d - demanda química de oxigênio, e - valores negativos na eficiência de remoção significam que houve aumento do parâmetro, *valor máximo de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) para lançamento de efluentes nos corpos hídricos, ** limite mínimo de remoção estabelecido para a DBO de efluentes oriundos de sistemas de tratamento de esgotos sanitários, *** concentração máxima de N total para lançamentos de efluentes em trechos de corpos d'água contribuintes de lagoas.

Os teores de ST e SV também apresentaram acréscimos, mas não significativo ($p > 0,05$). Pessoa et al. (2016) avaliaram o desempenho do filtro biológico aerado no pós-tratamento da ARS e observaram uma remoção de 9,7% de ST. Carmo et al. (2004) utilizaram lagoa aerada no pós-tratamento da ARS e registraram remoção média de 69% de ST. Esses resultados diferem daqueles obtidos nesse estudo, possivelmente devido a elevada evaporação e ao pH básico. A fração líquida apresentou ainda cor amarronzada, o que indica a presença de compostos dissolvidos (VON SPERLING, 2013) que podem contribuir no aumento dos ST.

Com relação aos teores de SST, DQO, N total e coliformes termotolerantes foi observada uma remoção significativa ($p < 0,05$) de 93,8; 86,9; 74,0 e maior que 99,9% respectivamente, demonstrando que a digestão aeróbia da ARS no período de 32 dias apresentou um bom desempenho quanto a remoção de compostos orgânicos, incluindo os microrganismos (coliformes termotolerantes) sendo estes os principais objetivos do tratamento.

Como consequência, a fração líquida apresentou-se mais clarificada conforme pode ser observado nas concentrações de DQO e SST, os quais atendem aos limites estabelecidos nas

normas ambientais para lançamento de efluentes nos corpos hídricos. Wei et al. (2010) utilizaram um filtro biológico aeróbio no tratamento da ARS e também observaram uma remoção significativa de DQO, alcançando até 85,6%.

A digestão aeróbia apresentou ainda um excelente desempenho na remoção dos coliformes termotolerantes da ARS, ficando abaixo do limite mais restritivo estabelecido na Resolução CONAMA 357/2005 (200 NMP 100mL⁻¹) para a irrigação de hortaliças ou frutas que se desenvolvem rentes ao solo e são consumidas cruas (BRASIL, 2005). Resultados semelhantes foram verificados por Urbinati (2011).

Com relação ao nitrogênio total, o processo que mais contribuiu para a remoção de N (74%) foi a volatilização da amônia, justificado pelo pH básico verificado no processo de digestão aeróbia, acrescido da transferência desse elemento para a fração sólida. Ao final da digestão aeróbia espera-se que o nitrogênio amoniacal seja convertido em formas mais oxidadas como o nitrito (NO₂⁻) e nitrato (NO₃⁻) (WEF, 2007). Logo, é possível que os teores remanescentes de N (135,33 mg L⁻¹) correspondam, em sua maioria, em NO₃⁻ e NO₂⁻.

Pereira et al. (2010) aplicaram o processo de lodos ativados no tratamento da ARS e verificaram remoção de nitrogênio amoniacal em até 70% os quais foram convertidos em nitrito e nitrato no processo de nitrificação. Os autores ressaltam a importância dessa conversão durante o tratamento pois o lançamento de teores elevados de amônia pode causar toxicidade aos organismos aquáticos.

Embora a remoção de N tenha sido expressiva, o teor desse elemento ainda é superior ao limite máximo permitido para lançamento de efluentes nos corpos hídricos contribuintes de lagos. Para que possa ser feita essa disposição, a fração líquida deverá ser submetida a um tratamento terciário. Outra opção seria a utilização do efluente na fertirrigação, para tanto será necessário o pós-tratamento para a remoção dos sólidos se essa for feita por gotejamento, já por aspersão não é necessário a remoção adicional de sólidos (BUCKS et al., 1979; MAGALHÃES et al., 2006b; YITAYEW & WALLER, 2016). No caso da adoção dessa alternativa de disposição, o efluente deve ser aplicado de forma controlada pois apresenta grau de restrição moderado segundo os teores de CE (AYERS & WESTCOT, 1999; ALMEIDA, 2010).

O reúso na suinícola, como água de limpeza das baias é outra opção para o aproveitamento da fração líquida, Bortoli (2014) observou que essa alternativa causa o encontro do nitrato com o carbono orgânico presente nos dejetos frescos, propiciando condições para a desnitrificação, o autor observou ainda que essa prática reduziu em 80% a emissão de gases durante a estocagem do resíduo.

Assim como foi observado para o material orgânico e biológico, as remoções dos metais também foram significativas (p<0,05) para todos os elementos, com exceção do Cd e do Fe (p>0,05). A ARS bruta apresentava concentrações de Cu, Zn e Mn que impediam o seu lançamento no corpo hídrico, após a digestão aeróbia foram verificadas remoções acima 87% para esses metais, adequando a fração líquida os limites da Resolução CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011) e da Norma NT 202/1986 (FEEMA, 1986), sendo esta última mais restritiva.

Ao avaliarem o desempenho do reator biológico aerado utilizado no pós-tratamento da ARS, Urbinati (2011) também verificaram remoções significativas de Cu, Zn e Mn (70, 75 e 66% respectivamente) no efluente. Suzuki et al. (2010) observaram remoção de 96% de Cu e 95% de Zn após o tratamento da ARS no sistema de lodos ativados. Os autores concluíram que

esses elementos estavam em maior parte na forma insolúvel e associados de forma direta com a remoção de SST.

Entre os elementos analisados, o Cd e o Fe foram os metais com menor porcentagem de remoção (0 e 23,65% respectivamente), possivelmente porque esses elementos encontravam-se na forma solúvel. O Fe pode ter contribuído para a coloração amarronzada da ARS verificada durante a digestão aeróbia. Esse elemento pode causar cor ferrugem na água mesmo em baixas concentrações (VON SPERLING, 2013).

Com relação à fração sólida sedimentada no cone Imhoff, foi observado um aumento significativo ($p < 0,05$) nos valores dos seguintes parâmetros: pH, ST, SV e N total (Tabela 10). A concentração de sólidos na fração sólida pode reduzir os custos necessários para promover a desidratação dessa fração, a fim de atender os limites de umidade estabelecidos na Resolução CONAMA 375/2006 (BRASIL, 2006).

O incremento de N confere a fração sólida um maior potencial para ser utilizada na adubação do solo. A alta estabilização do material orgânico medida pela relação SV/ST (49,0%) e a remoção considerável de coliformes termotolerantes (maior que 99,9%) também agregam valor agrônomo a fração sólida. Ambos os parâmetros atenderam os limites estabelecidos na Resolução CONAMA 375/2006 (BRASIL, 2006) e indicam que a digestão aeróbia foi eficiente no tratamento da ARS.

Além disso, a coloração marrom clara verificada no decorrer da digestão aeróbia da ARS pode indicar a formação de ácidos fúlvicos, esse componente das substâncias húmicas apresenta elevada capacidade de troca de cátions (700 a 1000 meq 100 g⁻¹) (CARON et al., 2015) o que potencializa a sua utilização na adubação do solo.

Tabela 10. Características físicas, químicas e biológicas da fração sólida após 32 dias de digestão aeróbia da água residuária da suinocultura. Também são apresentados a eficiência de remoção em relação à ARS bruta (E) e os valores máximos permissíveis (VMP) para o uso agrícola de lodos gerados em estações de tratamento de esgoto estabelecidos na Resolução CONAMA 375/2006 (BRASIL, 2006).

| Parâmetro | Fração sólida | E* (%) | VMP CONAMA 375 |
|--|---------------|---------|-------------------|
| pH | 8,15 | - | - |
| ST ^a (mg L ⁻¹) | 15.096,00 | -906,40 | - |
| SV ^b (mg L ⁻¹) | 7.368,00 | -869,47 | - |
| SV/ST (%) | 0,49 | - | < 70,0 |
| DQO (mg O ₂ L ⁻¹) | 635,00 | 0,00 | - |
| Nitrogênio Total (mg L ⁻¹) | 576,33 | -10,74 | - |
| Col. Term. (NMP g ST ⁻¹) | < 0,69 | > 99,99 | < 10 ³ |
| Cobre (mg kg ⁻¹) | 886,32 | 68,19 | 1.500 |
| Zinco (mg kg ⁻¹) | 1.326,84 | 63,88 | 2.800 |
| Ferro (mg kg ⁻¹) | 2.941,18 | 59,56 | - |
| Manganês (mg kg ⁻¹) | 489,53 | 40,78 | - |
| Chumbo (mg kg ⁻¹) | 37,10 | 87,35 | 300 |
| Cádmio (mg kg ⁻¹) | 3,31 | 87,63 | 39,0 |

a - sólidos totais, b - sólidos voláteis.

Quanto a DQO, não foram verificadas remoções significativas ($p > 0,05$) desse parâmetro quando comparado aos valores quantificados para a ARS bruta e para a fração sólida. Tal fato deve-se, possivelmente, ao maior teor de sólidos quantificados nesta última. Assenheimer (2007) também observou baixa redução da DQO (3,8%) na fração decantada resultado do tratamento da água residuária da bovinocultura por meio do processo de lodos ativados por aeração prolongada.

Os teores de metais na fração sólida apresentaram redução considerável ($p < 0,05$), com destaque para o Cd que alcançou remoção de 87,6%. Este elemento encontrava-se na forma solúvel uma vez que não foram verificadas remoções da fração líquida. Após o tratamento, a fração sólida apresentou concentrações de Cu, Zn, Cd e Pb abaixo dos limites impostos para a aplicação no solo (BRASIL, 2006). Acredita-se que essa redução ocorreu porque os elementos foram direcionados parte para a fração líquida e parte para a fração sólida, adequando ambas aos padrões ambientais. O pH afeta significativamente essa dinâmica dos metais, Susuki et al. (2010) avaliaram o processo de lodos ativados no tratamento da ARS e verificaram que no valor de pH de 8,6 houve aumento dos teores de Cu solúvel de 0,41 para 2,30 mg L⁻¹, favorecendo a presença desse elemento na fração líquida.

5 CONCLUSÃO

A ARS gerada no Setor de Suinocultura da UFRRJ coletada no verão apresentou uma elevada diluição devido às diversas formas de utilização e manejo da água, com destaque para a higienização das baias e para o conforto térmico dos suínos. Apesar da diluição, a ARS apresentou alto potencial poluidor com elevadas concentrações de metais, especialmente o cobre, e de coliformes termotolerantes, o que impede a disposição desse efluente nos corpos hídricos e a sua aplicação no solo, conforme os limites estabelecidos nas Resoluções CONAMA 430/2011 e 375/2006 e NT 202/1986.

Quanto as técnicas de tratamento avaliadas para a ARS, a filtração utilizando bagaço de cana-de-açúcar aumentou o pH do filtrado e proporcionou uma baixa redução da condutividade elétrica, conferindo um grau severo de restrição para uso na irrigação, sendo necessário o pós-tratamento do efluente antes da aplicação no solo. A melhor eficiência do sistema de filtração foi observada nos últimos volumes de ARS filtrados, (30 e 40 L). Nesse intervalo foi possível obter uma maior retenção de sólidos totais e voláteis (maior que 40%) e dos micronutrientes cobre e zinco (acima de 93%), adequando o efluente aos limites da Resolução CONAMA 430/2011 e da NT 202/1986. O alumínio foi o elemento químico menos adsorvido no bagaço de cana-de-açúcar, não atendendo aos limites impostos na NT 202/1986 para disposição no corpo hídrico e na Resolução CONAMA 396/2008 para uso na irrigação.

Para a digestão aeróbia, conclui-se que o período de 32 dias de tratamento foi suficiente para alcançar os resultados almejados. Devido às temperaturas mais elevadas verificadas no decorrer do tratamento, esse período foi inferior aos 40 dias recomendado na Resolução CONAMA 375/2006, reduzindo assim, os custos de operação.

A fração líquida, resultado da digestão aeróbia da ARS, apresentou uma remoção significativa de sólidos suspensos, da demanda química de oxigênio, de coliformes termotolerantes e de metais. Porém a remoção de nitrogênio total não foi suficiente para adequar o efluente aos padrões estabelecidos para lançamento nos corpos hídricos. Outra alternativa de disposição é a fertirrigação, porém essa aplicação deve ser controlada e monitorada pois o efluente apresentou risco moderado de salinização do solo. Além disso, devem ser avaliadas as características do solo, a necessidade da cultura irrigada e o clima da região. O reúso da fração líquida na limpeza das baias é outra opção que permite reduzir o consumo de água na suinícola.

Para a fração sólida, resultante da digestão aeróbia da ARS, foram verificados acréscimos nas concentrações de nitrogênio total e sólidos totais o que potencializa a utilização do resíduo como fertilizante orgânico. Também foram verificadas remoções significativas de metais, coliformes termotolerantes e redução da relação SV/ST, que indica a estabilização dos compostos orgânicos, adequando a fração sólida aos limites estabelecidos na Resolução CONAMA 375/2006 para a aplicação no solo.

Comparando as remoções dos metais cobre e zinco no efluente do filtro orgânico e na fração líquida após digestão aeróbia da ARS, verifica-se que o filtro orgânico de bagaço de cana-de-açúcar apresentou um melhor desempenho na retenção desses elementos (média de 90% para os 50 L de ARS filtrados). Esse resultado demonstra a eficiência da filtração no tratamento da ARS gerada no Setor de Suinocultura da UFRRJ.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Recomenda-se para trabalhos futuros avaliar as possíveis limitações dos tratamentos com o efluente menos diluído, a avaliação de outras técnicas de tratamento para a ARS gerada no Setor de Suinocultura da UFRRJ e os custos de implantação e operação a fim de identificar a melhor alternativa. Cabe ressaltar que os desempenhos das alternativas de tratamento investigadas nessa pesquisa foram avaliados com a ARS coleta no verão e podem apresentar divergências para o efluente gerado no inverno.

Recomenda-se para os filtros orgânicos uma avaliação da capacidade de filtração em colunas maiores e preenchidas com material progressivamente mais fino. É necessário determinar a concentração de coliformes termotolerantes, nitrogênio e demanda bioquímica de oxigênio no efluente filtrado a fim de definir o tratamento secundário ou a alternativa de disposição final. Devem-se investigar também alternativas de tratamentos para reduzir a condutividade elétrica da ARS filtrada, possibilitando sua utilização na fertirrigação.

Recomenda-se para a digestão aeróbia o uso de inóculo. Sugere-se realizar a análise de estruvita na fração sólida e a investigação da desidratabilidade utilizando, por exemplo, o geotêxtil. Acredita-se que a utilização da digestão aeróbia como única etapa de tratamento para a ARS é inviável devido aos custos de operação, mas a técnica pode ser utilizada no pós-tratamento. Dessa forma é possível reduzir o consumo de energia que demandam os dispositivos de aeração e obter um efluente clarificado.

Os resultados obtidos nessa pesquisa evidenciaram que as características da ARS variam em função do uso e manejo da água na suinícola e da alimentação e medicamentos fornecidos aos suínos. Logo, a gestão desse efluente deve começar com uma avaliação de todo o processo produtivo, visando reduzir o volume de ARS gerado e a concentração de metais, sais, nutrientes e organismos patogênicos. Essa avaliação é ainda necessária, pois pode reduzir os custos da produção de suínos por meio da redução do consumo de água e de uma melhor formulação da dieta, considerando a capacidade de absorção dos nutrientes pelos animais.

7 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABCS - Associação Brasileira dos Criadores de Suínos. Relatório do serviço de registro genealógico de suínos 2014. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Estrela, Rio Grande do Sul, 42p. 2014.
- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas - NBR 9898: preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores - Procedimento. Rio de Janeiro. 1987.
- ABREU, S. B.; ZAIAT, M. Performance of anaerobic-aerobic packed-bed reactor in the treatment of domestic sewage. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 13, n. 2, p.181 – 188. 2008.
- ADIB, M. R. M.; WAN SURAYA, R. W. S.; RAFIDAH, H. Optimization of sugarcane bagasse in removing contaminants from kitchen wastewater. **Australian Journal of Basic and Applied Sciences**, v. Special, p. 264. 2014.
- AIDAR, F. N. Fatores intervenientes na cristalização da estruvita para a recuperação do fósforo de esgoto. 137f. 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Universidade de São Paulo, São Paulo. 2012.
- ALBINANTE, S. R.; PACHECO, E. B. A. V.; VISCONTE, L. L. Y.; TAVARES, M. I. B. Caracterização de fibras de bananeira e de coco por ressonância magnética nuclear de alta resolução no estado sólido. **Polímeros**, v. 22, p. 460-466. 2012.
- ALMEIDA, O. A. Qualidade da água de irrigação. EMBRAPA Mandioca e Fruticultura, 2010. Disponível em: www.cnpmf.embrapa.br/publicacoes/livro_qualidade_agua.pdf. Acessado em 11 de março de 2017.
- APHA - AMERICAM PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – Standard methods for the examination of water and wastewater. 22ª Edição. New York: APHA, WWA, WPCR. 1496p. 2012.
- ARAÚJO, I. S.; OLIVEIRA, J. L. R; ALVES, R. G. C. M; BELLI FILHO, P.; COSTA, REJANE H. R. Avaliação de sistema de tratamento de dejetos suíno instalado no Estado de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.16, n.7, p.745-753, 2012.
- ASSENHEIMER, A. Tratamento de dejetos bovinos em sistemas intensivo de produção de leite com aeração mecânica. 95f. 2007. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Marechal Cândido Rondon. 2007.
- ASSIS, F. O.; MURATORI, A. M. poluição hídrica por dejetos de suínos: um estudo de caso na área rural do município de quilombo, Santa Catarina. **Revista Eletrônica Geografar**, v.2, n.1, p.42-59. 2007.
- AZEVEDO, T. R. Análise das emissões de GEE Brasil (1970-2014) e suas implicações para políticas públicas e a contribuição brasileira para o acordo de Paris. Observatório do Clima. Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa. 44p. 2016.

- BAHAR, S.; CIGGIN, A. S.: A simple kinetic modeling approach for aerobic stabilization of real waste activated sludge. **Chemical Engineering Journal**. v. 303, p. 194 – 201. 2016.
- BELLI FILHO, P.; CASTILHOS JR, A. B.; COSTA, R. H R.; SOARES, S. R.; PERDOMO, C. C. Tecnologias para o tratamento de dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.5, n.1, p.166-170, 2001.
- BENATTO, N. C. B. Controle de oxigênio dissolvido e pH para aplicação em sistemas de tratamento de esgoto. 75f. 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Universidade de São Paulo, São Carlos. 2012.
- BERANGER, M. A. Avaliação da Influência do pH na Respiração de Lodos Ativado. 216f. 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.
- BERNARD, S.; GRAY, N. F. Aerobic digestion of pharmaceutical and domestic wastewater sludges at ambient temperature. **Water Research**, v. 34, p. 725-734. 2000.
- BORDIN, R. A.; PEREIRA, C. A. D.; EBOLI, M.; ARTILHEIRO, R.; FREITAS, C.: A produção de dejetos e o impacto ambiental da suinocultura. **Revista de Ciências Veterinárias**. v.3, p.1-4, 2005.
- BORTOLI, M. Desnitrificação em dejetos frescos de suínos com vistas ao reúso de efluentes da suinocultura. 127f. 2014. Tese (Doutorado em Engenharia química) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2014.
- BRANDÃO, V. S.; MATOS, A. T.; MARTINEZ, M. A.; FONTES, M. P. P. Tratamento de águas residuárias da suinocultura utilizando-se filtros orgânicos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 4, n. 3, p. 327-333. 2000.
- BRANDÃO, V. S.; MATOS, A. T.; MARTINEZ, M. A.; FONTES, M. P. P.; MARTINEZ, M. A. Retenção de poluentes em filtros orgânicos operando com águas residuárias da suinocultura com águas residuárias da suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 7, n. 2, p. 329-334, 2003.
- BRASIL. Conselho Nacional Do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução nº 375, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. Publicado no Diário Oficial da União em 30.08.2006.
- BRASIL. Conselho Nacional Do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução nº 430, 13 de março de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Publicado no Diário Oficial da União – DOU nº 092, de 16.05.2011, pág. 89.
- BRASIL. Plano Nacional de Resíduos Sólidos. Ministério do Meio Ambiente. MMA. Brasília. 109 p. 2011.
- BRASIL. Plano setorial de mitigação e de adaptação às mudanças climáticas para a consolidação de uma economia de baixa emissão de carbono na agricultura: plano ABC

- (Agricultura de Baixa Emissão de Carbono). Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Brasília. MAPA/ACS. 173 p. 2012. ISBN 978-85-7991-062-0.
- BUCKS, D. A.; NAKAYAMA, F. S.; GILBERT, R. G. Trickle irrigation water quality and preventive maintenance. **Agricultural Water Management**, v.2, p.149-162, 1979.
- CAMPELO, P.L.G. Influência da aplicação de águas residuárias de suinocultura nas características físico-hídricas e químicas de um solo Podzólico Vermelho-Amarelo. 1999. 55f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1999.
- CAMPOS, C. M. M.; CARMO, F. R.; BOTELHO, C. G.; COSTA, C. C. Desenvolvimento e operação de reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) no tratamento dos efluentes da suinocultura em escala laboratorial. **Revista Ciência e Agrotecnologia**, v.30, p.140-147, 2006.
- CARMO, F. R.; CAMPOS, M. M.; BOTELHO, C. G. Uso de lagoa aerada facultativa como polimento do reator anaeróbio de manta de lodo UASB no tratamento de dejetos de suínos em escala laboratorial. **Ciências Agrotécnicas**, v.28, n.3, p.600-607, 2004.
- CARON, V. C.; GRAÇAS, J. P.; Castro, P. R. C. Condicionadores do solo: ácidos húmicos e fúlvicos. Série Produtor Rural, nº 58. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 46p. 2015.
- CARVALHO, D. F.; SILVA, D. G.; SOUZA, A. P.; GOMES, D. P.; ROCHA, H. S. Coeficientes da equação de Angström-PreScott e sua influência na evapotranspiração de referência em Seropédica, RJ. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola**, v. 15, n. 8, p.108-116. 2011.
- CASTALDELLI, C. Y. T.; SAMPAIO, S. C.; TESSARO, D.; HERRMANN, D. R.; SORACE, M. Meso e macrofauna de solo cultivado com milho e irrigado com água residuária da suinocultura. **Journal of the Brazilian Association of Agricultural Engineering**, v. 35, n. 5, p. 905-917. 2015.
- CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Coliformes fecais: determinação em amostras de água pela técnica de tubos múltiplos com meio A1 método de ensaio. São Paulo, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 20p. (Norma Técnica L5.406). 1992.
- COSTA, O. A. D.; MORÉS, N.; SOBESTIANSKY, J.; PERDOMO, C. C.; BARIONI JR, W.; GUZZO, R.; COIMBRA, J. B. S. AMARAL, A. L. Caracterização do sistema hidráulico e da qualidade da água em granjas de suínos da região sul do Brasil nas fases creche, crescimento e terminação. Comunicado Técnico CT / 247 / Embrapa Suínos e Aves, p. 1–5. 2000.
- CROZARIOLLO NETO, V. S.; FREITAS, P. S. L.; REZENDE, R.; DOLL, M. M. R.; BRANDÃO, D. Retenção da carga orgânica e de cátions em filtros operando com águas residuárias da suinocultura. **Revista Irriga**, v. 16, p. 134-144. 2011.
- DAVIS, M. L.; MASTEN, S. J. Princípios de Engenharia Ambiental. 3ª Edição. McGraw-Hill, 872p. 2016.

- DEMIBRAS, A. Heavy metal adsorption onto agro-based waste materials: A review. **Journal of Hazardous Materials**, v. 157, p. 220. 2008.
- DIESEL, R.; MIRANDA, C. R.; PERDOMO, C. C.: **Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos**. Boletim Informativo de Pesquisa - EMBRAPA Suínos e Aves e Extensão - EMATER/RS. n. 14. 2002.
- DONAGEMMA, G. K.; CAMPOS, D. V. B. de; CALDERANO, S. B.; TEIXEIRA, W. G.; VIANA, J. H. M. (Org.). Manual de métodos de análise de solos. 2. ed. rev. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 230 p. 2011. (Embrapa Solos. Documentos, 132).
- EEA - EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY: Sludge treatment and disposal - management approaches and experiences. environmental issues Series n. 7. Copenhagen. 1997.
- FEEMA - Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente. Critérios e padrões para lançamento de efluentes líquidos. NT 202.R-10 de 1986. Rio de Janeiro: FEEMA.
- FEEMA - Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente. Diretriz de controle de carga orgânica biodegradável em efluentes líquidos de origem sanitária. DZ 215.R-4 de 2007. Rio de Janeiro: FEEMA.
- FERNANDES, D. M. Biomassa e biogás na suinocultura. 2012. 211f. Dissertação (Mestrado em Energia na Agricultura) – Universidade do Oeste do Paraná, Paraná, 2012.
- FERNANDES, D. M.; COSTANZI, R. N.; FEIDEN, A.; SOUZA, S. N. M. ; KITAMURA, D. S. Processo de Biodigestão Anaeróbia em uma Granja de Suínos. *Ambiência* (Online), v. 10, p. 741-754, 2014.
- FERREIRA, D. F. Sisvar: a Guide for its Bootstrap procedures in multiple comparisons. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 38, p.109. 2014.
- FRANCISCO, J. P.; SILVA, J. G. B.; NASCENTES, A. L.; SILVA, L. D. B.; FOLEGATTI, M. V. Desempenho de filtros orgânicos com o uso de extrato de sementes de Moringa oleífera lam. **Irriga**, v.19, n. 4, p. 705-713. 2014.
- GERARDI, M. H. ORP management in wastewater as an indicator of process efficiency. YSI Everonmental Application Note. 2p. 2007.
- GOMES, L. P.; PERUZATTO, M.; SANTOS, V. S.; SELLITTO, M. A. Indicadores de sustentabilidade na avaliação de granjas suinícolas. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.19, n.2, p.143-154. 2014.
- GUPTA, V. K.; SUHAS. Application of low-cost adsorbents for dye removal - A review. **Journal of Environmental Management**, v. 90, p. 2313. 2009.
- HERRMANN, D. R.; SAMPAIO, S. C.; CASTALDELLI, C. Y. T.; PRIOR, M. Association of swine wastewater and mineral fertilization on black oat production. **Journal of the Brazilian Association of Agricultural Engineering**, v. 36, n. 5, p. 799-810. 2016.
- HJORTH, M.; CHRISTENSEN, K.V.; CHRISTENSEN, M. L.; SOMMER, S. G. Solid-liquid separation of animal slurry in theory and practice. A review. **Agromony**. v. 30, p. 153 – 180. 2010.

- HSU, J. H.; LO, S. L. Effect of composting on characterization and leaching of copper, manganese, and zinc from swine manure. **Environmental Pollution**, v. 114, p. 119. 2000.
- IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Pesquisa agropecuária municipal. Rio de Janeiro. 2016.
- IPEA - INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA. Diagnóstico dos resíduos orgânicos do setor agrossilvopastoril e agroindústrias associadas. Brasília. 134p. 2012.
- INOUE, H. R. A.; SOUZA, C. F.; MATOS, A. T.; SOUSA, M. S.; Vieira, M. F. A. Potential of reduction in the emission of methane and nitrous oxide from swine wastewater after treated by two different systems. **Journal of the Brazilian Association of Agricultural Engineering**, v. 36, n. 6, p. 1198-1205. 2016.
- JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. Tratamento de Esgotos Domésticos. 7ª Edição. Synergia: Rio de Janeiro, 1050p. 2014.
- JUTEAU, P. Review of the use of aerobic thermophilic bioprocesses for the treatment of swine waste. **Livestock Science**, v. 102, p. 187– 196. 2006.
- KELESSIDIS, K.; STASINAKIS, A. S.: Comparative study of the methods used for treatment and final disposal of sewage sludge in European countries. **Waste Management**, v. 32, p. 1186-1195. 2012.
- KUMAR, A. Development of low cost filter using herbal technique. 44f. 2015. Bachelor of Technology, National Institute of Technology Rourkela, Rourkela. 2015.
- KUNZ, A. Tratamento de dejetos de suínos: desafios associados a complexidade da matriz. In: Kunz, A.; Soares, H.M.; Spiller, V.R. (Org.). Tecnologias para remoção de nutrientes de dejetos de origem animal. p. 07-11. 2005.
- KUNZ, A.; MIELE, M.; STEINMETZ, R.L.R.: Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. **Bioresource Technology**, v. 100, p. 5485 – 5489. 2009.
- KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; BORTOLI, M.: Separação sólido-líquido em efluentes da suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, n.11, p.1220–1225, 2010.
- LO MONACO, P. A. V. Influência da granulometria do material orgânico filtrante na eficiência do tratamento de águas residuárias. 2001, 129f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2001.
- LO MONACO, P. A. V., MATOS, A. T.; SARMENTO, A. P.; JÚNIOR, A. V. L.; LIMA, J. T. Desempenho de filtros constituídos por fibras de coco no tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Revista Engenharia na Agricultura**, v. 17, n. 6, p. 473-480. 2009.
- LO MONACO, P. A.; MATOS, A. T.; BRANDÃO V. S. Influência da granulometria dos sólidos triturados de sabugo de milho e bagaço de cana-de-açúcar como materiais filtrantes no tratamento de águas residuárias da suinocultura. **Revista Engenharia Agrícola** v. 31, n. 5, p. 974-984. 2011.

- LO MONACO, P. A.; MATOS, A. T.; GARCIA, G. O.; LIMA, C. R. C.; FAZENARO, F. L. Avaliação do pergaminho dos frutos do cafeeiro como elemento filtrante no tratamento de águas residuárias da lavagem e despolpa dos frutos do cafeeiro. In: CONGRESSO NACIONAL DE IRRIGAÇÃO E DRENAGEM, 14, 2004, Porto Alegre. Anais. Porto Alegre, RS. 2004.
- LO MONACO, P. A.; MATOS, A. T.; JORDÃO C. P.; CECON, P. R.; MARTINEZ, M. A. Influência da granulometria da serragem de madeira como material filtrante no tratamento de águas residuárias. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 8, n. 1, p. 116-119. 2004.
- LUDUVICE, M. Experiência da companhia de saneamento do Distrito Federal na reciclagem agrícola de biossólidos. In: BETTIOL, W., CAMARGO, O. A. Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, p. 153-162. 2000.
- MACIEL, A. P. C.; SAMPAIO, S. C.; REMOR, M. B.; ROSA, D. M.; REIS, R. R. Soil meso- and macrofauna in two soybean crops after swine wastewater application. **Journal of the Brazilian Association of Agricultural Engineering**, v. 37, n. 3, p. 556-564. 2017.
- MAGALHÃES, M. A.; LO MONACO, P. A. V.; MATOS, A. T. Uso de filtros orgânicos na remoção de óleos e graxas presentes na água residuária de suinocultura. **Engenharia na Agricultura**, v. 2, n. 4, p. 387-395. 2013
- MAGALHÃES, M. A.; MATOS, A. T.; DENÍCULI, W.; TINOCO, I. F. F. Compostagem de bagaço de cana-de-açúcar triturado utilizado como material filtrante de águas residuárias da suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 2, p. 466-471. 2006a
- MAGALHÃES, M. A.; MATOS, A. T.; DENÍCULI, W.; TINOCO, I. F. F. Operação de filtros orgânicos utilizados no tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 2, p. 472-478. 2006b.
- MALAVOLTA, E. Boletim Técnico Ultrafertil, São Paulo, Brasil, 1982.
- MARKOVIC, R.; STEVANOVIC, J.; STEVANOVIC, Z.; BUGARIN, M.; NEDELJKOVIC, D.; GRUJIC, A.; STAJICTROSIC, J. Using the low-cost waste materials for heavy metals removal from the mine wastewater. **Materials Transactions**, v. 52, p. 1849. 2011.
- MATOS, A. T. **Tratamento e aproveitamento agrícola de resíduos sólidos**. 1ª Edição. Universidade Federal de Viçosa: Viçosa, 241p. 2014.
- MATOS, A. T.; BRANDÃO, V. S. Removal of Cu and Zn from swine raising wastewater using organic filters. **Environmental Technology**, v. 24, p. 178. 2003.
- MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; LO MONACO, P. A. Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias da suinocultura. **Revista Ambiente e Água**, v. 5, n. 2, p. 119-132. 2010a.
- MATOS, A. T.; MAGALHÃES, M. A.; SARMENTO, A. P. Perda de carga em filtros orgânicos utilizados no tratamento de água residuária de suinocultura. **Revista Engenharia Agrícola**, v. 30, n. 3, p. 527-537. 2010b.

- MATTIAS, J. L. Metais pesados em solos sob aplicação de dejetos líquidos de suínos em duas microbacias hidrográficas de Santa Catarina. 164f. 2006. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria. 2006.
- MEDRI, W.; MEDRI, V. Otimização de sistemas de lagoas de estabilização para tratamento de dejetos suínos. **Ciências Exatas e Tecnológicas - SEMINA**, v.25, n.2, p. 203-212, 2004.
- METCALF, L.; EDDY, H. P. Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos. 5ª Edição. New York: McGraw Hill. 1819 p. 2015.
- MORAL, R.; PEREZ-MURCIA, M. D.; PEREZ-ESPINOSA, A.; MORENO-CASELLES, J.; PAREDES, C.; RUFETE, B. Salinity, organic content, micronutrients and heavy metals in pig slurries from South-eastern Spain. **Waste Management**, v. 28, p. 367-371. 2008.
- MORALES, N.; FIGUEROA, M.; FRA-VÁZQUEZ, A.; VAL DEL RÍO, A.; CAMPOS, J.L.; MOSQUERA-CORRAL, A.; MÉNDEZ, R. Operation of an aerobic granular pilot scale SBR plant to treat swine slurry. **Process Biochemistry**, v. 48, p. 1216–1221. 2013.
- OLIVEIRA JÚNIOR, J. F.; DELGADO, R. C.; GOIS, G.; LANNES, A.; DIAS, F. O.; SOUZA, J. C.; SOUZA, M. Análise da precipitação e sua relação com sistemas meteorológicos em Seropédica, Rio de Janeiro. **Revista Floresta e Ambiente**, v. 21, n. 2, p. 140-149. 2014.
- OLIVEIRA, A. P. S.; AGUIAR, T. C.; ARAÚJO, S. C.; PINHEIRO, E. F. M. Avaliação do potencial dos resíduos orgânicos a serem utilizados na filtração de águas residuárias. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE AGRONOMIA, 30. Fortaleza, CE. 2017a.
- OLIVEIRA, A. P. S.; PINHEIRO, E. F. M. Digestão aeróbia da água residuária da suinocultura. In: SIMPÓSIO ABC - ARGENTINA BRASIL CUBA, 1, 2016, Seropédica, Anais. Seropédica, RJ. 2016.
- OLIVEIRA, A. P. S.; PINHEIRO, E. F. M.; ARAÚJO, S. C. Desempenho da palha de feijão como meio filtrante no tratamento da água residuária da suinocultura. **Revista Diversidade e Gestão**, v.12, p. 198-206. 2017b.
- OLIVEIRA, P. A. V. (coord.) Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos. Documentos 27 EMBRAPA – CNPSA, 133p. 1993.
- PERDOMO, C. C.; LIMA, G. J. M. M.; NONES, K. Produção de suínos e meio ambiente. In: SEMINÁRIO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO DA SUINOCULTURA, 9. Gramado, RS. 2001.
- PEREIRA, E.R.; Qualidade da água residuária em sistemas de produção e de tratamento de efluentes de suínos e seu reúso no ambiente agrícola. 2006. 124f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.
- PEREIRA, L. S. F.; SENNA, A. J. T.; KUNZ, A.: Análise do desempenho de um sistema de aeração por difusor poroso de bolha fina instalado no reator biológico aeróbio (RBA) da estação de tratamento de dejetos suínos (ETDS) da EMBRAPA. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO AMBIENTAL, 1. Bauru, SP. 2010.

- PEREIRA-RAMIREZ, O.; ANTUNES, R.; QUADRO, M. S.; KOETZ, P. R.: Remoção da DQO e nitrificação em reator biológico aerado no pós-tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Revista Brasileira de Agrociencia**, v. 2, n.12, p. 100-104, 2003.
- PESSOA, V. F. S.; CAMPOS, C. M. M.; FIA, R. Filtro biológico aerado submerso no pós-tratamento de água residual de suinocultura. **Scientia Agraria**. 2016.
- PUJOL, S. B. Biogrânulos aeróbicos em reator seqüencial em batelada para o tratamento de efluente de biodigestor proveniente da suinocultura. 94f. 2008. Dissertação (Mestre em Ciência do Solo). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria. 2008.
- REDDY, G. B.; FORDES, D. A.; PHILLIPS, R.; CYRUS, J. S.; PORTER, J. Demonstration of technology to treat swine waste using geotextile bag, zeolite bed and constructed wetland. **Ecological Engineering**, v. 57, p. 353-360. 2013.
- REZENDE, V. O. Efeito da fertirrigação com água residuária de suinocultura nos atributos químicos do solo e na produção dos capins tifton 85 e xaraés. 2013, 60 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2013.
- RIBAS, A. S.; MICHALOSKI, A. O. Saúde e Segurança na Suinocultura no Brasil: um levantamento dos riscos ocupacionais. **Revista Espacios**, v. 38, n. 11, p. 13. 2017.
- ROSA, D. M.; SAMPAIO, S. C.; PEREIRA, P. A. M.; MAULI, M. M.; REIS, R. R. Swine wastewater: impacts on soil, plant, and leachate. **Journal of the Brazilian Association of Agricultural Engineering**, v. 37, n. 5, p. 928-939. 2017.
- SEGANFREDO, M. A. (coord.) Gestão ambiental na suinocultura. 2ª Edição. Brasília: EMBRAPA, 304p. 2012.
- SHI, Y.; ZHANG, T.; REN, H.; KRUSED, A.; CUI, R. Polyethylene imine modified hydrochar adsorption for chromium (VI) and nickel (II) removal from aqueous solution. **Bioresource Technology**, v. 247, p. 370–379. 2018.
- SMANHOTTO, A.; SOUSA, A. P.; SAMPAIO, S. C.; NÓBREGA, L. H. P.; PRIOR, M. Cobre e zinco no material percolado e no solo com a aplicação de água residuária de suinocultura em solo cultivado com soja. **Revista Engenharia Agrícola**, v. 30, n. 2, p. 347-357. 2010.
- SOUZA, C. F.; CARVALHO, C. C. S.; CAMPOS, J. A.; MATOS, A. T.; FERREIRA, W. P. M. Caracterização de dejetos de suínos em fase de terminação. **Revista Ceres**, v. 56, n. 2, p.128-133. 2009.
- SOUZA, G. E.; GOSMANN, H. A.; BELLI FILHO, P.; MOHEDANO, R. A.; CASARIN, M. A.; BENEDET, L. Gestão de recursos naturais: sustentabilidade em propriedade produtora de suínos. **Revista Mix Sustentável**, v. 2, n. 2, p. 1-10. 2016.
- SOUZA, R. S.; SILVA, V. L. M. M.; LIMA, M. R. Estudo comparativo da adsorção de corantes e óleos de efluentes líquidos em biomassa adsorvente. In: Congresso Norte-Nordeste de Química, 4 e Encontro Norte-Nordeste de Ensino de Química, 2. Natal, RN. 2011.
- STEINMETZ, R. L. R.; KUNZ, A.; RAMME, M.; DRESSLER, V. L.; FLORES, E. M. M.: Separação sólido-líquido em efluentes da suinocultura com uso de extratos tanantes

modificados e aplicação de modelos de otimização multivariada. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales**. v. 2, p. 1–8. 2007.

STEINMETZ, R.L.R. 2007. Aplicação de polieletrólitos para a separação de metais em efluentes da suinocultura. 2007, 72 f. Dissertação (Mestrado em Química) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria. 2007.

SUZUKI, K.; WAKI, M.; YASUDA, T.; FUKUMOTO, Y.; KURODA, K.; SAKAI, T.; SUZUKI, N.; SUZUKI, R.; MATSUBA, K. Distribution of phosphorus, copper and zinc in activated sludge treatment process of swine wastewater. **Bioresource Technology**, v.101, p. 9399–9404. 2010.

SYLVESTRE, S. H. Z.; HOPPE, E. G. L.; OLIVEIRA, R. A.; Removal of Total Coliforms, Thermotolerant Coliforms, and Helminth Eggs in Swine Production Wastewater Treated in Anaerobic and Aerobic Reactors. **International Journal of Microbiology**, v. 2014, p. 1-11, 2014.

TAVARES, J. M. R. Consumo de água e produção de dejetos na suinocultura 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina. Santa Catarina. 2012.

TAVARES, J. M. R.; BELLI FILHO, P.; COLDEBELLA, A.; OLIVEIRA, P.A.V. The water disappearance and manure production at commercial growing-finishing pig farms. **Livestock Science**, v.169. 2014.

URBINATI, E. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores uasb e em batelada com fase aeróbia, em série, e reúso na produção de milho e sorgo. 2011, 291f. Tese (Doutorado em Microbiologia Agropecuária) – Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal. 2011.

URBINATI, E.; DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. A. de. Performance of UASB reactors in two stages under different HRT and OLR treating residual waters of swine farming. **Engenharia Agrícola**, v. 33, p.367-378. 2013.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY: Microwave assisted acid digestion of sediments sludge, soils, and oils. EPA SW 846 3051a. 30p, 2007. Disponível em < <http://www.epa.gov/epawaste/hazard/testmethods/sw846/pdfs/3051a.pdf> > Acesso em 03/09/2015.

VIANA, A. B.; GAUBEUR. I. Avaliação e aplicação de coco verde e cana-de-açúcar na retenção de níquel e zinco. In: SIMPÓSIO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO ABC, 2. Santo André, SP. 2009.

VIANCELLI A.; KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; KICH, J. D.; SOUZA, C. K.; CANA, C. W.; COLDEBELLA A.; ESTEVES, P.A.; BARARDI, C.R.M. Performance of two swine manure treatment systems on chemical composition and on the reduction of pathogens. **Chemosphere**, v. 90, p. 1539–1544. 2013.

VIJAYARAGHAVAN, K.; BALASUBRAMANIAN, R. Is biosorption suitable for decontamination of metal-bearing wastewaters? A critical review on the state-of-the-art of

biosorption processes and future directions. **Journal of Environmental Management**, v. 160, p. 283-296. 2015.

VIVAN, M.; KUNZ, A.; STOLBERG, J.; PERDOMO, C.; TECHIO, V. H. Eficiência da interação biodigestor e lagoas de estabilização na remoção de poluentes em dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, n.3, p.320–325, 2010.

VON SPERLING, M.: Princípios básicos do tratamento de esgoto. 2ª Edição, Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 211p. 2013.

WAKI, M.; YASUDA, T.; FUKUMOTO, Y.; BÉLINE, F.; MAGRÍ, A. Treatment of swine wastewater in continuous activated sludge systems under different dissolved oxygen conditions: Reactor operation and evaluation using modelling. **Bioresource Technology**, v. 250, p. 574–582. 2018.

WEF - WATER ENVIRONMENT FEDERATION: Operation of Municipal Wastewater Treatment Plants, Manual of Practice. No. 11, Volume III: Solids Processes, Sixth Edition, Chapter 31 Aerobic Digestion. 2007.

WEI, X.M.; LINA, C.; DUANA, N.; PENG, Y.X.; YED, Z.Y. Application of aerobic biological filter for treating swine farms wastewater. **Procedia Environmental Sciences**, v. 2, p. 1569–1584, 2010.

WESTERMAN, P. W.; BICUDO, J. R.; KANTARDJIEFF, A. Up flow biological filters for the treatment of flushed swine manure. **Bioresource Technology**, v.74, n.3, p.181-190, 2000.

YUANA, X.; GAO, D. Effect of dissolved oxygen on nitrogen removal and process control in aerobic granular sludge reactor. **Journal of Hazardous Materials**, v. 178, p. 1041–1045. 2010.

YITAYEW, M.; WALLER, P. Irrigation and Drainage Engineering. 1ª Edição, New Delhi: Springer International Publishing, 742p. 2016.

ANEXOS

Quadro 1. Valores de pH, temperatura, potencial redox (ORP) e oxigênio dissolvido (OD) monitorados durante os 32 dias de digestão aeróbia da água residuária da suinocultura.

| Data | pH | Média | Temp (°C) | Média | ORP (mV) | Média | OD (mg/L) | Média |
|------------|------|-------|-----------|-------|----------|--------|-----------|-------|
| 10/02/2017 | 8,95 | 8,98 | 28,00 | 27,77 | 136,00 | 148,00 | ND | ND |
| | 8,97 | | 27,60 | | 152,00 | | ND | |
| | 9,02 | | 27,70 | | 156,00 | | ND | |
| 13/02/2017 | 8,99 | 8,97 | 32,00 | 31,40 | 155,20 | 147,63 | ND | ND |
| | 8,97 | | 31,00 | | 145,40 | | ND | |
| | 8,96 | | 31,20 | | 142,30 | | ND | |
| 15/02/2017 | 8,89 | 8,82 | 29,40 | 29,63 | 157,20 | 159,50 | 8,00 | 7,90 |
| | 8,82 | | 29,50 | | 160,10 | | 7,80 | |
| | 8,75 | | 30,00 | | 161,20 | | 7,90 | |
| 17/02/2017 | 8,36 | 8,29 | 31,40 | 31,33 | 120,60 | 139,60 | 6,50 | 6,53 |
| | 8,34 | | 31,10 | | 144,10 | | 6,60 | |
| | 8,18 | | 31,50 | | 154,10 | | 6,50 | |
| 20/02/2017 | 8,22 | 8,33 | 29,00 | 29,00 | 172,90 | 178,80 | 5,30 | 5,20 |
| | 8,29 | | 29,00 | | 180,00 | | 5,10 | |
| | 8,49 | | 29,00 | | 183,50 | | 5,20 | |
| 22/02/2017 | 8,30 | 8,21 | 30,40 | 30,40 | 140,10 | 162,77 | 7,80 | 7,80 |
| | 8,15 | | 30,10 | | 170,10 | | 7,80 | |
| | 8,18 | | 30,70 | | 178,10 | | 7,80 | |
| 24/02/2017 | 8,12 | 8,19 | 30,40 | 30,57 | 141,30 | 150,20 | 7,50 | 6,37 |
| | 8,36 | | 30,40 | | 153,70 | | 5,60 | |
| | 8,10 | | 30,90 | | 155,60 | | 6,00 | |
| 01/03/2017 | 8,33 | 8,15 | 30,40 | 30,67 | 116,30 | 139,00 | 7,70 | 6,53 |
| | 8,11 | | 30,80 | | 140,20 | | 5,20 | |
| | 8,01 | | 30,80 | | 160,50 | | 6,70 | |
| 03/03/2017 | 8,40 | 8,30 | 30,00 | 30,33 | 131,40 | 142,37 | 7,20 | 6,93 |
| | 8,19 | | 30,30 | | 145,70 | | 6,90 | |
| | 8,14 | | 30,70 | | 150,00 | | 6,70 | |
| 06/03/2017 | 8,33 | 8,22 | 29,70 | 29,73 | 128,10 | 137,40 | 6,80 | 6,27 |
| | 8,22 | | 29,20 | | 140,40 | | 6,00 | |
| | 8,18 | | 30,30 | | 143,70 | | 6,00 | |
| 08/03/2017 | 8,26 | 8,14 | 30,30 | 29,87 | 122,40 | 140,43 | 8,50 | 8,60 |
| | 8,11 | | 29,70 | | 144,00 | | 8,70 | |
| | 8,04 | | 29,60 | | 154,90 | | 8,60 | |
| 10/03/2017 | 8,43 | 8,32 | 30,50 | 30,53 | 175,00 | 182,00 | 7,30 | 6,80 |
| | 8,20 | | 30,50 | | 183,00 | | 7,10 | |
| | 8,12 | | 30,60 | | 188,00 | | 6,00 | |
| 13/03/2017 | 8,09 | 8,16 | 30,50 | 30,37 | 134,40 | 134,93 | 7,90 | 8,27 |
| | 8,14 | | 30,00 | | 139,10 | | 8,70 | |
| | 8,28 | | 30,60 | | 131,30 | | 8,20 | |

ND: não determinado.

Quadro 2. Resultado das análises estatísticas fornecido pelo software Sisvar 5.6 (FERREIRA, 2014) para a fração líquida resultado da digestão aeróbia da água residuária da suinocultura.

| pH | | | |
|---|----------|------------|--------------------|
| Hipóteses sobre diferenças de médias | | | |
| ----- | | | |
| Estatísticas amostrais | | | |
| ----- | | | |
| Pop. | Média | Variância | Tamanho da amostra |
| ----- | | | |
| 1 | 7.033330 | 0.011430 | 3 |
| 2 | 8.170000 | 0.009700 | 3 |
| ----- | | | |
| Teste da hipótese de igualdade das variâncias populacionais (1 e 2) | | | |
| ----- | | | |
| Fc= | 1.178 | V1= 2 | V2= 2 |
| P(F* > | 1.178)= | 0.4591 | |
| Ao nível de 5% de significância as variâncias podem ser consideradas iguais | | | |
| ----- | | | |
| Situação em que as variâncias são consideradas homogêneas | | | |
| ----- | | | |
| Estimativa por ponto de m1-m2: | | -1.13667 | |
| Variância combinada (pooled): | | 0.010565 | |
| Graus de liberdade: | | 4 | |
| Nível de significância: | | 5.00000% | |
| Teste da hipótese: Ho: m1-m2 = | | 0.000000 | |
| t calculado: tc = | | -13.543948 | |
| Probabilidade: P(t> tc)= | | 0.000172 | |
| Rejeita-se Ho ao nível de 5.00% de probabilidade | | | |
| ----- | | | |
| Situação em que as variâncias não são consideradas homogêneas | | | |
| ----- | | | |
| Estimativa por ponto de m1-m2: | | -1.13667 | |
| Graus de liberdade: | | 4 | |
| Nível de significância: | | 5.00000 | |
| Teste da hipótese: Ho: m1-m2 = | | 0.000000 | |
| t calculado: tc = | | -13.543948 | |
| Probabilidade: P(t> tc)= | | 0.000172 | |
| Rejeita-se Ho ao nível de 5.00% de probabilidade | | | |
| ----- | | | |
| Sólidos totais | | | |
| Hipóteses sobre diferenças de médias | | | |
| ----- | | | |
| Estatísticas amostrais | | | |
| ----- | | | |
| Pop. | Média | Variância | Tamanho da amostra |
| ----- | | | |
| 1 | 0.001500 | 0.000001 | 5 |
| 2 | 0.001700 | 0.000000 | 5 |
| ----- | | | |
| Teste da hipótese de igualdade das variâncias populacionais (1 e 2) | | | |
| ----- | | | |
| Fc= | 19.706 | V1= 4 | V2= 4 |
| P(F* > | 19.706)= | 0.0068 | |
| Ao nível de 5% de significância as variâncias não podem ser consideradas iguais | | | |
| ----- | | | |
| Situação em que as variâncias são consideradas homogêneas | | | |
| ----- | | | |
| Estimativa por ponto de m1-m2: | | -0.00020 | |
| Variância combinada (pooled): | | 0.000000 | |

| | |
|---|-----------|
| Graus de liberdade: | 8 |
| Nível de significância: | 5.00000% |
| Teste da hipótese: Ho: m1-m2 = | 0.000000 |
| t calculado: tc = | -0.533002 |
| Probabilidade: P(t> tc)= | 0.608516 |
| Não existe evidências para rejeitar Ho ao nível de 5.00% de probabilidade | |
| ----- | |
| Situação em que as variâncias não são consideradas homogêneas | |
| ----- | |
| Estimativa por ponto de m1-m2: | -0.00020 |
| Graus de liberdade: | 4 |
| Nível de significância: | 5.00000 |
| Teste da hipótese: Ho: m1-m2 = | 0.000000 |
| t calculado: tc = | -0.533002 |
| Probabilidade: P(t> tc)= | 0.622269 |
| Não existe evidências para rejeitar Ho ao nível de 5.00% de probabilidade | |
| ----- | |

Sólidos voláteis

| | | | |
|---|----------|-----------|--------------------|
| Hipóteses sobre diferenças de médias | | | |
| ----- | | | |
| Estatísticas amostrais | | | |
| ----- | | | |
| Pop. | Média | Variância | Tamanho da amostra |
| ----- | | | |
| 1 | 0.000760 | 0.000000 | 5 |
| 2 | 0.000644 | 0.000000 | 5 |
| ----- | | | |
| Teste da hipótese de igualdade das variâncias populacionais (1 e 2) | | | |
| ----- | | | |
| Fc= | 14.800 | V1= | 4 V2= |
| P(F* > | 14.800)= | 0.0115 | |
| Ao nível de 5% de significância as variâncias não podem ser consideradas iguais | | | |
| ----- | | | |
| Situação em que as variâncias são consideradas homogêneas | | | |
| ----- | | | |
| Estimativa por ponto de m1-m2: | 0.00012 | | |
| Variância combinada (pooled): | 0.000000 | | |
| Graus de liberdade: | 8 | | |
| Nível de significância: | 5.00000% | | |
| Teste da hipótese: Ho: m1-m2 = | 0.000000 | | |
| t calculado: tc = | 0.922846 | | |
| Probabilidade: P(t> tc)= | 0.383076 | | |
| Não existe evidências para rejeitar Ho ao nível de 5.00% de probabilidade | | | |
| ----- | | | |
| Situação em que as variâncias não são consideradas homogêneas | | | |
| ----- | | | |
| Estimativa por ponto de m1-m2: | 0.00012 | | |
| Graus de liberdade: | 5 | | |
| Nível de significância: | 5.00000 | | |
| Teste da hipótese: Ho: m1-m2 = | 0.000000 | | |
| t calculado: tc = | 0.922846 | | |
| Probabilidade: P(t> tc)= | 0.398433 | | |
| Não existe evidências para rejeitar Ho ao nível de 5.00% de probabilidade | | | |
| ----- | | | |

Sólidos suspensos totais

| | | | |
|--------------------------------------|-------|-----------|--------------------|
| Hipóteses sobre diferenças de médias | | | |
| ----- | | | |
| Estatísticas amostrais | | | |
| ----- | | | |
| Pop. | Média | Variância | Tamanho da amostra |

| | | | |
|---|--------------|--------------|-------|
| 1 | 900.000000 | 45000.000000 | 2 |
| 2 | 55.553300 | 279.777000 | 3 |
| ----- | | | |
| Teste da hipótese de igualdade das variâncias populacionais (1 e 2) | | | |
| ----- | | | |
| Fc= | 160.842 | V1= 1 | V2= 2 |
| P(F* > | 160.842)= | 0.0062 | |
| Ao nível de 5% de significância as variâncias não podem ser consideradas iguais | | | |
| ----- | | | |
| Situação em que as variâncias são consideradas homogêneas | | | |
| ----- | | | |
| Estimativa por ponto de m1-m2: | 844.44670 | | |
| Variância combinada (pooled): | 15186.518000 | | |
| Graus de liberdade: | 3 | | |
| Nível de significância: | 5.00000% | | |
| Teste da hipótese: Ho: m1-m2 = | 0.000000 | | |
| t calculado: tc = | 7.506436 | | |
| Probabilidade: P(t> tc)= | 0.004899 | | |
| Rejeita-se Ho ao nível de 5.00% de probabilidade | | | |
| ----- | | | |
| Situação em que as variâncias não são consideradas homogêneas | | | |
| ----- | | | |
| Estimativa por ponto de m1-m2: | 844.44670 | | |
| Graus de liberdade: | 1 | | |
| Nível de significância: | 5.00000 | | |
| Teste da hipótese: Ho: m1-m2 = | 0.000000 | | |
| t calculado: tc = | 5.618014 | | |
| Probabilidade: P(t> tc)= | 0.112143 | | |
| Não existe evidências para rejeitar Ho ao nível de 5.00% de probabilidade | | | |
| ----- | | | |

Demanda química de oxigênio

| | | | |
|---|--------------|--------------|--------------------|
| Hipóteses sobre diferenças de médias | | | |
| ----- | | | |
| Estatísticas amostrais | | | |
| ----- | | | |
| Pop. | Média | Variância | Tamanho da amostra |
| 1 | 635.000000 | 85972.700000 | 12 |
| 2 | 83.500000 | 46.700000 | 6 |
| ----- | | | |
| Teste da hipótese de igualdade das variâncias populacionais (1 e 2) | | | |
| ----- | | | |
| Fc= | 1840.957 | V1= 11 | V2= 5 |
| P(F* > | 1840.957)= | 0.0000 | |
| Ao nível de 5% de significância as variâncias não podem ser consideradas iguais | | | |
| ----- | | | |
| Situação em que as variâncias são consideradas homogêneas | | | |
| ----- | | | |
| Estimativa por ponto de m1-m2: | 551.50000 | | |
| Variância combinada (pooled): | 59120.825000 | | |
| Graus de liberdade: | 16 | | |
| Nível de significância: | 5.00000% | | |
| Teste da hipótese: Ho: m1-m2 = | 0.000000 | | |
| t calculado: tc = | 4.536337 | | |
| Probabilidade: P(t> tc)= | 0.000337 | | |
| Rejeita-se Ho ao nível de 5.00% de probabilidade | | | |
| ----- | | | |
| Situação em que as variâncias não são consideradas homogêneas | | | |
| ----- | | | |
| Estimativa por ponto de m1-m2: | 551.50000 | | |
| Graus de liberdade: | 11 | | |

Nível de significância: 5.00000
 Teste da hipótese: Ho: m1-m2 = 0.000000
 t calculado: tc = 6.512085
 Probabilidade: P(t>|tc|)= 0.000044
 Rejeita-se Ho ao nível de 5.00% de probabilidade

Nitrogênio total

Hipóteses sobre diferenças de médias

Estatísticas amostrais

| Pop. | Média | Variância | Tamanho da amostra |
|------|------------|-------------|--------------------|
| 1 | 520.417000 | 2951.040000 | 6 |
| 2 | 135.333000 | 598.592000 | 6 |

Teste da hipótese de igualdade das variâncias populacionais (1 e 2)

Fc= 4.930 V1= 5 V2= 5
 P(F* > 4.930)= 0.0524
 Ao nível de 5% de significância as variâncias podem ser consideradas iguais

Situação em que as variâncias são consideradas homogêneas

Estimativa por ponto de m1-m2: 385.08400
 Variância combinada (pooled): 1774.816000
 Graus de liberdade: 10
 Nível de significância: 5.00000%
 Teste da hipótese: Ho: m1-m2 = 0.000000
 t calculado: tc = 15.832133
 Probabilidade: P(t>|tc|)= 0.000000
 Rejeita-se Ho ao nível de 5.00% de probabilidade

Situação em que as variâncias não são consideradas homogêneas

Estimativa por ponto de m1-m2: 385.08400
 Graus de liberdade: 7
 Nível de significância: 5.00000
 Teste da hipótese: Ho: m1-m2 = 0.000000
 t calculado: tc = 15.832133
 Probabilidade: P(t>|tc|)= 0.000001
 Rejeita-se Ho ao nível de 5.00% de probabilidade

Coliformes termotolerantes

Hipóteses sobre diferenças de médias

Estatísticas amostrais

| Pop. | Média | Variância | Tamanho da amostra |
|------|-------------------|-----------|--------------------|
| 1 | 5300000000.000000 | 0.333330 | 3 |
| 2 | 0.690000 | 0.000000 | 3 |

Teste da hipótese de igualdade das variâncias populacionais (1 e 2)

Fc= 33333000.000 V1= 2 V2= 2
 P(F* > 33333000.000)= 0.0000
 Ao nível de 5% de significância as variâncias não podem ser consideradas iguais

Situação em que as variâncias são consideradas homogêneas

 Estimativa por ponto de m1-m2: 5299999999.31000
 Variância combinada (pooled): 0.166665
 Graus de liberdade: 4
 Nível de significância: 5.00000%
 Teste da hipótese: Ho: m1-m2 = 0.000000
 t calculado: tc = 15900079260.022672
 Probabilidade: P(t>|tc|)= 0.000000
 Rejeita-se Ho ao nível de 5.00% de probabilidade

Situação em que as variâncias não são consideradas homogêneas

Estimativa por ponto de m1-m2: 5299999999.31000
 Graus de liberdade: 2
 Nível de significância: 5.00000
 Teste da hipótese: Ho: m1-m2 = 0.000000
 t calculado: tc = 15900079260.022672
 Probabilidade: P(t>|tc|)= 0.000000
 Rejeita-se Ho ao nível de 5.00% de probabilidade

Cobre

Hipóteses sobre diferenças de médias

Estatísticas amostrais

| Pop. | Média | Variância | Tamanho da amostra |
|------|----------|-----------|--------------------|
| 1 | 4.176670 | 0.168200 | 2 |
| 2 | 0.531670 | 0.002220 | 6 |

Teste da hipótese de igualdade das variâncias populacionais (1 e 2)

Fc= 75.766 V1= 1 V2= 5
 P(F* > 75.766)= 0.0003

Ao nível de 5% de significância as variâncias não podem ser consideradas iguais

Situação em que as variâncias são consideradas homogêneas

Estimativa por ponto de m1-m2: 3.64500
 Variância combinada (pooled): 0.029883
 Graus de liberdade: 6
 Nível de significância: 5.00000%
 Teste da hipótese: Ho: m1-m2 = 0.000000
 t calculado: tc = 25.824305
 Probabilidade: P(t>|tc|)= 0.000000
 Rejeita-se Ho ao nível de 5.00% de probabilidade

Situação em que as variâncias não são consideradas homogêneas

Estimativa por ponto de m1-m2: 3.64500
 Graus de liberdade: 1
 Nível de significância: 5.00000
 Teste da hipótese: Ho: m1-m2 = 0.000000
 t calculado: tc = 12.541408
 Probabilidade: P(t>|tc|)= 0.050654
 Não existe evidências para rejeitar Ho ao nível de 5.00% de probabilidade

Zinco

Hipóteses sobre diferenças de médias

| Estatísticas amostrais | | | |
|---|-----------|-----------|--------------------|
| Pop. | Média | Variância | Tamanho da amostra |
| 1 | 5.509800 | 0.751540 | 2 |
| 2 | 0.437300 | 0.013870 | 6 |
| ----- | | | |
| Teste da hipótese de igualdade das variâncias populacionais (1 e 2) | | | |
| Fc= | 54.185 | V1= 1 | V2= 5 |
| P(F* > | 54.185)= | 0.0007 | |
| Ao nível de 5% de significância as variâncias não podem ser consideradas iguais | | | |
| ----- | | | |
| Situação em que as variâncias são consideradas homogêneas | | | |
| ----- | | | |
| Estimativa por ponto de m1-m2: | 5.07250 | | |
| Variância combinada (pooled): | 0.136815 | | |
| Graus de liberdade: | 6 | | |
| Nível de significância: | 5.00000% | | |
| Teste da hipótese: Ho: m1-m2 = | 0.000000 | | |
| t calculado: tc = | 16.795805 | | |
| Probabilidade: P(t> tc)= | 0.000003 | | |
| Rejeita-se Ho ao nível de 5.00% de probabilidade | | | |
| ----- | | | |
| Situação em que as variâncias não são consideradas homogêneas | | | |
| ----- | | | |
| Estimativa por ponto de m1-m2: | 5.07250 | | |
| Graus de liberdade: | 1 | | |
| Nível de significância: | 5.00000 | | |
| Teste da hipótese: Ho: m1-m2 = | 0.000000 | | |
| t calculado: tc = | 8.249531 | | |
| Probabilidade: P(t> tc)= | 0.076796 | | |
| Não existe evidências para rejeitar Ho ao nível de 5.00% de probabilidade | | | |
| ----- | | | |

| Ferro | | | |
|---|-----------|-----------|--------------------|
| Hipóteses sobre diferenças de médias | | | |
| Estatísticas amostrais | | | |
| Pop. | Média | Variância | Tamanho da amostra |
| 1 | 10.909800 | 1.970110 | 2 |
| 2 | 8.334830 | 59.524700 | 6 |
| ----- | | | |
| Teste da hipótese de igualdade das variâncias populacionais (1 e 2) | | | |
| Fc= | 30.214 | V1= 5 | V2= 1 |
| P(F* > | 30.214)= | 0.1372 | |
| Ao nível de 5% de significância as variâncias podem ser consideradas iguais | | | |
| ----- | | | |
| Situação em que as variâncias são consideradas homogêneas | | | |
| ----- | | | |
| Estimativa por ponto de m1-m2: | 2.57497 | | |
| Variância combinada (pooled): | 49.932268 | | |
| Graus de liberdade: | 6 | | |
| Nível de significância: | 5.00000% | | |
| Teste da hipótese: Ho: m1-m2 = | 0.000000 | | |
| t calculado: tc = | 0.446300 | | |
| Probabilidade: P(t> tc)= | 0.671036 | | |
| Não existe evidências para rejeitar Ho ao nível de 5.00% de probabilidade | | | |
| ----- | | | |
| Situação em que as variâncias não são consideradas homogêneas | | | |
| ----- | | | |

Estimativa por ponto de $m_1 - m_2$: 2.57497
Graus de liberdade: 6
Nível de significância: 5.00000
Teste da hipótese: $H_0: m_1 - m_2 =$ 0.000000
t calculado: $t_c =$ 0.779727
Probabilidade: $P(t > |t_c|) =$ 0.465187
Não existe evidências para rejeitar H_0 ao nível de 5.00% de probabilidade

Manganês

Hipóteses sobre diferenças de médias

Estatísticas amostrais

| Pop. | Média | Variância | Tamanho da amostra |
|------|----------|-----------|--------------------|
| 1 | 1.245500 | 0.015310 | 2 |
| 2 | 0.157117 | 0.001200 | 6 |

Teste da hipótese de igualdade das variâncias populacionais (1 e 2)

$F_c =$ 12.758 $V_1 =$ 1 $V_2 =$ 5
 $P(F^* > 12.758) =$ 0.0160
Ao nível de 5% de significância as variâncias não podem ser consideradas iguais

Situação em que as variâncias são consideradas homogêneas

Estimativa por ponto de $m_1 - m_2$: 1.08838
Variância combinada (pooled): 0.003552
Graus de liberdade: 6
Nível de significância: 5.00000%
Teste da hipótese: $H_0: m_1 - m_2 =$ 0.000000
t calculado: $t_c =$ 22.367182
Probabilidade: $P(t > |t_c|) =$ 0.000001
Rejeita-se H_0 ao nível de 5.00% de probabilidade

Situação em que as variâncias não são consideradas homogêneas

Estimativa por ponto de $m_1 - m_2$: 1.08838
Graus de liberdade: 1
Nível de significância: 5.00000
Teste da hipótese: $H_0: m_1 - m_2 =$ 0.000000
t calculado: $t_c =$ 12.280291
Probabilidade: $P(t > |t_c|) =$ 0.051727
Não existe evidências para rejeitar H_0 ao nível de 5.00% de probabilidade

Chumbo

Hipóteses sobre diferenças de médias

Estatísticas amostrais

| Pop. | Média | Variância | Tamanho da amostra |
|------|----------|-----------|--------------------|
| 1 | 0.040000 | 0.000000 | 2 |
| 2 | 0.040000 | 0.000010 | 6 |

Teste da hipótese de igualdade das variâncias populacionais (1 e 2)

$F_c =$ 10000.000 $V_1 =$ 5 $V_2 =$ 1
 $P(F^* > 10000.000) =$ 0.0076
Ao nível de 5% de significância as variâncias não podem ser consideradas iguais

Situação em que as variâncias são consideradas homogêneas

Estimativa por ponto de m1-m2: 0.00000
Variância combinada (pooled): 0.000008
Graus de liberdade: 6
Nível de significância: 5.00000%
Teste da hipótese: Ho: m1-m2 = 0.000000
t calculado: tc = 0.000000
Probabilidade: P(t>|tc|)= 1.000000
Não existe evidências para rejeitar Ho ao nível de 5.00% de probabilidade

Situação em que as variâncias não são consideradas homogêneas

Estimativa por ponto de m1-m2: 0.00000
Graus de liberdade: 5
Nível de significância: 5.00000
Teste da hipótese: Ho: m1-m2 = 0.000000
t calculado: tc = 0.000000
Probabilidade: P(t>|tc|)= 1.000000
Não existe evidências para rejeitar Ho ao nível de 5.00% de probabilidade

Cádmio

Hipóteses sobre diferenças de médias

Estatísticas amostrais

| Pop. | Média | Variância | Tamanho da amostra |
|------|----------|-----------|--------------------|
| 1 | 0.438330 | 0.001250 | 2 |
| 2 | 0.230000 | 0.000670 | 6 |

Teste da hipótese de igualdade das variâncias populacionais (1 e 2)

Fc= 1.866 V1= 1 V2= 5
P(F* > 1.866)= 0.2302
Ao nível de 5% de significância as variâncias podem ser consideradas iguais

Situação em que as variâncias são consideradas homogêneas

Estimativa por ponto de m1-m2: 0.20833
Variância combinada (pooled): 0.000767
Graus de liberdade: 6
Nível de significância: 5.00000%
Teste da hipótese: Ho: m1-m2 = 0.000000
t calculado: tc = 9.214975
Probabilidade: P(t>|tc|)= 0.000092
Rejeita-se Ho ao nível de 5.00% de probabilidade

Situação em que as variâncias não são consideradas homogêneas

Estimativa por ponto de m1-m2: 0.20833
Graus de liberdade: 1
Nível de significância: 5.00000
Teste da hipótese: Ho: m1-m2 = 0.000000
t calculado: tc = 7.675670
Probabilidade: P(t>|tc|)= 0.082475
Não existe evidências para rejeitar Ho ao nível de 5.00% de probabilidade

Quadro 3. Resultado das análises estatísticas fornecido pelo software Sisvar 5.6 (FERREIRA, 2014) para a fração sólida resultado da digestão aeróbia da água residuária da suinocultura.

| pH | | | |
|---|------------|------------|--------------------|
| Hipóteses sobre diferenças de médias | | | |
| ----- | | | |
| Estatísticas amostrais | | | |
| ----- | | | |
| Pop. | Média | Variância | Tamanho da amostra |
| ----- | | | |
| 1 | 7.033330 | 0.011430 | 3 |
| 2 | 8.170000 | 0.009700 | 3 |
| ----- | | | |
| Teste da hipótese de igualdade das variâncias populacionais (1 e 2) | | | |
| ----- | | | |
| Fc= | 1.178 | V1= 2 | V2= 2 |
| P(F* > | 1.178)= | 0.4591 | |
| Ao nível de 5% de significância as variâncias podem ser consideradas iguais | | | |
| ----- | | | |
| Situação em que as variâncias são consideradas homogêneas | | | |
| ----- | | | |
| Estimativa por ponto de m1-m2: | | -1.13667 | |
| Variância combinada (pooled): | | 0.010565 | |
| Graus de liberdade: | | 4 | |
| Nível de significância: | | 5.00000% | |
| Teste da hipótese: Ho: m1-m2 = | | 0.000000 | |
| t calculado: tc = | | -13.543948 | |
| Probabilidade: P(t> tc)= | | 0.000172 | |
| Rejeita-se Ho ao nível de 5.00% de probabilidade | | | |
| ----- | | | |
| Situação em que as variâncias não são consideradas homogêneas | | | |
| ----- | | | |
| Estimativa por ponto de m1-m2: | | -1.13667 | |
| Graus de liberdade: | | 4 | |
| Nível de significância: | | 5.00000 | |
| Teste da hipótese: Ho: m1-m2 = | | 0.000000 | |
| t calculado: tc = | | -13.543948 | |
| Probabilidade: P(t> tc)= | | 0.000172 | |
| Rejeita-se Ho ao nível de 5.00% de probabilidade | | | |
| ----- | | | |
| Sólidos totais | | | |
| Hipóteses sobre diferenças de médias | | | |
| ----- | | | |
| Estatísticas amostrais | | | |
| ----- | | | |
| Pop. | Média | Variância | Tamanho da amostra |
| ----- | | | |
| 1 | 0.001500 | 0.000000 | 5 |
| 2 | 0.015096 | 0.000068 | 5 |
| ----- | | | |
| Teste da hipótese de igualdade das variâncias populacionais (1 e 2) | | | |
| ----- | | | |
| Fc= | 1008.507 | V1= 4 | V2= 4 |
| P(F* > | 1008.507)= | 0.0000 | |
| Ao nível de 5% de significância as variâncias não podem ser consideradas iguais | | | |
| ----- | | | |
| Situação em que as variâncias são consideradas homogêneas | | | |
| ----- | | | |
| Estimativa por ponto de m1-m2: | | -0.01360 | |
| Variância combinada (pooled): | | 0.000034 | |

| | |
|---|-----------|
| Graus de liberdade: | 8 |
| Nível de significância: | 5.00000% |
| Teste da hipótese: Ho: m1-m2 = | 0.000000 |
| t calculado: tc = | -3.696613 |
| Probabilidade: P(t> tc = | 0.006072 |
| Rejeita-se Ho ao nível de 5.00% de probabilidade | |
| ----- | |
| Situação em que as variâncias não são consideradas homogêneas | |
| ----- | |
| Estimativa por ponto de m1-m2: | -0.01360 |
| Graus de liberdade: | 4 |
| Nível de significância: | 5.00000 |
| Teste da hipótese: Ho: m1-m2 = | 0.000000 |
| t calculado: tc = | -3.696613 |
| Probabilidade: P(t> tc = | 0.020897 |
| Rejeita-se Ho ao nível de 5.00% de probabilidade | |
| ----- | |

Sólidos voláteis

| | | | |
|---|-----------|-----------|--------------------|
| Hipóteses sobre diferenças de médias | | | |
| ----- | | | |
| Estatísticas amostrais | | | |
| ----- | | | |
| Pop. | Média | Variância | Tamanho da amostra |
| ----- | | | |
| 1 | 0.000760 | 0.000000 | 5 |
| 2 | 0.007368 | 0.000022 | 5 |
| ----- | | | |
| Teste da hipótese de igualdade das variâncias populacionais (1 e 2) | | | |
| ----- | | | |
| Fc= | 292.054 | V1= | 4 V2= |
| P(F* > | 292.054)= | 0.0000 | |
| Ao nível de 5% de significância as variâncias não podem ser consideradas iguais | | | |
| ----- | | | |
| Situação em que as variâncias são consideradas homogêneas | | | |
| ----- | | | |
| Estimativa por ponto de m1-m2: | -0.00661 | | |
| Variância combinada (pooled): | 0.000011 | | |
| Graus de liberdade: | 8 | | |
| Nível de significância: | 5.00000% | | |
| Teste da hipótese: Ho: m1-m2 = | 0.000000 | | |
| t calculado: tc = | -3.172965 | | |
| Probabilidade: P(t> tc = | 0.013136 | | |
| Rejeita-se Ho ao nível de 5.00% de probabilidade | | | |
| ----- | | | |
| Situação em que as variâncias não são consideradas homogêneas | | | |
| ----- | | | |
| Estimativa por ponto de m1-m2: | -0.00661 | | |
| Graus de liberdade: | 4 | | |
| Nível de significância: | 5.00000 | | |
| Teste da hipótese: Ho: m1-m2 = | 0.000000 | | |
| t calculado: tc = | -3.172965 | | |
| Probabilidade: P(t> tc = | 0.033762 | | |
| Rejeita-se Ho ao nível de 5.00% de probabilidade | | | |
| ----- | | | |

Nitrogênio total

| | | | |
|--------------------------------------|------------|-------------|--------------------|
| Hipóteses sobre diferenças de médias | | | |
| ----- | | | |
| Estatísticas amostrais | | | |
| ----- | | | |
| Pop. | Média | Variância | Tamanho da amostra |
| ----- | | | |
| 1 | 520.417000 | 2951.040000 | 6 |
| ----- | | | |

| | | | |
|---|-------------|------------|---------|
| 2 | 135.333000 | 598.592000 | 6 |
| ----- | | | |
| Teste da hipótese de igualdade das variâncias populacionais (1 e 2) | | | |
| ----- | | | |
| Fc= | 4.930 | V1= | 5 V2= 5 |
| P(F* > | 4.930)= | 0.0524 | |
| Ao nível de 5% de significância as variâncias podem ser consideradas iguais | | | |
| ----- | | | |
| Situação em que as variâncias são consideradas homogêneas | | | |
| ----- | | | |
| Estimativa por ponto de m1-m2: | 385.08400 | | |
| Variância combinada (pooled): | 1774.816000 | | |
| Graus de liberdade: | 10 | | |
| Nível de significância: | 5.00000% | | |
| Teste da hipótese: Ho: m1-m2 = | 0.000000 | | |
| t calculado: tc = | 15.832133 | | |
| Probabilidade: P(t> tc)= | 0.000000 | | |
| Rejeita-se Ho ao nível de 5.00% de probabilidade | | | |
| ----- | | | |
| Situação em que as variâncias não são consideradas homogêneas | | | |
| ----- | | | |
| Estimativa por ponto de m1-m2: | 385.08400 | | |
| Graus de liberdade: | 7 | | |
| Nível de significância: | 5.00000 | | |
| Teste da hipótese: Ho: m1-m2 = | 0.000000 | | |
| t calculado: tc = | 15.832133 | | |
| Probabilidade: P(t> tc)= | 0.000001 | | |
| Rejeita-se Ho ao nível de 5.00% de probabilidade | | | |
| ----- | | | |

Coliformes termotolerantes

| | | | |
|---|--------------------|-----------|--------------------|
| Hipóteses sobre diferenças de médias | | | |
| ----- | | | |
| Estatísticas amostrais | | | |
| ----- | | | |
| Pop. | Média | Variância | Tamanho da amostra |
| ----- | | | |
| 1 | 5300000000.000000 | 0.333330 | 3 |
| 2 | 0.690000 | 0.000000 | 3 |
| ----- | | | |
| Teste da hipótese de igualdade das variâncias populacionais (1 e 2) | | | |
| ----- | | | |
| Fc= | 33333000.000 | V1= | 2 V2= 2 |
| P(F* > | 33333000.000)= | 0.0000 | |
| Ao nível de 5% de significância as variâncias não podem ser consideradas iguais | | | |
| ----- | | | |
| Situação em que as variâncias são consideradas homogêneas | | | |
| ----- | | | |
| Estimativa por ponto de m1-m2: | 5299999999.31000 | | |
| Variância combinada (pooled): | 0.166665 | | |
| Graus de liberdade: | 4 | | |
| Nível de significância: | 5.00000% | | |
| Teste da hipótese: Ho: m1-m2 = | 0.000000 | | |
| t calculado: tc = | 15900079260.022672 | | |
| Probabilidade: P(t> tc)= | 0.000000 | | |
| Rejeita-se Ho ao nível de 5.00% de probabilidade | | | |
| ----- | | | |
| Situação em que as variâncias não são consideradas homogêneas | | | |
| ----- | | | |
| Estimativa por ponto de m1-m2: | 5299999999.31000 | | |
| Graus de liberdade: | 2 | | |
| Nível de significância: | 5.00000 | | |
| Teste da hipótese: Ho: m1-m2 = | 0.000000 | | |

t calculado: tc = 15900079260.022672
 Probabilidade: P(t>|tc|)= 0.000000
 Rejeita-se Ho ao nível de 5.00% de probabilidade

Cobre

Hipóteses sobre diferenças de médias

 Estatísticas amostrais

| Pop. | Média | Variância | Tamanho da amostra |
|------|-----------|-----------|--------------------|
| 1 | 4.176670 | 0.168200 | 2 |
| 2 | 13.378300 | 8.837910 | 6 |

 Teste da hipótese de igualdade das variâncias populacionais (1 e 2)

Fc= 52.544 V1= 5 V2= 1
 P(F* > 52.544)= 0.1043
 Ao nível de 5% de significância as variâncias podem ser consideradas iguais

 Situação em que as variâncias são consideradas homogêneas

 Estimativa por ponto de m1-m2: -9.20163
 Variância combinada (pooled): 7.392958
 Graus de liberdade: 6
 Nível de significância: 5.00000%
 Teste da hipótese: Ho: m1-m2 = 0.000000
 t calculado: tc = -4.144778
 Probabilidade: P(t>|tc|)= 0.006046
 Rejeita-se Ho ao nível de 5.00% de probabilidade

 Situação em que as variâncias não são consideradas homogêneas

 Estimativa por ponto de m1-m2: -9.20163
 Graus de liberdade: 5
 Nível de significância: 5.00000
 Teste da hipótese: Ho: m1-m2 = 0.000000
 t calculado: tc = -7.374093
 Probabilidade: P(t>|tc|)= 0.000721
 Rejeita-se Ho ao nível de 5.00% de probabilidade

Zinco

Hipóteses sobre diferenças de médias

 Estatísticas amostrais

| Pop. | Média | Variância | Tamanho da amostra |
|------|-----------|-----------|--------------------|
| 1 | 5.509800 | 0.751540 | 2 |
| 2 | 20.039700 | 17.303600 | 6 |

 Teste da hipótese de igualdade das variâncias populacionais (1 e 2)

Fc= 23.024 V1= 5 V2= 1
 P(F* > 23.024)= 0.1569
 Ao nível de 5% de significância as variâncias podem ser consideradas iguais

 Situação em que as variâncias são consideradas homogêneas

 Estimativa por ponto de m1-m2: -14.52990

Variância combinada (pooled): 14.544923
 Graus de liberdade: 6
 Nível de significância: 5.00000%
 Teste da hipótese: Ho: m1-m2 = 0.000000
 t calculado: tc = -4.666084
 Probabilidade: P(t>|tc|)= 0.003445
 Rejeita-se Ho ao nível de 5.00% de probabilidade

 Situação em que as variâncias não são consideradas homogêneas

Estimativa por ponto de m1-m2: -14.52990
 Graus de liberdade: 6
 Nível de significância: 5.00000
 Teste da hipótese: Ho: m1-m2 = 0.000000
 t calculado: tc = -8.047734
 Probabilidade: P(t>|tc|)= 0.000197
 Rejeita-se Ho ao nível de 5.00% de probabilidade

Ferro

Hipóteses sobre diferenças de médias

 Estatísticas amostrais

| Pop. | Média | Variância | Tamanho da amostra |
|------|-----------|-----------|--------------------|
| 1 | 10.909800 | 1.970110 | 2 |
| 2 | 44.395700 | 73.931200 | 6 |

 Teste da hipótese de igualdade das variâncias populacionais (1 e 2)

Fc= 37.526 V1= 5 V2= 1
 P(F* > 37.526)= 0.1233
 Ao nível de 5% de significância as variâncias podem ser consideradas iguais

 Situação em que as variâncias são consideradas homogêneas

 Estimativa por ponto de m1-m2: -33.48590
 Variância combinada (pooled): 61.937685
 Graus de liberdade: 6
 Nível de significância: 5.00000%
 Teste da hipótese: Ho: m1-m2 = 0.000000
 t calculado: tc = -5.211109
 Probabilidade: P(t>|tc|)= 0.001993
 Rejeita-se Ho ao nível de 5.00% de probabilidade

 Situação em que as variâncias não são consideradas homogêneas

 Estimativa por ponto de m1-m2: -33.48590
 Graus de liberdade: 6
 Nível de significância: 5.00000
 Teste da hipótese: Ho: m1-m2 = 0.000000
 t calculado: tc = -9.179588
 Probabilidade: P(t>|tc|)= 0.000094
 Rejeita-se Ho ao nível de 5.00% de probabilidade

Manganês

Hipóteses sobre diferenças de médias

 Estatísticas amostrais

| Pop. | Média | Variância | Tamanho da amostra |
|------|-------|-----------|--------------------|
|------|-------|-----------|--------------------|

| | | | |
|---|------------|----------|-------|
| 1 | 1.245500 | 0.015310 | 2 |
| 2 | 7.388830 | 1.812420 | 6 |
| ----- | | | |
| Teste da hipótese de igualdade das variâncias populacionais (1 e 2) | | | |
| ----- | | | |
| Fc= | 118.381 | V1= 5 | V2= 1 |
| P(F* > | 118.381)= | 0.0697 | |
| Ao nível de 5% de significância as variâncias podem ser consideradas iguais | | | |
| ----- | | | |
| Situação em que as variâncias são consideradas homogêneas | | | |
| ----- | | | |
| Estimativa por ponto de m1-m2: | -6.14333 | | |
| Variância combinada (pooled): | 1.512902 | | |
| Graus de liberdade: | 6 | | |
| Nível de significância: | 5.00000% | | |
| Teste da hipótese: Ho: m1-m2 = | 0.000000 | | |
| t calculado: tc = | -6.117079 | | |
| Probabilidade: P(t> tc)= | 0.000871 | | |
| Rejeita-se Ho ao nível de 5.00% de probabilidade | | | |
| ----- | | | |
| Situação em que as variâncias não são consideradas homogêneas | | | |
| ----- | | | |
| Estimativa por ponto de m1-m2: | -6.14333 | | |
| Graus de liberdade: | 5 | | |
| Nível de significância: | 5.00000 | | |
| Teste da hipótese: Ho: m1-m2 = | 0.000000 | | |
| t calculado: tc = | -11.038644 | | |
| Probabilidade: P(t> tc)= | 0.000106 | | |
| Rejeita-se Ho ao nível de 5.00% de probabilidade | | | |
| ----- | | | |

Chumbo

| | | | |
|---|-----------|-----------|--------------------|
| Hipóteses sobre diferenças de médias | | | |
| ----- | | | |
| Estatísticas amostrais | | | |
| ----- | | | |
| Pop. | Média | Variância | Tamanho da amostra |
| 1 | 0.438330 | 0.001250 | 2 |
| 2 | 0.563330 | 0.003000 | 6 |
| ----- | | | |
| Teste da hipótese de igualdade das variâncias populacionais (1 e 2) | | | |
| ----- | | | |
| Fc= | 2.400 | V1= 5 | V2= 1 |
| P(F* > | 2.400)= | 0.4529 | |
| Ao nível de 5% de significância as variâncias podem ser consideradas iguais | | | |
| ----- | | | |
| Situação em que as variâncias são consideradas homogêneas | | | |
| ----- | | | |
| Estimativa por ponto de m1-m2: | -0.12500 | | |
| Variância combinada (pooled): | 0.002708 | | |
| Graus de liberdade: | 6 | | |
| Nível de significância: | 5.00000% | | |
| Teste da hipótese: Ho: m1-m2 = | 0.000000 | | |
| t calculado: tc = | -2.941742 | | |
| Probabilidade: P(t> tc)= | 0.025889 | | |
| Rejeita-se Ho ao nível de 5.00% de probabilidade | | | |
| ----- | | | |
| Situação em que as variâncias não são consideradas homogêneas | | | |
| ----- | | | |
| Estimativa por ponto de m1-m2: | -0.12500 | | |
| Graus de liberdade: | 3 | | |

Nível de significância: 5.00000
 Teste da hipótese: Ho: m1-m2 = 0.000000
 t calculado: tc = -3.726780
 Probabilidade: P(t>|tc|)= 0.033649
 Rejeita-se Ho ao nível de 5.00% de probabilidade

Cádmio

Hipóteses sobre diferenças de médias

 Estatísticas amostrais

| Pop. | Média | Variância | Tamanho da amostra |
|------|----------|-----------|--------------------|
| 1 | 0.040000 | 0.000000 | 2 |
| 2 | 0.045000 | 0.000002 | 6 |

 Teste da hipótese de igualdade das variâncias populacionais (1 e 2)

Fc= 2000.000 V1= 5 V2= 1
 P(F* > 2000.000)= 0.0170
 Ao nível de 5% de significância as variâncias não podem ser consideradas iguais

 Situação em que as variâncias são consideradas homogêneas

 Estimativa por ponto de m1-m2: -0.00500
 Variância combinada (pooled): 0.000002
 Graus de liberdade: 6
 Nível de significância: 5.00000%
 Teste da hipótese: Ho: m1-m2 = 0.000000
 t calculado: tc = -4.743179
 Probabilidade: P(t>|tc|)= 0.003181
 Rejeita-se Ho ao nível de 5.00% de probabilidade

 Situação em que as variâncias não são consideradas homogêneas

 Estimativa por ponto de m1-m2: -0.00500
 Graus de liberdade: 5
 Nível de significância: 5.00000
 Teste da hipótese: Ho: m1-m2 = 0.000000
 t calculado: tc = -8.653766
 Probabilidade: P(t>|tc|)= 0.000340
 Rejeita-se Ho ao nível de 5.00% de probabilidade