



---

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ  
CURSO SUPERIOR EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
CÂMPUS DOIS VIZINHOS

FÁBIO ANTÔNIO ANTONELLO

**PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE SUINÍCOLA UTILIZANDO AS  
MACRÓFITAS AQUÁTICAS *Hedychium coronarium* J. KOENIG E *Lemna minuta*  
KUNTH**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

DOIS VIZINHOS - PR

2018

FÁBIO ANTÔNIO ANTONELLO

**PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE SUINÍCOLA UTILIZANDO AS  
MACRÓFITAS AQUÁTICAS *Hedychium coronarium* J. KOENIG E *Lemna minuta*  
KUNTH**

Trabalho de conclusão do Curso Superior em Ciências Biológicas – Licenciatura, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Dois Vizinhos, apresentado como requisito parcial obtenção do título de Biólogo Licenciado.

Orientadora: Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Gracielle Johann  
Coorientadora: Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Fernanda Ferrari

DOIS VIZINHOS - PR

2018



## TERMO DE APROVAÇÃO

Trabalho de Conclusão de Curso nº \_\_

**Pós-tratamento de efluente suínico utilizando as macrófitas aquáticas *Hedychium coronarium* J. Koenig e *Lemna minuta* Kunth**

por

**Fábio Antônio Antonelo**

Este Trabalho de Conclusão de Curso foi apresentado às 13 horas do dia 01 de novembro de 2018, como requisito parcial para obtenção do título de Biólogo (Curso Superior em Ciências Biológicas – Licenciatura, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Dois Vizinhos). O candidato foi arguido pela banca examinadora composta pelos membros abaixo assinados. Após deliberação, a banca examinadora considerou o trabalho **aprovado**.

---

Prof.<sup>a</sup>. Dra.<sup>a</sup>. Marina Celant De Prá  
Doutora em Engenharia química

---

Prof.<sup>a</sup>. Dra.<sup>a</sup>. Gracielle Johann  
Orientadora  
UTFPR – Dois Vizinhos

---

Prof. Dr. Pedro Yahico Ramos Suzaki  
Doutor em Engenharia química

---

Prof.<sup>a</sup>. Dra.<sup>a</sup>. Marcielle Felippi  
Coordenadora do Curso de Ciências  
Biológicas  
UTFPR – Dois Vizinhos

**“A Folha de Aprovação assinada encontra-se na Coordenação do Curso”.**

## AGRADEDIMENTOS

Se chegou o momento de agradecer é pelo fato de que mais uma fase está chegando ao fim e com isso, é essencial admitir que toda ajuda e apoio foram essenciais à execução dessa caminhada.

Agradeço primeiramente à minha orientadora, Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Gracielle Johann, por todo auxílio, compreensão, correções, incentivo, e em especial, pela sua exigência e dicas para com a escrita acadêmica. Meu muito obrigado!

Agradeço à minha coorientadora, Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Fernanda Ferrari, por ter me guiado em laboratório desde o início das minhas atividades em pesquisa, ensinando todas as análises físico-químicas necessárias à construção desse estudo.

Agradeço à minha mãe, Marilene Antônia Antonelo, que sempre me apoiou em todas as minhas escolhas e que ainda hoje me incentiva a seguir na vida acadêmica. Obrigado, Mãe!

Aos amigos, que tornaram esses oito semestres mais leves e suportáveis. Muito obrigado!

Ao João Paulo e à Karina, pela ajuda com os pré-testes de senescência. Obrigado!

Ao meu irmão Renan, à Samara e à Scheila, pela ajuda durante as análises tanto em campo, quanto em laboratório. Muito obrigado!

Agradeço às Professoras Mara e Desses pela orientação durante minha participação do PIBID Biologia, passo muito importante na minha formação como Professor.

Agradeço ao Prof. Dr. Sergio Mazaro, pela tutoria e por todos os ensinamentos durante meus dois anos de permanência no grupo PET Agricultura Familiar, onde cresci como profissional e como ser humano.

Por fim, agradeço à UTFPR Dois Vizinhos, sua infraestrutura, corpo docente, técnicos de laboratório e administrativos, que juntos, permitiram minha chegada até aqui, onde firmo minha gratidão por tudo!

## RESUMO

ANTONELO, Fábio A. 2018. **Pós-tratamento de efluente suinícola utilizando as macrófitas aquáticas *Hedychium coronarium* J. Koenig e *Lemna minuta* Kunth.** Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas - Licenciatura), Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Dois Vizinhos, 2018.

O presente trabalho objetivou avaliar o desempenho de duas macrófitas aquáticas no tratamento de águas residuais da atividade suinícola submetidas à simulação de tratamento através de diluições. O efluente bruto foi obtido de uma lagoa de armazenamento e estabilização e transportado até o local do experimento, onde, sob uma estufa com controle de circulação de ar, foi disposto nos 18 biorreatores, configurando nove tratamentos, todos em duplicatas. As diluições utilizadas foram de 10, 30 e 50% de efluente, feitas a com água destilada, sendo as concentrações e as espécies utilizadas definidas a partir de um pré-teste de senescência. Os parâmetros analisados foram turbidez, condutividade elétrica, pH, concentrações de fósforo total, ortofosfatos, matéria orgânica e nitrogênio amoniacal, além do crescimento das macrófitas. A fim de avaliar a redução dos parâmetros de qualidade, as análises foram repetidas a cada cinco dias após a caracterização inicial, totalizando um período de 20 dias de experimento, sendo em cada dia de análise, antes da retirada das alíquotas, repostos o volume evaporado por meio da adição de água destilada. Os resultados obtidos a partir do teste de senescência indicaram que as espécies *Hedychium coronarium* (HC) e *Lemna minuta* (LM) foram as plantas que sobreviveram às condições do efluente suinícola, podendo, portanto, ser aplicadas no pós-tratamento de resíduos dessa mesma origem. A caracterização do efluente submetido às diluições demonstrou que essa prática é uma alternativa para a simulação do pré-tratamento convencional para fins experimentais. Para a remoção da turbidez, foram alcançados resultados satisfatórios com o uso das plantas aquáticas quando utilizada a diluição de 30%, não havendo diferenças entre ambos os tratamentos com espécies diferentes, em que foi obtida uma eficiência média de remoção de 79,76%. Em contrapartida, nenhuma das duas espécies testadas apresentaram resultados significativos para a diminuição da condutividade elétrica ou do nitrogênio amoniacal. Já para a remoção da matéria orgânica, observou-se que HC diluído em 50% apresentou eficiência de remoção de 85,47% e para fósforo total e ortofosfatos, LM, apresentou resultados significativos de remoção nas diluições de 10 e 30% do efluente suinícola. De uma forma geral, para os parâmetros em que as macrófitas apresentaram

resultados significativos (turbidez, matéria orgânica, fósforo total e ortofosfatos), o tempo de detenção ideal variou apenas entre cinco e 10 dias e quanto ao crescimento, no tratamento utilizando LM, o cultivo dobrou de tamanho em termos de massa com apenas 20 dias de crescimento. Já HC apresentou o maior índice de brotações (aproximadamente 10 por cada biorreator) com o tratamento utilizando o efluente a 50%, sendo sua amplitude de crescimento relacionada diretamente à remoção de matéria orgânica do efluente. Por fim, conclui-se que HC e LM são macrófitas que podem ser utilizadas no pós-tratamento de efluente suinícola, sendo que para além da turbidez, cada espécie atua na remoção de parâmetros específicos, visto que nesse viés, o uso de consórcio com as duas espécies possibilitaria a remoção tanto das diferentes formas de fósforo, da matéria orgânica e da turbidez presentes nesse tipo de resíduo.

**Palavras-chave:** plantas aquáticas; águas residuárias; Lemnaceae; Zingiberaceae.

## ABSTRACT

ANTONELO, Fábio A. **Post-treatment of swine effluent using the aquatic macrophytes *Hedychium coronarium* J. Koenig and *Lemna minuta* Kunth.** 2018. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas - Licenciatura), Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Dois Vizinhos, 2018.

The present work aimed to evaluate the performance of two aquatic macrophytes in the treatment of residual water from the swine activity submitted to the simulation of treatment through dilutions. The crude effluent was obtained from a storage and stabilization pond and transported to the experiment site, where, under a greenhouse with air circulation control, was arranged in the 18 bioreactors, configuring nine treatments, all in duplicates. The dilutions used were 10, 30 and 50% effluent, made with distilled water, and the concentrations and species used were defined from a senescence pre-test. The analyzed parameters were turbidity, electrical conductivity, pH, concentrations of total phosphorus, orthophosphates, organic matter and ammoniacal nitrogen, in addition to macrophytes growth. In order to evaluate the reduction of the quality parameters, the analyzes were repeated every five days after the initial characterization, totalizing a period of 20 days of experiment, being in each day of analysis, before the aliquot removal, the evapotranspiration volume by the addition of distilled water. The results obtained from the senescence test indicated that the species *Hedychium coronarium* (HC) and *Lemna minuta* (LM) were the plants that survived the conditions of the swine effluent, and could therefore be applied in the post-treatment of residues of the same origin. The characterization of the effluent submitted to the dilutions demonstrated that this practice is an alternative for the simulation of conventional pretreatment for experimental purposes. For the removal of turbidity, satisfactory results were obtained with the use of aquatic plants when the 30% dilution was used. There were no differences between treatments with different species, in which a mean removal efficiency of 79.76% was obtained. In contrast, none of the two species tested showed significant results for the reduction of electrical conductivity or ammoniacal nitrogen. As for the organic matter removal, it was observed that HC diluted in 50% presented removal efficiency of 85.47% and for total phosphorus and orthophosphates, LM, presented significant removal results in 10 and 30% dilutions of swine effluent. In general, for the parameters in which the macrophytes presented significant results (turbidity, organic matter, total phosphorus and orthophosphates), the ideal holding time varied only between 5 and 10 days and for the growth, in the treatment using LM, the cultivation doubled in size with only 20 days of growth. HC presented the highest sprouting rate (approximately 10 per

bioreactor) with the treatment using the effluent at 50%, and its growth amplitude was directly related to the removal of organic matter from the effluent. Finally, it is concluded that HC and LM are macrophytes that can be used in post-treatment of swine effluent. In addition to turbidity, each species acts to remove specific parameters, since in this bias the use of a consortium with the two species would allow the removal of both the different forms of phosphorus, organic matter and turbidity present in this type of residue.

**Keywords:** aquatic plants; wastewater; Lemnaceae; Zingiberaceae.



## LISTA DE TABELAS

|   |    |
|---|----|
| Tabela 1 – Alguns limites paramétricos para o descarte de efluentes líquidos em corpos receptores de acordo com as resoluções 357/2005 e 430/2011 do CONAMA. .... | 18 |
| Tabela 2 - Espécies vegetais e diluições do efluente utilizadas no pré-teste de senescência. ..   | 24 |
| Tabela 3 - Relação dos experimentos propostos utilizando Lentilha d'água e Lírio-do-Brejo. ....   | 29 |
| Tabela 4 - Caracterização inicial do efluente suinícola após as diluições em 10, 30 e 50%....   | 38 |
| Tabela 5 - Eficiência da remoção da turbidez por HC, LM e controle.....   | 40 |
| Tabela 6 - ANOVA para os diferentes tempos de detenção na remoção da turbidez do efluente suinícola a 10%.....  | 40 |
| Tabela 7 - ANOVA para os diferentes tempos de detenção na remoção da turbidez do efluente suinícola a 30%.....  | 41 |
| Tabela 8 - ANOVA para as condições durante o melhor tempo de detenção para a diminuição da turbidez do efluente suinícola a 30%.....                              | 42 |
| Tabela 9 - ANOVA para os diferentes tempos de detenção na remoção da turbidez do efluente suinícola a 50%.....  | 43 |
| Tabela 10 – ANOVA para as condições durante o melhor tempo de detenção para a diminuição da turbidez do efluente suinícola a 50%.....                             | 43 |
| Tabela 11 - Conclusões sobre a diminuição da turbidez. ....   | 44 |
| Tabela 12 - Eficiência da diminuição da Condutividade Elétrica por HC, LM e controle. ....  | 45 |
| Tabela 13 - ANOVA para os diferentes tempos de detenção na diminuição da condutividade elétrica do efluente suinícola a 10%.....                                  | 46 |
| Tabela 14 - ANOVA para os diferentes tempos de detenção na diminuição da condutividade elétrica do efluente suinícola a 30%.....                                  | 47 |
| Tabela 15 - ANOVA para as condições durante o melhor tempo de detenção para a diminuição da condutividade elétrica do efluente suinícola a 30%.....               | 47 |
| Tabela 16 - ANOVA para os diferentes tempos de detenção na diminuição da condutividade elétrica do efluente suinícola a 50%.....                                  | 48 |
| Tabela 17 - ANOVA para as condições durante o melhor tempo de detenção para a diminuição da condutividade elétrica do efluente suinícola a 50%.....               | 48 |
| Tabela 18 - Conclusões sobre a diminuição da condutividade elétrica. ....   | 49 |
| Tabela 19 - Resultados da eficiência da remoção da MO de efluente suinícola por meio de HC, LM e pelo tratamento isento de plantas. ....                          | 50 |
| Tabela 20- ANOVA para os diferentes tempos de detenção na diminuição da MO do efluente suinícola a 10%.....   | 50 |
| Tabela 21 - ANOVA para os diferentes tempos de detenção na diminuição da MO do efluente suinícola a 30%.....  | 51 |
| Tabela 22 - ANOVA para os diferentes tempos de detenção na diminuição da MO do efluente suinícola a 50%.....  | 52 |
| Tabela 23 - ANOVA para as condições durante o melhor tempo de detenção para a diminuição da MO do efluente suinícola a 50%.....                                   | 53 |
| Tabela 24 - Conclusões sobre a diminuição dos valores de OC.....  | 54 |

|   |    |
|---|----|
| Tabela 25 - Resultados da eficiência da remoção do PT de efluente suinícola por meio de HC, LM e pelo tratamento isento de plantas.....                             | 55 |
| Tabela 26 - ANOVA para os diferentes tempos de detenção na remoção do PT do efluente a 10%.....   | 55 |
| Tabela 27 - ANOVA para as condições durante o melhor tempo de detenção para a diminuição da MO do efluente suinícola a 10%.....                                     | 56 |
| Tabela 28 - ANOVA para os diferentes tempos de detenção na diminuição do PT do efluente suinícola a 30%.....  | 57 |
| Tabela 29 - ANOVA para as condições durante o melhor tempo de detenção para a diminuição da MO do efluente suinícola a 30%.....                                     | 57 |
| Tabela 30 - ANOVA para os diferentes tempos de detenção na diminuição do PT do efluente suinícola a 50%.....  | 58 |
| Tabela 31 - ANOVA para as condições durante o melhor tempo de detenção para a diminuição do PT do efluente suinícola a 50%.....                                     | 59 |
| Tabela 32 - Conclusões sobre a remoção de PT do efluente suinícola.....   | 59 |
| Tabela 33 - Resultados da eficiência da remoção do OF de efluente suinícola por meio de HC, LM e pelo tratamento isento de plantas.....                             | 60 |
| Tabela 34 - ANOVA para os diferentes tempos de detenção na remoção do OF do efluente suinícola a 10%.....   | 61 |
| Tabela 35 - ANOVA para as condições durante o melhor tempo de detenção para a diminuição do OF do efluente suinícola a 10%.....                                     | 61 |
| Tabela 36 - ANOVA para os diferentes tempos de detenção na remoção do OF do efluente suinícola a 30%.....   | 62 |
| Tabela 37 - ANOVA para as condições durante o melhor tempo de detenção para a diminuição do OF do efluente suinícola a 30%.....                                     | 62 |
| Tabela 38 - ANOVA para os diferentes tempos de detenção na remoção do OF do efluente suinícola a 50%.....   | 63 |
| Tabela 39 - Conclusões sobre a remoção de OF do efluente suinícola.....   | 64 |
| Tabela 40 - Resultados da eficiência da remoção do N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> de efluente suinícola por meio de HC, LM e pelo tratamento isento de plantas..... | 65 |
| Tabela 41 - ANOVA para os diferentes tempos de detenção na remoção do N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> do efluente suinícola a 10%.....                               | 65 |
| Tabela 42 - ANOVA para os diferentes tempos de detenção na remoção do N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> do efluente suinícola a 30%.....                               | 66 |
| Tabela 43 - ANOVA para os diferentes tempos de detenção na remoção do N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> do efluente suinícola a 50%.....                               | 67 |
| Tabela 44 - ANOVA para as condições durante o melhor tempo de detenção para a diminuição do N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> do efluente suinícola a 50%.....         | 67 |
| Tabela 45 - Conclusões sobre a remoção de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> do efluente suinícola submetido a diferentes diluições.....                                | 68 |

## LISTA DE FIGURAS

|   |    |
|---|----|
| Figura 1 - Resultados do teste de senescência evidenciando a sobrevivência de HC (A) e LM (B).....  | 25 |
| Figura 2 - Lagoa de armazenamento e estabilização (A) e visão geral da UNEPE Suinocultura (B).....  | 26 |
| Figura 3 - Bomba de sucção do tanque de carregamento (A) acoplada ao trator (B). ....   | 26 |
| Figura 4 – HC no momento da coleta (A) e visão geral do local de obtenção (B).....  | 27 |
| Figura 5 – LM no momento da coleta (A) e visão geral do local de obtenção.....  | 27 |
| Figura 6 - Local onde os experimentos foram implantados (A) e demonstração da diluição (B).....   | 28 |
| Figura 7 – Biorreator (A e B). ....   | 28 |
| Figura 8 - Adição das macrófitas nos biorreatores após a coleta de amostras para a caracterização inicial. ....   | 29 |
| Figura 9 - Disposição dos biorreatores no local do experimento (A e B). ....  | 30 |
| Figura 10 - Condutivímetro (A), Turbidímetro (B) e pHmetro (C) empregados nas análises. ....  | 32 |
| Figura 11 - Espectrofotômetro utilizado nas análises.....   | 33 |
| Figura 12 - Análise de PT (A) e filtragem das amostras (B).....   | 34 |
| Figura 13 - Análise de $\text{NH}_4^+$ .....  | 34 |
| Figura 14 - Titulação com permanganato de potássio (A) e digestão em banho-maria (B) na execução do método do OC.....   | 35 |
| Figura 15 - Morte de <i>S. natans</i> (A) e <i>P. stratiotes</i> (B) e início da senescência de <i>E. crassipes</i> (C) durante o teste de determinação das espécies a serem utilizadas no experimento propriamente dito..... | 37 |
| Figura 16 - Dinâmica da turbidez do efluente suínico a 10% utilizando HC, LM e isento de plantas.....   | 41 |
| Figura 17 - Dinâmica da turbidez do efluente suínico a 30% utilizando HC, LM e isento de plantas.....   | 42 |
| Figura 18 - Dinâmica da turbidez do efluente suínico a 50% utilizando HC, LM e isento de plantas.....   | 43 |
| Figura 19 - Dinâmica da condutividade elétrica do efluente a 10% utilizando HC, LM e isento de plantas.....   | 46 |
| Figura 20 - Dinâmica da condutividade elétrica do efluente a 30% utilizando HC, LM e isento de plantas. ....  | 47 |
| Figura 21 - Dinâmica da condutividade elétrica do efluente a 50% utilizando HC, LM e isento de plantas. ....  | 48 |
| Figura 22 - Avaliação da remoção da MO por meio do método do OC no efluente suínico diluído a 10%.....  | 51 |
| Figura 23 - Avaliação da remoção da MO por meio do método do OC no efluente suínico diluído a 30%.....  | 52 |
| Figura 24 - Avaliação da remoção da MO por meio do método do OC no efluente suínico diluído a 50%.....  | 53 |
| Figura 25 - Avaliação da remoção do PT no efluente suínico diluído a 10%. ....  | 56 |
| Figura 26 - Avaliação da remoção do PT no efluente suínico diluído a 30%. ....  | 57 |

|   |    |
|---|----|
| Figura 27 - Avaliação da remoção do PT no efluente a 50%.....   | 58 |
| Figura 28 - Dinâmica do OF durante o pós-tratamento do efluente suinícola a 10%. .....                      | 61 |
| Figura 29 - Dinâmica do OF durante o pós-tratamento de efluente suinícola a 30%.....                        | 62 |
| Figura 30 - Dinâmica do OF no pós-tratamento do efluente suinícola a 50%. .....                             | 63 |
| Figura 31 - Dinâmica N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> durante o tratamento do efluente suinícola a 10%. ..... | 65 |
| Figura 32 - Dinâmica N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> durante o tratamento do efluente suinícola a 30%. ..... | 66 |
| Figura 33 - Dinâmica N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> durante o tratamento do efluente suinícola a 50%. ..... | 67 |
| Figura 34 - Dinâmica do pH do efluente suinícola durante o experimento.....                                 | 70 |
| Figura 35 - Dinâmica da temperatura durante o período experimental.....                                     | 70 |
| Figura 36 - Crescimento de LM durante o experimento. ....   | 71 |
| Figura 37 - Crescimento de HC durante os diferentes períodos experimentais. ....                            | 72 |

## SUMÁRIO

|          |   |      |
|----------|---|------|
| <b>1</b> | <b>INTRODUÇÃO</b> .....   | 144  |
| <b>2</b> | <b>OBJETIVOS</b> .....  | 16   |
| 2.1      | OBJETIVO GERAL.....   | 166  |
| 2.2      | OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....   | 166  |
| <b>3</b> | <b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....  | 177  |
| 3.1      | ATIVIDADE SUINÍCOLA.....  | 177  |
| 3.2      | ETAPAS DO TRATAMENTO DE EFLUENTES .....   | 188  |
| 3.2.1    | Tratamento físico.....  | 188  |
| 3.2.2    | Tratamento químico.....   | 199  |
| 3.2.3    | Tratamento biológico.....   | 199  |
| 3.3      | USO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS NO TRATAMENTO DE EFLUENTES ....                                     | 20   |
| 3.4      | PARÂMETROS DE QUALIDADE DE EFLUENTES LÍQUIDOS.....  | 222  |
| 3.5      | CONCLUSÕES DA REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....  | 233  |
| <b>4</b> | <b>MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....  | 244  |
| 4.1      | DETERMINAÇÃO DAS ESPÉCIES DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS E DA<br>DILUIÇÃO DO EFLUENTE UTILIZADAS ..... | 245  |
| 4.2      | MATERIAIS.....  | 26   |
| 4.3      | PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL .....   | 277  |
| 4.4      | CARACTERIZAÇÃO INICIAL E AVALIAÇÃO DOS PARÂMETROS DO<br>EFLUENTE .....                          | 311  |
| 4.4.1    | Parâmetros físicos e físico-químicos .....  | 311  |
| 4.4.2    | Parâmetros químicos .....   | 3232 |
| 4.4.3    | Parâmetros biológicos .....   | 35   |
| 4.5      | ANÁLISES ESTATÍSTICAS .....   | 366  |
| <b>5</b> | <b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....   | 377  |
| 5.1      | TESTE DE SENESCÊNCIA.....   | 377  |
| 5.2      | CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE SUINÍCOLA APÓS AS DILUIÇÕES.....                                     | 388  |
| 5.3      | AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DA REDUÇÃO DOS PARÂMETROS DO<br>EFLUENTE SUINÍCOLA.....                 | 39   |
| 5.3.1    | Turbidez.....   | 40   |
| 5.3.2    | Condutividade elétrica.....   | 45   |
| 5.3.3    | Matéria orgânica.....   | 49   |

|          |   |           |
|----------|---|-----------|
| 5.3.4    | Fósforo total.....  | 55        |
| 5.3.5    | Ortofosfatos.....   | 60        |
| 5.3.6    | Nitrogênio amoniacal.....   | 64        |
| 5.3.7    | pH e temperatura.....   | 69        |
| 5.3.8    | Conclusões sobre a remoção dos nutrientes utilizando HC e LM..... | 71        |
| 5.4      | AVALIAÇÃO DO CRESCIMENTO DAS MACRÓFITAS AQUÁTICAS.....            | 71        |
| <b>6</b> | <b>CONCLUSÕES.....</b>  | <b>74</b> |
|          | <b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>                            | <b>76</b> |

## 1 INTRODUÇÃO

A atual expansão populacional humana traz consigo um constante aumento na demanda por alimentos, que, quando aliada ao modelo econômico capitalista, gera a denominada produção intensiva. Para o mercado agropecuário de criação de suínos no Brasil, esse panorama não é diferente. Todavia, na atividade suinícola, a geração de resíduos pode se caracterizar como um potencial problema ambiental, devido às altas cargas de nutrientes e Matéria Orgânica (MO).

Quando os efluentes suinícolas são tratados e manejados de maneira inadequada, a alta carga de nutrientes pode desencadear desde a poluição do solo, do ar, e principalmente da água. Para tanto, a disposição desses resíduos líquidos tratados tanto na água, quanto no solo, são regrados por legislação específica e, com isso, devido às exigências a serem atendidas, sistemas de tratamento dos efluentes produzidos na atividade suinícola tornam-se uma demanda atual.

Alguns métodos de tratamento, como a disposição dos efluentes em tanques de armazenamento e estabilização com posterior distribuição em lavouras, já são amplamente empregados. Porém, nem sempre tais metodologias são suficientemente eficientes, uma vez que a falta de requisitos para aplicação, a emissão de gases durante a distribuição e acúmulo de nutrientes e metais no solo são fatores que tem limitado a utilização desta metodologia, surgindo a necessidade da avaliação de viabilidade técnica e econômica de tratamentos alternativos.

Uma alternativa desenvolvida em resposta ao grande volume de efluente líquido gerado com o uso de Sistemas Produtivos de Animais Confinados (SPACs) na criação de suínos é a utilização do pós-tratamento terciário ou biológico empregando macrófitas/plantas aquáticas no intuito de melhorar a qualidade dos efluentes provenientes de sistemas de tratamento convencionas. A fim de melhorar a qualidade desses resíduos as plantas são dispostas em contato com o efluente, promovendo a melhoria da qualidade do efluente.

Contudo, são necessárias avaliações das diferentes técnicas utilizadas no tratamento, para as quais, variáveis como concentração inicial de nutrientes, tipos de macrófitas e eficiência do tratamento devem ser avaliados a fim de determinar quais os melhores caminhos para a utilização de plantas no tratamento dos efluentes suinícolas. Devido à isso, conhecer o menor tempo de retenção em que se obtém a maior eficiência da fitorremediação por macrófitas aquáticas, bem como avaliar os vários parâmetros legais para lançamento do efluente, possibilitam o melhor entendimento do processo e, com isso, permitem o desenvolvimento de planejamento para a aplicação desta metodologia em escalas industriais.

Sendo assim, além das questões ambientais que visam evitar impactos no/ao meio ambiente, como a diminuição da concentração de nutrientes, a utilização de plantas aquáticas no tratamento de efluentes agropecuários promove a produção de biomassa que, por vezes, podem apresentar alto valor agregado, como é o caso das Lemnáceas que podem conter até 40% de proteínas. Assim, a geração de biomassa, em alguns casos, pode ser fator positivo para a sustentabilidade da atividade, uma vez que sustenta o uso da biomassa produzida no preparo de rações. Outra vantagem é que os custos de implantação são reduzidos e o volume de lodo residual é diminuído, quando comparado ao tratamento empregando coagulantes, por exemplo. Além disso, assim como nos demais organismos vegetais, ocorre a captação de carbono atmosférico e liberação de oxigênio molecular.

Por esses motivos, a investigação do uso de plantas aquáticas na melhoria da qualidade dos efluentes suínolas precisa ser investigada, uma vez que cada tipo de resíduo possui suas especificidades, bem como cada organismo vegetal precisa ser conhecido em relação às suas aptidões. A complexidade das interações entre tais fatores deve ser aferida em relação ao tempo de atividade, fornecendo respostas sobre a dinâmica das espécies vegetais, em relação às concentrações dos nutrientes do efluente e em detrimento do tempo, possibilitando assim, uma maior amplitude de respostas frente a tais condições.



## 2 OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

O objetivo geral do presente trabalho foi avaliar o desempenho de duas espécies de macrófitas aquáticas na fitorremediação de águas residuais oriundas da atividade suinícola, obtidas de tanque de armazenamento e estabilização e submetidas à diluição a fim de simular o pré-tratamento convencional.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Para tal, os objetivos específicos foram:

- a) Caracterizar o efluente suinícola, após as diluições realizadas com água destilada, em termos de turbidez, condutividade elétrica, pH e concentração de nitrogênio amoniacal ( $\text{N-NH}_4^+$ ), fósforo total (PT), ortofosfatos (OF) e MO.
- b) Quantificar a eficiência e avaliar a redução dos parâmetros turbidez, condutividade elétrica, pH e concentração de  $\text{N-NH}_4^+$ , OF, PT e MO, após o tratamento com cada espécie de macrófita testada.
- c) Determinar o menor tempo de detenção em que houve a maior eficiência para cada diluição do efluente, apontando a melhor condição em função da presença ou ausência de macrófitas em cada parâmetro avaliado.
- d) Avaliar o desenvolvimento das plantas em relação às diferentes cargas de nutrientes do efluente de suinícola.

### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 ATIVIDADE SUINÍCOLA

A atividade agropecuária de criação de suínos promove a subsistência e a permanência no campo de milhares de famílias, constituindo-se como uma atividade tanto de importância econômica, quanto social (RAMOS et al., 2017). Diferente da produção em escala familiar, a crescente expansão da atividade para a criação intensiva é responsável pela geração de efluentes e consequentes impactos ambientais (NETO, 2007; SILVA; SILVA; MELLO, 2010; SANTOS; MAYERLE; CAMPOS, 2014 ). De acordo com o IBGE (2016), só em 2016 foram abatidos mais de 42 milhões de animais, sendo o estado do Paraná o segundo maior produtor, correspondendo a 21% da produção nacional.

Em contrapartida, a alta demanda de água para subsidiar a produção suinícola em escala intensiva, resulta num exorbitante volume de efluentes líquidos gerados nas diferentes fases de preparação dos animais, sendo estimada em mais de 100 milhões de m<sup>3</sup> de resíduos por ano (PERDOMO, 2001). Ainda, em confluência com Jonas e Hussar (2010), devido às altas cargas de nutrientes e materiais carbonáceos, os efluentes suinícolas podem gerar impactos ambientais negativos, devido, tanto ao manejo, quanto ao descarte inadequado desses rejeitos. Os impactos vão desde a poluição do solo, ar, água e ameaças à biodiversidade e à saúde.

Nesse sentido, de acordo com Silva e Bassi (2012), os impactos dos efluentes suinícolas vão desde o aumento da concentração dos nutrientes do solo chegando a níveis tóxicos, até a distribuição de metais pesados como Cobre, Zinco, Manganês e Ferro. Já para o ar, os mesmos autores elencam a liberação de grandes quantidades de gases como metano, dióxido de carbono, óxido nitroso e amônia, além do mau cheiro. Além disso, em corpos hídricos pode ocorrer a contaminação por coliformes fecais (SILVA; BASSI, 2012), além da eutrofização (ZOZ et al., 2009), que se caracteriza pela elevação da quantidade de nutrientes na água, ocasionando o aumento da produtividade primária (ESTEVES, 1998). A legislação brasileira rege o descarte de efluentes tanto no solo quanto na água. As Resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) 357/2005 e 430/2011 determinam que, para o descarte de efluentes líquidos, uma sequência de parâmetros deve ser analisada, devendo o valor de cada um ser igual ou menor à classe em que cada corpo receptor se enquadra. Alguns dos parâmetros avaliados no presente trabalho e seus respectivos valores são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 – Alguns limites paramétricos para o descarte de efluentes líquidos em corpos receptores de acordo com as resoluções 357/2005 e 430/2011 do CONAMA.

| Parâmetros   | CONAMA 357 | CONAMA 430 |
|--|------------|------------|
| Fósforo total (mg/L)                               | <0,15      | ---        |
| Nitrogênio amoniacal total (mg/L)                  | <13,3      | 20,0       |
| Turbidez (UNT)                                     | ---        | <100       |
| pH   | 6-9        | 5-9        |
| Condutividade elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) | <100       | ---        |

Fonte: Resoluções CONAMA 357/2005 e 430/2011

Entre os principais produtos poluidores gerados na atividade suinícola estão os dejetos, os restos de ração e as carcaças de animais mortos. Para tal, as técnicas de manejo mais empregadas são a compostagem para destinação das carcaças e, para os dejetos, biodigestores (ANDREAZZI; SANTOS; LAZARETTI, 2015) e lagoas de estabilização (RAMOS et al., 2017).

### 3.2 ETAPAS DO TRATAMENTO DE EFLUENTES

Os métodos de tratamento de efluentes são classificados em tratamento físico ou primário; o tratamento químico, ou secundário; além do tratamento terciário ou biológico.

#### 3.2.1 Tratamento físico

No tratamento físico, além do gradeamento inicial, o efluente bruto pode ser filtrado, possibilitando a redução de sólidos e da concentração de nutrientes (LEME, 2014). Como uma alternativa aos filtros convencionais, Lo Monaco, Matos e Brandão (2011) desenvolveram estudos com filtros orgânicos com diferentes granulometrias, utilizando sabugo de milho e bagaço de cana-de-açúcar para o tratamento de efluente suinícola. Os autores obtiveram reduções nas concentrações de nutrientes e MO.

Outra opção é a associação aos processos como o de decantação, flotação, e fossas sépticas, onde os principais intuitos são remover sólidos grosseiros, areia, entre outros materiais, evitando assim problemas como os entupimentos, corrosão de tubulações e degradação estética de corpos receptores (LEME, 2014).

### 3.2.2 Tratamento químico

Dentre os processos químicos, de acordo com Metcalf (2016), são amplamente empregadas a coagulação e precipitação química, oxidação química, oxidação avançada, fotólise e neutralização. No entanto, por motivos operacionais, quase sempre os processos químicos estão associados aos processos físicos.

### 3.2.3 Tratamento biológico

Por fim, os dejetos suínos podem ser manejados através de tratamento biológico, comumente chamado de tratamento terciário, que pode incluir o uso de microrganismos em regimes anaeróbio, anaeróbio facultativo ou aeróbio, e para isso, podem ser empregadas lagoas de estabilização ou biorreatores específicos. Outra técnica de tratamento biológico é a utilização de plantas com o intuito de melhorar a qualidade dos efluentes pré-tratados, atuando em leitos cultivados ou mesmo em contato direto com o resíduo líquido (CARIS; ANDRADE; PHILIPPI, 2008; TAVARES et al., 2008).

Estudos relacionados ao tratamento de efluentes gerados pela atividade de produção de suínos podem ser encontrados na literatura técnica especializada. Dentre eles, pode-se citar Neto (2007), que desenvolveu um estudo avaliando a eficiência do tratamento de efluente associando um Reator Compartimentado com um Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente. Ao final do trabalho, o autor obteve resultados mais expressivos na primeira fase do tratamento, em que o Reator Compartimentado removeu 78,5% da Demanda Química de Oxigênio (DQO). Ainda nesse sentido, Vivan et al. (2010) estudaram a integração de métodos de tratamento envolvendo biodigestores e lagoas de estabilização, obtendo como resultado a remoção de MO (98%), de microelementos (Cu 98,7% e Zn 99,4%) e demais nutrientes (87,6% de N-NH<sub>3</sub> e 98,6% de PT). Rodrigues et al. (2010) utilizaram reatores anaeróbicos do tipo UASB, alcançando remoção superior a 90% para DQO e DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), ao associar o reator com um sistema de decantação.

Outra técnica para reduzir o potencial poluidor das águas residuais da criação de suínos é o armazenamento dos resíduos em tanques ou lagoas, seguida pela utilização do resíduo como fertilizante em lavouras (VIVAN et al., 2010). Contudo, a disposição de volumes de efluente superior ao que o solo e o cultivo agrícola podem assimilar, provoca a lixiviação do excedente pelas chuvas, causando impactos negativos em sistemas aquáticos. Além disso, por serem

sistemas abertos, as lagoas de estabilização propiciam a proliferação de vetores como moscas e mosquitos em fase larval (MERA; LORENZINI; WOLLMANN, 2011).

### **3.2.3.1 Fitorremediação**

Como principal ferramenta em relação à utilização de macrófitas aquáticas no tratamento de efluentes, a fitorremediação em sistemas aquáticos é um processo que se caracteriza como a aplicação do potencial dos organismos vegetais no intuito de diminuir, degradar, imobilizar e conter componentes químicos da água (VASCONCELOS et al., 2012), caracterizando-se assim como um método para tratamento de efluentes líquidos.

A fitorremediação é, portanto, um processo que ocorre tanto em sistemas de tratamento construídos, quanto em ambientes naturais. Quando esse processo é associado a sistemas artificiais, onde há a disposição intencional de organismos vegetais na melhoria da qualidade de efluentes, poderão ocorrer maiores ou menores taxa assimilativas, e, com isso, diferentes eficiências na redução dos parâmetros. Sendo assim, cada espécie de planta aquática possui condições específicas para atingir seu potencial máximo na remoção de nutrientes de sistemas de tratamento, e dentre essas especificações enquadram-se a concentração de fósforo, nitrogênio, macro e micronutrientes, além de uma boa relação N/P, tendo cada parâmetro, valores específicos para espécies diferentes.

## **3.3 USO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS NO TRATAMENTO DE EFLUENTES**

As macrófitas, ou simplesmente plantas aquáticas são um grupo de organismos vegetais representados por algas taloides, musgos, plantas com flores e até mesmo coníferas que vivem associadas a ambientes aquáticos continentais, estuarinos, em águas salobras e até em ambientes costeiros, as quais estão nas formas biológicas flutuante, emergente ou totalmente submersa (TUNDISI, 2008). Segundo Esteves (1998), as macrófitas aquáticas representam papel ecológico em ecossistemas aquáticos, confluindo para a síntese e consequente entrada de matéria nesses ambientes e, além disso, as mesmas atuam no fornecimento de oxigênio, sombreamento e alimentação para as demais comunidades. Entretanto, em ambientes naturais, algumas espécies podem possuir caráter invasor/espontâneo e com isso, acabam proliferando-se de maneira descontrolada, causando perda da biodiversidade, diminuição da incidência da radiação solar, eutrofização, entre outros problemas (MACIEL, 2011). Além disso, as plantas aquáticas possuem importância e aplicação econômica, visto que algumas espécies possuem

altos teores proteicos, podendo ser empregadas na alimentação de espécies animais (MOHEDANO, 2004; HENRY-SILVA; CAMARGO; PEZZATO, 2006).

Dentre as macrófitas mais utilizadas no tratamento de efluentes, destacam-se as Lemnáceas (Lemnaceae), que estão entre as menores plantas com flores do planeta. Apresentam distribuição cosmopolita e possuem alta resistência a fatores ambientais como temperatura, porém se desenvolvendo melhor em regiões tropicais (MOHEDANO, 2004). Dos cinco gêneros que o grupo abrange, *Lemna* sp. é o mais amplamente empregado no tratamento de resíduos líquidos, onde tem-se como exemplo, a LM

Já o HC, conhecido popularmente como Lírio-do-brejo, é uma planta perene que se localiza em solos permanentemente molhados, sendo nativa da Ásia, adapta-se muito bem em solos brejosos e ricos em MO (POÇAS, 2015). HC possui vasto caráter invasivo, tomando lugar de outras plantas em suas áreas de ocorrência, demonstrando assim, sua potencialidade adaptativa em diferentes condições ambientais.

No tocante ao uso de plantas aquáticas no tratamento de efluente suinícola, Tavares et al. (2008), utilizando *Lemna valdiviana* Phil., obtiveram remoções de 94,89% da carga orgânica após 21 dias de tratamento. Caris, Andrade e Philippi (2015), reduziram em 60% o N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e em 51% o OF, para diferentes concentrações de efluente suinícola, utilizando LM. Matos, Freitas e Lo Monaco (2009), utilizaram taboa (*Typha latifolia* L.), Capim Tifton-85 (*Cynodon dactylon* Pers.) e *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb. no tratamento de efluente de suínos e com tempo retenção hidráulica de 4,8 dias, observaram remoção de 5–10% do nitrogênio total, 2–5% de PT, 11-25% de potássio e 0,6-5% de zinco. Os melhores resultados foram obtidos com a taboa. Jonas e Hussar (2010), utilizando aguapé (*Eichhornia crassipes*), obtiveram reduções médias de 61,9% para DQO, 70,4% para nitrato, 78,2% para nitrogênio amoniacal, 74,8% para PT, 97,3% para turbidez e 74,3% para cor.

Um ponto que deve ser considerado nos estudos que empregam plantas aquáticas para tratamento de efluentes é a evapotranspiração. Ela pode ser definida como a liberação da água pelas plantas sob a forma de vapor, somada a evaporação superficial (ALMEIDA; UCKER, 2011). De acordo com Freitas (2006), a evapotranspiração deve ser considerada na avaliação da eficiência da remoção de nutrientes dos efluentes líquidos. Uma vez que, ao diminuir o volume de água do efluente que está sendo tratado, a concentração de nutrientes aumenta e os resultados podem ser mascarados, interferindo na avaliação da eficiência dos vegetais vivos no tratamento de efluentes.

### 3.4 PARÂMETROS DE QUALIDADE DE EFLUENTES LÍQUIDOS

A fim de determinar a qualidade dos efluentes líquidos, além de regrar seu descarte em corpos receptores, são utilizados os parâmetros listados a Tabela 1, dentre outros. Alguns deles são a turbidez, o pH, a condutividade elétrica, e as concentrações de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, PT, OF (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, HPO<sub>4</sub><sup>2-</sup> e H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>) e MO.

Para Tomazoni et al. (2005), o aumento da turbidez diz respeito à redução da transparência da água, causada, sob razão primária, pela elevação da concentração de material particulado em suspensão. Por meio da técnica de Nefolometria, mede-se a quantidade de luz dispersa em uma amostra. Tais valores de turbidez, ainda sob a ótica dos mesmos autores, podem representar a concentração dos sólidos suspensos totais, em mg/L.

Além da turbidez, é importante conhecer a concentração de íons hidrogênio nos efluentes, uma vez que a concentração da maior parte dos constituintes químicos destes, dependem da medida de pH, a qual pode ser expressa pelo logaritmo negativo da concentração de íons H<sup>+</sup> (METCALF, 2016).

A condutividade elétrica é a medida da capacidade que a água possui em transmitir corrente elétrica em função da presença de íons na água, sendo esta medida expressa atualmente em unidades de resistência por comprimento (μS/cm) (BRASIL, 2014). Para Metcalf (2016), os valores de condutividade elétrica são usados como medidas indiretas da concentração de sólidos dissolvidos totais. Nesse sentido, Konrad et al. (2013), utilizando um sistema de *wetland* construído com *Typha domingensis* e *Zantedeschia aethiopica* para tratamento de efluente de uma indústria vinícola no Rio Grande do Sul, obtiveram uma diminuição de 7,24% para condutividade elétrica.

Para Braga et al.(2005), a alta concentração de íons de fósforo pode estar diretamente relacionada à proliferação exagerada de algas, uma vez que tal elemento faz-se limitante da produtividade primária. Wetzel (2001) afirma que, “em comparação com a oferta natural de outros importantes nutrientes nos componentes estruturais da biota (carbono, hidrogênio, nitrogênio, oxigênio e enxofre), o fósforo é menos abundante e que mais comumente limita a produtividade biológica”. Com isso, é de grande importância a consideração da dinâmica desse elemento em sistemas de fitorremediação. Em relação a isso, encontra-se o tratamento terciário com uso de vegetais aquáticos, que ao contrário do tratamento químico, não produz grandes volumes de lodo nem causa gastos elevados, além de ser ambientalmente correto ao capturar

carbono e liberar oxigênio, além de produzir biomassa de alto valor agregado podendo conter altos teores protéicos.

Além do fósforo, o  $\text{N-NH}_4^+$  caracteriza-se como outro importante parâmetro para a análise da qualidade de efluentes, uma vez que é produto da degradação de MO e inorgânica na água, sendo, além disso, resultado da excreção de animais, podendo ser tóxico (REIS; MENDONÇA, 2009), sendo de suma importância propor métodos para a retirada do  $\text{N-NH}_4^+$  dos efluentes ao descarte.

Grandes quantidades de material orgânico estão presentes nos efluentes, sendo estas, responsáveis pela maior fração dos sólidos totais desses rejeitos, ainda, provocando a diminuição dos níveis de oxigênio dissolvido na coluna líquida (ALMEIDA, 2017). Para o mesmo autor, assim como a DQO é uma medida indireta da quantidade de MO, a análise de OC (Oxigênio consumido) pode também fornecer dados sobre a remoção de tais componentes durante o processo de tratamento de águas residuais.

### 3.5 CONCLUSÕES DA REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A fim de impedir a continuidade do agravamento da crise ambiental, o tratamento de efluentes é uma demanda e um desafio atual, sendo que para os resíduos da atividade suinícola, esse panorama não é diferente.

Para isso, a prospecção de novas espécies de macrófitas aquáticas e suas potenciais aplicações nos processos de fitorremediação durante o pós-tratamento de efluentes gerados na atividade de criação de suínos atuam como ferramentas para o desenvolvimento desses processos.

Além de remover ou reduzir a carga poluidora, essas macrófitas aquáticas produzem biomassa vegetal com elevado valor agregado (altas taxas proteicas como é o caso das espécies do gênero *Lemna*), reduzindo ainda os custos de implantação e o volume de lodo residual produzido.

Assim, o presente trabalho pretendeu quantificar a eficiência de um método biológico para tratamento de efluentes suinícolas, utilizando duas espécies de macrófitas aquáticas antes não testadas sob tais condições, buscando assim, contribuir para o conhecimento científico na área da fitorremediação.



## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1 DETERMINAÇÃO DAS ESPÉCIES DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS E DA DILUIÇÃO DO EFLUENTE UTILIZADAS

Tanto a determinação da diluição do efluente, quanto a escolha das plantas utilizadas no presente estudo, foram realizadas a partir de um pré-teste de senescência. O experimento foi conduzido em escala de bancada, em que foram utilizadas cinco espécies de plantas aquáticas (*Eichhornia crassipes*, HC, LM, *Pistia stratiotes* e *Salvinia natans*), coletadas em três diferentes reservatórios do município de Dois Vizinhos, Paraná. O efluente suinícola foi preparado em quatro diferentes diluições partindo de um efluente bruto, o qual foi obtido de lagoa de armazenamento e estabilização, oriundo da UNEPE (Unidade de Ensino e Pesquisa) Suinocultura da Universidade Tecnológica Federal do Paraná Câmpus Dois Vizinhos. Três plantas de cada

Cada unidade experimental consistiu em recipientes de formato cilíndrico com aproximadamente 500 mL de capacidade, sendo estes constituídos de frascos vazios de volume de capacidade de 1000 mL. Ao fim, totalizou-se 20 reatores, onde as plantas foram adicionadas. Para *S. natans*, foram utilizados cinco indivíduos por recipiente e para *P. stratiotes* e *E. crassipes*, um ou dois.

A diluição do efluente e as espécies de plantas utilizadas estão representadas na Tabela 2.

Tabela 2 - Espécies vegetais e diluições do efluente utilizadas no pré-teste de senescência.

|                             | Diluição de efluente |     |     |      |
|-----------------------------|----------------------|-----|-----|------|
|                             | 25%                  | 50% | 75% | 100% |
| <i>Eichhornia crassipes</i> | 25%                  | 50% | 75% | 100% |
| HC                          | 25%                  | 50% | 75% | 100% |
| LM                          | 25%                  | 50% | 75% | 100% |
| <i>Pistia stratiotes</i>    | 25%                  | 50% | 75% | 100% |
| <i>Salvinia natans</i>      | 25%                  | 50% | 75% | 100% |

O experimento foi avaliado durante 42 dias, com intervalo entre análises de dois dias, em que foi analisada a morte e sobrevivência das plantas.

Ao fim do experimento, foi observado que as plantas que não apresentaram senescência nas maiores diluições de efluente possível (50%) foram as macrófitas HC (Figura 1A) e LM (Figura 1B), que foram utilizadas nas etapas seguintes do estudo.

Figura 1 - Resultados do teste de senescência evidenciando a sobrevivência de HC (A) e LM (B).



Fonte: Autoria própria (2018).



Fonte: Autoria própria (2018).

## 4.2 MATERIAIS

O efluente suinícola foi obtido de uma lagoa de armazenamento e estabilização (Figura 2 – A) na Unidade de Ensino e Pesquisa (UNEPE) Suinocultura (Figura 2 - B), localizado na fazenda experimental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná Câmpus Dois Vizinhos. O efluente foi coletado com o auxílio de uma bomba de sucção (Figura 3 – A), e transportado por um trator em um tanque de carregamento (Figura 3 – B). No local do experimento o resíduo foi armazenado em uma caixa de 200 L de capacidade, de onde imediatamente foi distribuído entre os tratamentos.

Figura 2 - Lagoa de armazenamento e estabilização (A) e visão geral da UNEPE Suinocultura (B).



Fonte: Autoria própria (2018).



Fonte: Google Maps < <https://goo.gl/oQneDj> >

Figura 3 - Bomba de sucção do tanque de carregamento (A) acoplada ao trator (B).



Fonte: Autoria própria (2018).



Fonte: Autoria própria (2018).

As plantas da espécie HC (Lírio-do-brejo) (Figura 4 – A) foram coletadas em uma área brejosa (constantemente com solo encharcado) na comunidade de São Pedro dos Poloneses, localizada na área rural de Dois Vizinhos (Figura 4 - B). Já as plantas de LM (Lentilha d'água) (Figura 5 – A) foram coletadas em um reservatório localizado nas dependências da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (Figura 5 – B). Ambas foram transportadas em sacos plásticos, e submetidas à lavagem em água corrente e posteriormente enxaguadas com água destilada.



Figura 4 – HC no momento da coleta (A) e visão geral do local de obtenção (B).

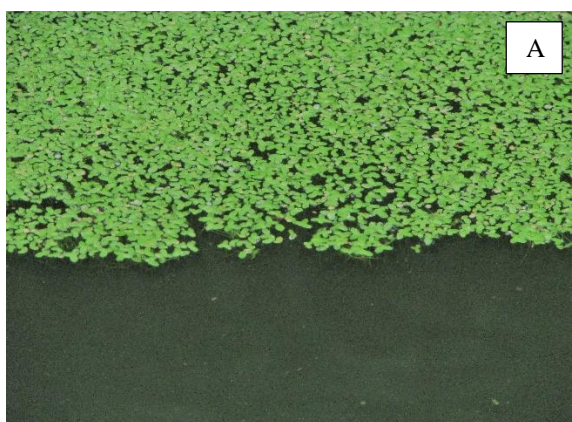


Fonte: A autoria própria (2018).



Fonte: Google Maps <<https://goo.gl/ZRhkyK>>

Figura 5 – LM no momento da coleta (A) e visão geral do local de obtenção.



Fonte: A autoria própria (2018).



Fonte: Google Maps <<https://goo.gl/D3aE8p>>

### 4.3 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL

O experimento foi conduzido nas dependências da Universidade Tecnológica Federal do Paraná Câmpus Dois Vizinhos, na UNEPE de Viveiro de produção de mudas hortícolas (Figura 5A). Logo após obtenção do efluente, este foi imediatamente diluído e disposto nos 18 biorreatores, sem processamento prévio ou esterilização (VERMA; SUTHAR, 2014). Cada biorreator consistiu de um recipiente plástico, com volume de 20 L, área de 0,152 m<sup>2</sup>, e altura de 0,19 m (Figura 7 A e B), nos quais foram dispostas as plantas das duas espécies de macrófitas aquáticas (Figura 8 – A e B), conforme Tabela 3, que apresenta a matriz do planejamento experimental empregado.

Figura 6 - Local onde os experimentos foram implantados (A) e demonstração da diluição (B).



Fonte: Google Maps <<https://goo.gl/XKHU5A>>



Fonte: Autoria própria (2018).

Figura 7 – Biorreator (A e B).

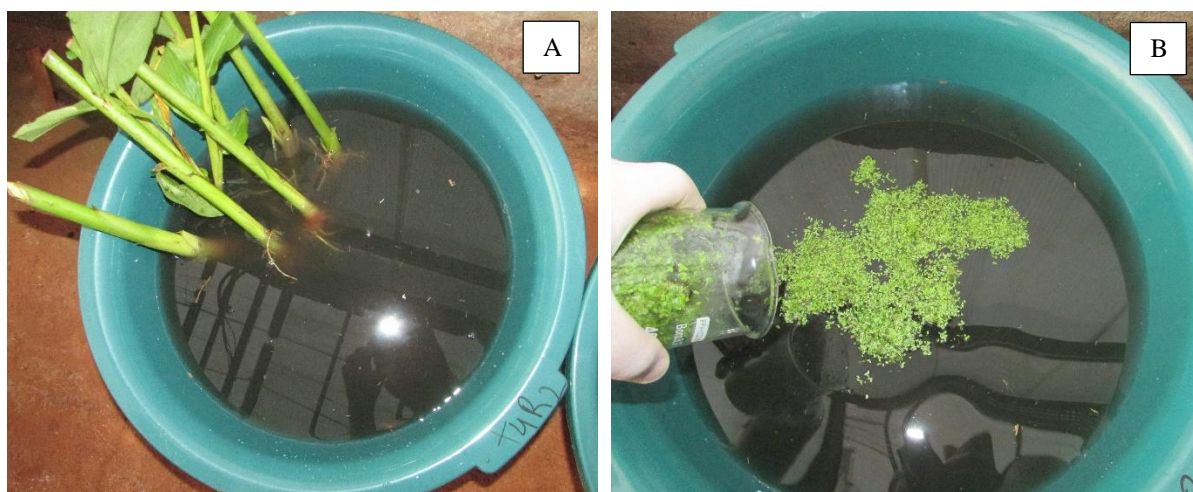


Fonte: Autoria própria (2018).



Fonte: Autoria própria (2018).

Figura 8 - Adição das macrófitas nos biorreatores após a coleta de amostras para a caracterização inicial.



Fonte: A autoria própria (2018).

Fonte: A autoria própria (2018).

Tabela 3 - Relação dos experimentos propostos utilizando Lentilha d'água e Lírio-do-Brejo.

| Tratamento     | Macrófita       | Diluição do efluente |
|----------------|-----------------|----------------------|
| T <sub>1</sub> | Lentilha d'água | 10%                  |
| T <sub>2</sub> | Lentilha d'água | 30%                  |
| T <sub>3</sub> | Lentilha d'água | 50%                  |
| T <sub>4</sub> | Lírio-do-Brejo  | 10%                  |
| T <sub>5</sub> | Lírio-do-Brejo  | 30%                  |
| T <sub>6</sub> | Lírio-do-Brejo  | 50%                  |
| T <sub>7</sub> | Isento          | 10%                  |
| T <sub>8</sub> | Isento          | 30%                  |
| T <sub>9</sub> | Isento          | 50%                  |

Fonte: O autor (2018).

Na realização dos experimentos, para cada espécie de macrófita, foi avaliada a influência da concentração do efluente na redução dos parâmetros de turbidez, condutividade elétrica e concentração de nutrientes (N-NH<sup>+</sup>, PT, OF e MO).

Conforme Tabela 3, foram avaliadas as concentrações de 10, 30 e 50% de efluente que foi diluído em água destilada. Para comparação, foram, ainda, avaliadas, as diluições isentas de macrófitas. Todos os experimentos foram conduzidos em duplicata, totalizando 18 biorreatores.



Os recipientes de todos os tratamentos foram dispostos aleatoriamente sob uma estufa com controle de aeração, a fim de evitar o contato com a água da chuva ou neblina, impedindo diluições indesejadas (Figura 9 - A e B).

Figura 9 - Disposição dos biorreatores no local do experimento (A e B).



Fonte: Autoria própria (2018).



Fonte: Autoria própria (2018).

O experimento foi conduzido por 20 dias, e em intervalos de cinco dias, foram realizadas as coletas das alíquotas para análise em laboratório.

No momento anterior a cada coleta, a água evapotranspirada foi medida, repostada e homogeneizada, a fim de obterem-se valores reais para as análises laboratoriais, uma vez que os parâmetros avaliados são afetados pela redução do volume de água. O nível de água de cada biorreator foi completado com água destilada, assim como empregado por Souza et al. (2015), mediante comparação da variação do nível de fluido no biorreator no último dia em que foi realizada análise, partindo de marcações de nível realizadas nos recipientes.

Em cada coleta, após a adição da água destilada, todos os recipientes foram homogeneizados (TAVARES et al., 2008) e, após, foram retiradas alíquotas de 0,250 L, para as análises laboratoriais. No final do experimento, a soma de todas as alíquotas resultou na retirada de 1,250 L, representando ao final do experimento 6,25% do volume total de cada biorreator.

O volume de água evapotranspirada, em cada intervalo amostral, foi calculado pela expressão:

$$V_e = \Pi r^2 h \quad (1)$$

Em que:  $V_e$  é o volume real de água evaporada (L),  $r$  é o raio do biorreator, e  $h$  é a altura do nível de água evaporada (cm).

#### 4.4 CARACTERIZAÇÃO INICIAL E AVALIAÇÃO DOS PARÂMETROS DO EFLUENTE

Todas as análises foram conduzidas nos Laboratórios de Ecologia Geral e Engenharia de Bioprocessos e Biotecnologia da Universidade Tecnológica Federal do Paraná Câmpus Dois Vizinhos. O efluente de cada tratamento foi caracterizado em termos de condutividade elétrica, pH, turbidez, concentração de  $N-NH_4^+$ , PT, OF e MO.

##### 4.4.1 Parâmetros físicos e físico-químicos

Para condutividade elétrica, foi utilizado um medidor de condutividade de bolso (modelo AK50) marca AKSO (Figura 10A). Para a análise da turbidez, foi empregado um Turbidímetro (modelo TD-300) marca Instruterm (Figura 10B). Para as medidas de pH, foi empregado um medidor de pH de bolso (modelo AK90) marca AKSO (Figura 10C), sendo todos os equipamentos calibrados uma vez por semana. Todos os parâmetros foram avaliados por um período de 20 dias, sendo cada análise realizada com um intervalo de cinco dias, totalizando quatro análises após a caracterização inicial.



Figura 10 - Condutivímetro (A), Turbidímetro (B) e pHmetro (C) empregados nas análises.



Fonte: Autoria própria (2018).



Fonte: Autoria própria (2018).



Fonte: Autoria própria (2018).

#### 4.4.2 Parâmetros químicos

A fim de determinar a concentração de nutrientes, bem como sua variação durante o período de tratamento, os dados foram obtidos a partir dos métodos espectrofotométrico e titulométrico.

Os resultados referentes ao  $\text{N-NH}_4^+$ , PT e ao OF foram analisados mediante curvas padrão elaboradas previamente para cada nutriente, utilizando-se de leituras de diluições seriadas de cada nutriente com concentrações conhecidas em espectrofotômetro (Marca Even Modelo IL-592), Figura 11, com ajuste linear. A elaboração de cada curva padrão seguiu o método pertinente para a análise de cada nutriente.

Figura 11 - Espectrofotômetro utilizado nas análises.



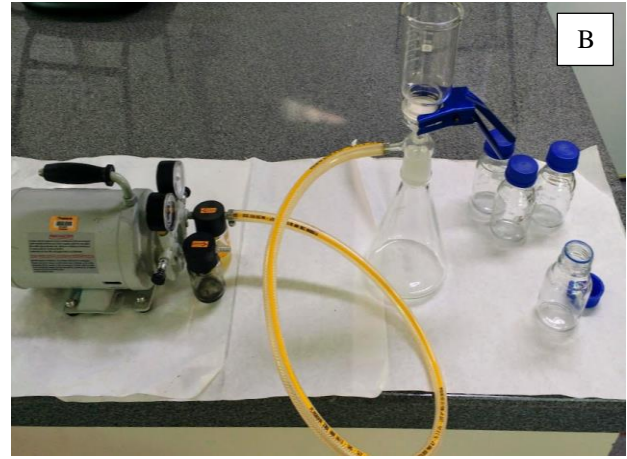
Fonte: Autoria própria (2018).

Para as análises de PT, as amostras brutas foram submetidas à autoclave a 121°C por 30 minutos na presença de um reagente oxidante (VALDERRAMA, 1981). Após o procedimento e posterior resfriamento, foram obtidas alíquotas de 10 mL, que foram transferidas para cada tubo de ensaio, onde foi adicionado o reagente misto (composto por paramolibdato de amônio, ácido sulfúrico diluído, ácido ascórbico e tartarato de antimônio e potássio) preparado na hora (STRICKLAND; PARSONS, 1960) (Figura 12A). Sob a mesma perspectiva do método de Strickland e Parsons, a análise de OF teve a amostra bruta filtrada à vácuo em filtros de fibra de vidro de porosidade menor que 0,8  $\mu\text{m}$  (Figura 12B), de onde o filtrado foi obtido e pipetado no volume de 10 mL para tubos de ensaio, e, posteriormente adicionado o reagente misto. Tanto para PT, quanto para OF as amostras foram submetidas à leitura de absorbância em espectrofotômetro em comprimento de onda de 882 nm.

Figura 12 - Análise de PT (A) e filtragem das amostras (B).



Fonte: Autoria própria (2018).



Fonte: Autoria própria (2018).

Para a determinação do  $\text{N-NH}_4^+$ , amostras previamente filtradas foram adicionadas em tubos de ensaio. Posteriormente, foram acrescidas as soluções de fenol, nitroprussiato de sódio e reagente oxidante (citrato trissódico e hipoclorito de sódio), e após incubação em escuro por uma hora, as amostras (Figura 13) foram lidas em espectrofotômetro em comprimento de onda de 640 nm (SOLORZANO, 1969).

Figura 13 - Análise de  $\text{NH}_4^+$



Fonte: Autoria própria (2018).

Já a análise de MO foi realizada pelo método indireto do OC, conforme a NBR 10739/1989, a qual pode ser utilizada para amostras onde a concentração de OC seja maior que 1 mg  $\text{O}_2/\text{L}$ . O método consiste na titulação de permanganato de potássio (Figura 14A) em uma amostra de 100 mL, previamente digerida por 30 min em banho-maria (Figura 14B), juntamente

com ácido sulfúrico, permanganato de potássio e oxalato de sódio, até obter-se uma solução de coloração levemente rósea persistente. A concentração de OC (mg/L) é dada pela Equação 2.

Figura 14 - Titulação com permanganato de potássio (A) e digestão em banho-maria (B) na execução do método do OC.



Fonte: Autoria própria (2018).



Fonte: Autoria própria (2018).

$$O_2 = (\text{mg/L}) = (A - B)N8000/V \quad (2)$$

Em que A é o volume da solução de permanganato de potássio gasto para titular a amostra (mL), B é o volume da solução de permanganato de potássio gasto para titular a prova em branco (mL), N é a normalidade da solução de permanganato de potássio e V é o volume da amostra (mL).

#### 4.4.3 Parâmetros biológicos

O crescimento das plantas foi avaliado em termos de massa (LM) e número de brotos (HC). Para tal, a biomassa de LM foi medida adotando-se os processos de pesagem, conforme TAVARES et al. (2008) e para o Lírio-do-brejo, contabilizou-se o número de brotações.

#### 4.5 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

A fim de avaliar o processo de tratamento do efluente suinícola por meio da utilização de plantas aquáticas, partindo dos dados obtidos experimentalmente foram realizadas duas análises para cada diluição em todos os parâmetros avaliados (Quadro 1).

Quadro 1 - Análises estatísticas utilizadas na avaliação e comparação da eficiência do tratamento do efluente suinícola utilizando macrófitas aquáticas.

| Passo   | Análise           | Finalidade  |
|---------|-------------------|---|
| Passo 1 | ANOVA 2 critérios | Encontrar melhor tempo de detenção para a diminuição de cada parâmetro em cada diluição testada.  |
| Passo 2 | ANOVA 1 critério  | Determinar a melhor condição (HC, LM ou isento de plantas) em função da eficiência da diminuição de cada parâmetro, para cada diluição. |

Fonte: Autoria própria (2018).

Inicialmente, foi realizada a Análise de Variância (ANOVA), utilizando dois critérios a fim de encontrar o tempo de detenção em que houveram as melhores eficiências na redução de cada parâmetro avaliado.

Posteriormente, foi realizada uma nova análise comparando as condições utilizadas (HC, LM e testemunha) nos melhores tempos de detenção para cada parâmetro e em cada diluição utilizada. O teste utilizado em ambas as análises foi o Teste Tukey a 5%, em que, quando o valor de (p) é menor 0,05, os dados diferem significativamente. O *software* utilizado foi o Bioestat versão 5.3.

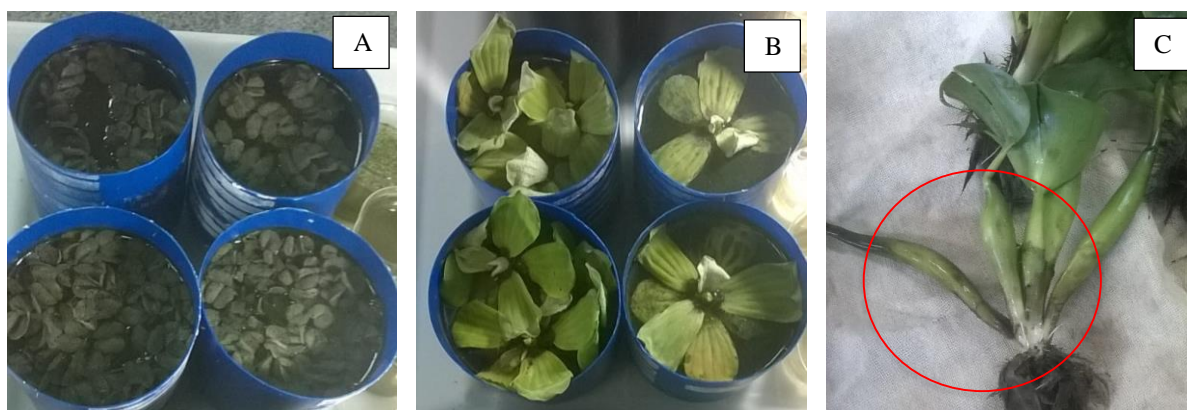


## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 TESTE DE SENESCÊNCIA

O teste de senescência mostrou que, das espécies testadas, apenas HC e LM sobreviveram às condições do efluente, sendo que *S. natans*, *P. stratiotes* e *E. crassipes* apresentaram senescência com poucos dias após a implantação (Figura 15).

Figura 15 - Morte de *S. natans* (A) e *P. stratiotes* (B) e início da senescência de *E. crassipes* (C) durante o teste de determinação das espécies a serem utilizadas no experimento propriamente dito.



Fonte: O autor (2018).

Fonte: O autor (2018).

Fonte: O autor (2018).

Para *S. natans* (Figura 15A), a senescência iniciou-se poucos dias após a implantação do teste, sendo tal evento marcado pelo escurecimento da parte aérea de todos os indivíduos utilizados no teste. Semelhante a isso, *P. stratiotes* (Figura 15B) foi a segunda espécie a apresentar toxicidade ao efluente suinícola, sendo a morte das plantas marcada pela deterioração e amolecimento tanto da parte aérea, quanto das raízes.

Por fim, *E. crassipes* foi a última espécie a apresentar sinais de morte celular. Regiões necrosadas foram observadas (Figura 15C, grifo), sendo posteriormente a isso, observada a deterioração das raízes e folhas.

## 5.2 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE SUINÍCOLA APÓS AS DILUIÇÕES

A caracterização do efluente foi realizada antes da adição das plantas nos respectivos tratamentos, sendo o mesmo caracterizado em termos de turbidez, condutividade elétrica, pH, OC, PT, OF e  $\text{NH}_4^+$ , para as diluições de 10, 30 e 50% de efluente suinícola, determinadas a partir do teste de senescência, conforme a Tabela 4.

Tabela 4 - Caracterização inicial do efluente suinícola após as diluições em 10, 30 e 50%.

| Parâmetros   | Diluição do efluente |        |        |
|--|----------------------|--------|--------|
|  | 10%                  | 30%    | 50%    |
| Turbidez (UNT)                                     | 64,75                | 73,33  | 80,67  |
| Condutividade elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) | 145,67               | 413,50 | 664,67 |
| pH   | 7,00                 | 7,07   | 7,13   |
| OC (mg de $\text{O}_2/\text{L}$ )                  | 27,84                | 48,74  | 108,45 |
| PT (mg/L)  | 5,92                 | 7,76   | 12,310 |
| OF (mg/L)  | 5,55                 | 6,97   | 8,11   |
| $\text{NH}_4^+$ (mg/L)                             | 6,89                 | 16,66  | 23,35  |

Fonte: O autor (2018).

A legislação brasileira não rege de forma direta os limites paramétricos para a turbidez em resíduos líquidos tratados a serem lançados em corpos receptores. Porém, a Resolução 430/2011 do CONAMA cita que o efluente lançado não deve alterar a classe em que o corpo hídrico receptor se enquadra, sendo condicionado um limite de 100 UNT para corpos hídricos de Classe II.

Os valores registrados para a turbidez no efluente submetido à simulação de tratamento, 64,75, 73,33 e 80,67 UNT (Tabela 4), foram menores do que o regrado pela legislação vigente (100 UNT).

Para a condutividade elétrica, foram obtidos valores médios de 145, 413 e 664  $\mu\text{S}/\text{cm}$  para as diluições de 10, 30 e 50%, respectivamente, e os valores médios de pH ficaram entre 7 e 7,13, para 10 e 50% de efluente, respectivamente, semelhantes aos obtidos por Palhares e Calijuri (2007) e Sezerino (2002) (6,2-8,8 e 5,54-8,2).

Quanto aos valores obtidos pela análise de OC, que expressam a quantidade de oxigênio molecular consumido nas reações químicas carregadas para a degradação da MO contida no efluente, obteve-se 27,84 mg de  $\text{O}_2/\text{L}$  para a diluição a 10%, 48,74 mg de  $\text{O}_2/\text{L}$  para a diluição a 30% e 108,45 mg de  $\text{O}_2/\text{L}$  para a maior diluição (50%). Em contraste com dados obtidos na literatura pela análise de DQO, que também expressa uma medida da quantidade de MO contida nos efluentes, foram constatadas amplitudes de 899-47.500 (PALHARES; CALIJURI, 2007) e

13.364 e 52.975 mg de O<sub>2</sub>/L (BELI; HUSSAR; HUSSAR, 2010), sendo estes valores muito superiores aos obtidos para o efluente diluído.

Para o PT, foram obtidos valores de 5,92, 7,76 e 12,31 mg/L, para o efluente a 10, 30 e 50%, próximos aos obtidos por Palhares e Calijuri (2007), 11 - 173 mg/L de PT. Já para as concentrações de amônio, os autores obtiveram valores entre 60 e 1.300 mg/L para N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> no efluente suinícola bruto, sendo tais valores superiores aos encontrados para o presente trabalho, 6,89, 16,66 e 23,35 mg/L.

Por fim, os valores para OF foram 5,55 mg/L (10%), 6,97 mg/L (30%) e 8,11 mg/L (50%).

De uma forma geral, os dados obtidos para a caracterização do efluente suinícola submetido à simulação de tratamento mostraram valores inferiores aos encontrados na literatura para o mesmo tipo de resíduo ainda bruto, devido à diluição em água. Por esse motivo, a diluição apresentou resultados similares aos obtidos por meio dos processos de tratamento primário, podendo, portanto, ser utilizada como uma alternativa na simulação do pré-tratamento, para fins experimentais.

### 5.3 AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DA REDUÇÃO DOS PARÂMETROS DO EFLUENTE SUINÍCOLA

O efluente suinícola foi submetido ao tratamento biológico por meio do uso de macrófitas aquáticas, sendo todos os parâmetros de qualidade avaliados durante um período experimental de 20 dias, com intervalos de cinco dias entre cada análise. Com isso, foi realizado o cálculo da eficiência da diminuição e remoção dos parâmetros através da Equação 3.

$$Ef = \frac{Vi - Vf}{Vi} \quad (3)$$

Em que *Ef* é a diminuição do parâmetro (%), *Vi* é o valor do parâmetro no dia da caracterização inicial, e *Vf* é o valor do parâmetro para o dia em que a eficiência está sendo calculada.

Em seguida, serão apresentados os resultados alcançados para cada um dos parâmetros avaliados e em cada diluição do efluente testada.

#### 5.3.1 Turbidez



Avaliou-se a redução da turbidez do efluente suinícola por meio da utilização de duas espécies de macrófitas aquáticas. Os dados referentes às eficiências de remoção desse parâmetro alcançadas através ação do HC e LM, bem como para o tratamento isento de plantas, são representados na Tabela 5.

Tabela 5 - Eficiência da remoção da turbidez por HC, LM e controle.

| Diluição | Dia 1                   |      |       | Dia 2                   |      |       | Dia 3                   |      |       | Dia 4                   |      |       |
|----------|-------------------------|------|-------|-------------------------|------|-------|-------------------------|------|-------|-------------------------|------|-------|
|          | Remoção da turbidez (%) |      |       | Remoção da turbidez (%) |      |       | Remoção da turbidez (%) |      |       | Remoção da turbidez (%) |      |       |
|          | HC                      | LM   | Test. | HC                      | LM   | Test. | HC                      | LM   | Test. | HC                      | LM   | Test. |
| 10%      | 83,7                    | 91,5 | 72,4  | 94,9                    | 97,0 | 79,7  | 92,9                    | 91,6 | 90,8  | 91,1                    | 91,2 | 89,2  |
| 30%      | 53,2                    | 63,7 | 24,1  | 74,6                    | 84,9 | 52,0  | 86,6                    | 82,6 | 69,8  | 88,4                    | 81,4 | 63,3  |
| 50%      | 51,9                    | 51,3 | 26,6  | 57,6                    | 73,7 | 21,0  | 75,7                    | 77,8 | 57,0  | 83,2                    | 78,8 | 60,9  |

Fonte: O autor (2018).

### 5.3.1.1 Análise da eficiência da remoção da turbidez do efluente a 10%

Foi realizada a ANOVA com os resultados obtidos entre os diferentes tempos de detenção a fim de comparar a eficiência de remoção do efluente diluído a 10%, buscando encontrar o menor tempo de detenção em que foram alcançados os melhores resultados.

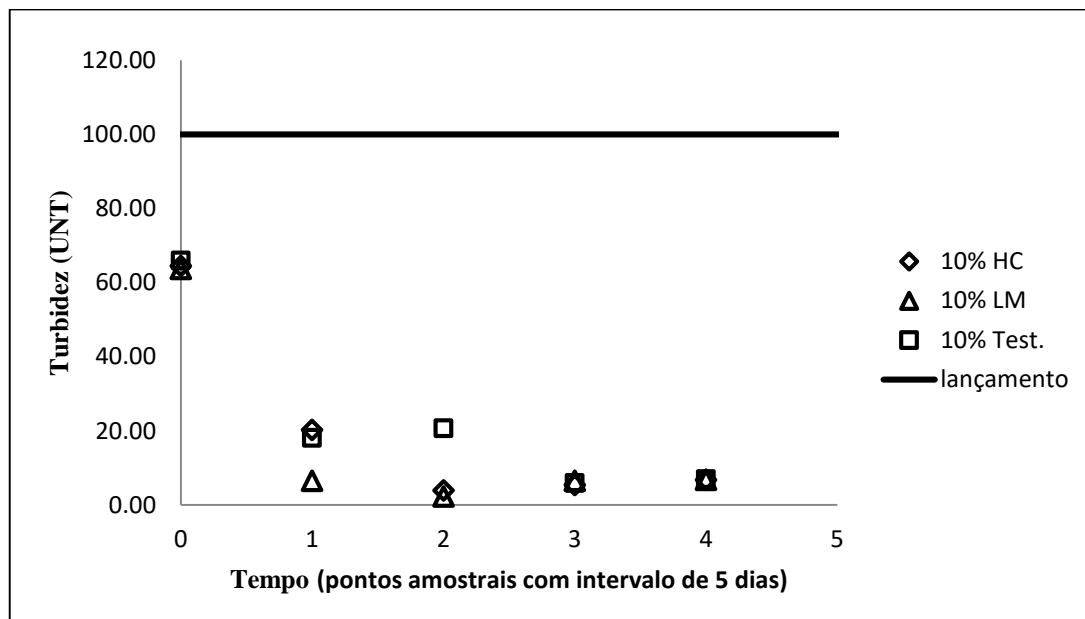
Para a diluição de 10%, houve diferença significativa apenas entre os dias 1 e 2 ( $p < 0,05$ ) (Tabela 6, Figura 16), sendo que os resultados para o dia 2 mostraram-se superiores em relação aos do primeiro dia, em que foram alcançadas eficiências de remoção de 94,9, 97 e 79,7%, para HC, LM e isento de plantas, respectivamente.

Tabela 6 - ANOVA para os diferentes tempos de detenção na remoção da turbidez do efluente suinícola a 10%.

| Efluente 10% | Eficiência da remoção da turbidez |       |       |       |
|--------------|-----------------------------------|-------|-------|-------|
|              | Dia 1                             | Dia 2 | Dia 3 | Dia 4 |
| Dia 1        | -                                 | <0,05 | ns    | ns    |
| Dia 2        | <0,05                             | -     | ns    | ns    |
| Dia 3        | ns                                | ns    | -     | ns    |
| Dia 4        | ns                                | ns    | ns    | -     |

Fonte: O autor (2018).

Figura 16 - Dinâmica da turbidez do efluente suinícola a 10% utilizando HC, LM e isento de plantas.



Fonte: O autor (2018).

Nesse sentido, com o tempo de detenção de 10 dias foram alcançados os melhores resultados. Em contrapartida, ao comparar as eficiências em cada uma das condições nesse dia, não foi constatada diferença significativa ( $p= 0,332$ ) entre o uso ou não de vegetais aquáticos na remoção desse parâmetro para efluentes com faixa inicial de turbidez próximo a 65 UNT.

### 5.3.1.2 Análise da eficiência da remoção da turbidez do efluente a 30%

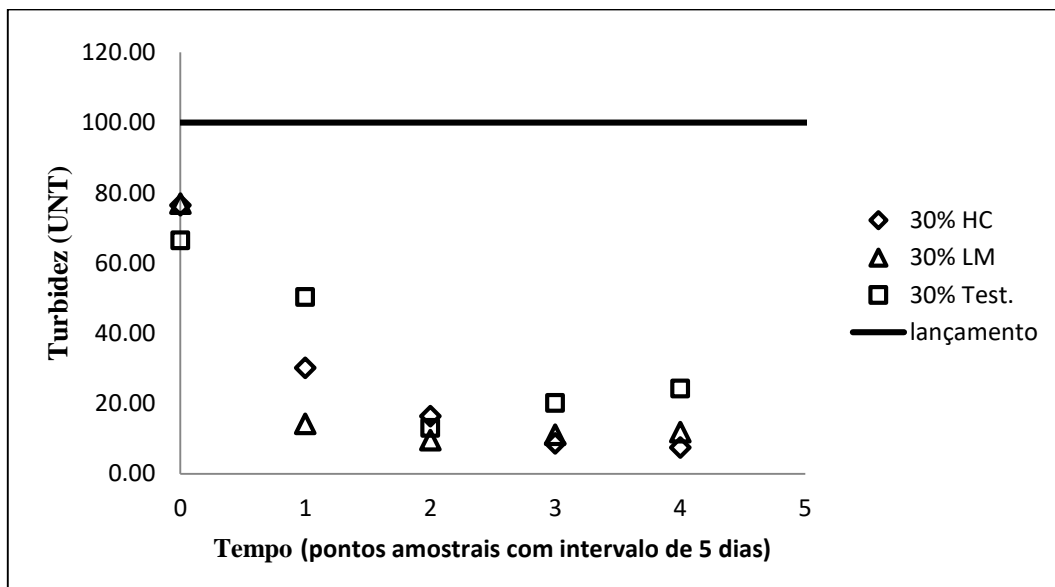
O tempo de detenção de 10 dias também foi o menor tempo em que houve uma maior redução da turbidez para o efluente a 30% (Tabela 7, Figura 17), sendo constatada diferença entre os tratamentos contendo plantas e o testemunha (Tabela 8).

Tabela 7 - ANOVA para os diferentes tempos de detenção na remoção da turbidez do efluente suinícola a 30%.

| Eficiência da remoção da turbidez |       |       |       |       |
|-----------------------------------|-------|-------|-------|-------|
| Efluente 30%                      | Dia 1 | Dia 2 | Dia 3 | Dia 4 |
| Dia 1                             | -     | <0,05 | <0,05 | <0,05 |
| Dia 2                             | <0,05 | -     | ns    | ns    |
| Dia 3                             | <0,05 | ns    | -     | ns    |
| Dia 4                             | <0,05 | ns    | ns    | -     |

Fonte: O autor (2018).

Figura 17 - Dinâmica da turbidez do efluente suinícola a 30% utilizando HC, LM e isento de plantas.



Fonte: O autor (2018).

Tabela 8 - ANOVA para as condições durante o melhor tempo de detenção para a diminuição da turbidez do efluente suinícola a 30%.

| Turbidez do efluente a 30% | Tempo de 10 dias de detenção |       |            |
|----------------------------|------------------------------|-------|------------|
|                            | HC                           | LM    | Testemunha |
| HC                         | -                            | ns    | <0,05      |
| LM                         | ns                           | -     | <0,05      |
| Testemunha                 | <0,05                        | <0,05 | -          |

Fonte: O autor (2018).

Foi observada diferença entre o uso ou a ausência de vegetais durante a diminuição da turbidez no efluente suinícola a 30% (aproximadamente 73 UNT), sendo alcançados os melhores resultados com o uso das plantas. Não foi constatada diferença significativa entre as eficiências das duas espécies avaliadas, em que os valores alcançados com o uso HC e LM foram, respectivamente, 74,6 e 84,9. Nesse sentido, a escolha da espécie a ser utilizada para tal finalidade deve estar embasada em princípios como o rendimento da produção de biomassa e/ou a composição fitoquímica da mesma, considerando através da última, suas potenciais aplicações.

### 5.3.1.3 Análise da eficiência da remoção da turbidez do efluente a 50%

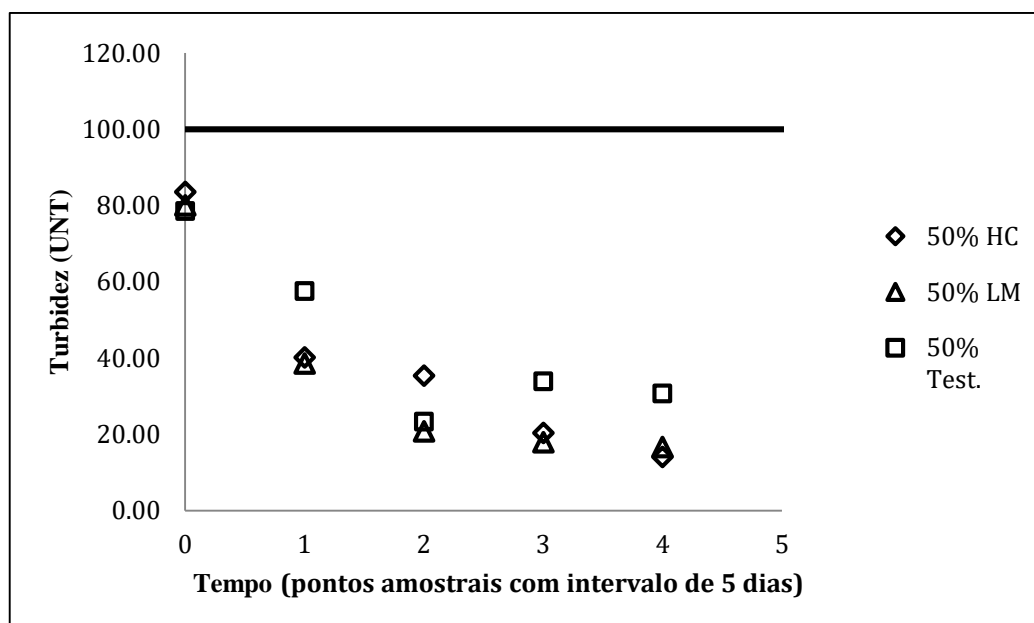
Já para o efluente a 50%, o menor tempo de detenção em houveram os melhores resultados foi o de 15 dias (Tabela 9, Figura 18), não existindo diferença significativa entre o uso ou não de macrófitas aquáticas na remoção da turbidez (Tabela 10).

Tabela 9 - ANOVA para os diferentes tempos de detenção na remoção da turbidez do efluente suinícola a 50%.

| Efluente 50% | Eficiência da remoção da turbidez |       |       |       |
|--------------|-----------------------------------|-------|-------|-------|
|              | Dia 1                             | Dia 2 | Dia 3 | Dia 4 |
| Dia 1        | -                                 | ns    | <0,05 | <0,05 |
| Dia 2        | ns                                | -     | <0,05 | <0,05 |
| Dia 3        | <0,05                             | <0,05 | -     | ns    |
| Dia 4        | <0,05                             | <0,05 | ns    | -     |

Fonte: O autor (2018).

Figura 18 - Dinâmica da turbidez do efluente suinícola a 50% utilizando HC, LM e isento de plantas.



Fonte: O autor (2018).

Tabela 10 – ANOVA para as condições durante o melhor tempo de detenção para a diminuição da turbidez do efluente suinícola a 50%.

| Turbidez do efluente a 50% | Tempo de 10 dias de detenção |    |            |
|----------------------------|------------------------------|----|------------|
|                            | HC                           | LM | Testemunha |
| HC                         | -                            | ns | ns         |
| LM                         | ns                           | -  | ns         |
| Testemunha                 | ns                           | ns | -          |

Fonte: O autor (2018).

#### 5.3.1.4 Conclusões sobre a avaliação da eficiência da remoção da turbidez

De acordo com as Figuras 16, 17 e 18 é possível observar que foram alcançados resultados satisfatórios para a redução da turbidez do efluente suinícola, sendo a atividade das plantas aquáticas, condicionadas a diluição de 30% (Tabela 11), em que a turbidez encontrava-se próximo de 73 UNT. Ainda, foi notável que a eficiência de remoção e o tempo de detenção foram proporcionais à amplitude da diluição utilizada.

Tabela 11 - Conclusões sobre a diminuição da turbidez.

|                | Tempo de detenção | Teor inicial (UNT) | Eficiência (%) | Condição         |
|----------------|-------------------|--------------------|----------------|------------------|
| Efluente a 10% | 10 dias           | 64,75              | 92,69          | HC, LM ou isento |
| Efluente a 30% | 10 dias           | 73,33              | 79,76          | HC ou LM         |
| Efluente a 50% | 15 dias           | 80,67              | 70,13          | HC, LM ou isento |

Fonte: O autor (2018).

Foi, ainda, perceptível que, durante os primeiros cinco dias de tratamento, houve uma acentuada diminuição da turbidez (26 – 91%), visto que, além da efetividade dos vegetais aquáticos na retirada de componentes da água através da interceptação radicular (SALES, 2011), houve a ação da sedimentação na diminuição desse parâmetro, uma vez que há uma correlação entre a quantidade de sólidos e a turbidez em corpos hídricos (FRANCO, 2009).

Ainda, segundo Esteves (1998), a diminuição da turbidez em ambientes aquáticos promove o aumento da produtividade primária, especialmente em função do aumento da quantidade de energia luminosa que adentra a coluna d'água. Por sua vez, os organismos fitoplanctônicos e perifícticos que se desenvolvem nessas condições, em especial, em altas concentrações de nutrientes, podem acentuar a eficiência da diminuição de outros parâmetros, como a concentração de nutrientes e demais parâmetros influenciados por estas, como a condutividade elétrica.

Além disso, devido à ação do metabolismo de carboidratos complexos durante a fotossíntese que caracteriza a produtividade primária, pode ocorrer o aumento da concentração de material orgânico na água, sendo tais processos acentuados quando a profundidade desses reservatórios é menor do que três metros (ESTEVES, 1998), como é o caso dos biorreatores utilizados no presente trabalho.

Estudos desenvolvidos com diferentes espécies de macrófitas aquáticas mostram que excelentes resultados podem ser obtidos através da fitorremediação para a remoção da turbidez em efluente suinícola. Para tanto, Tavares et al. (2008), em um estudo utilizando *Lemna valdiviana*, obtiveram remoções de turbidez que variaram em eficiência desde 11% até 98%, sendo tal variação, proporcional à concentração inicial de material orgânico e ainda, podendo

ser resultado da morte da comunidade de algas presente no efluente, propiciada pelo bloqueio da passagem de radiação luminosa causada pela planta em questão.

Além desta, o uso de *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia auriculata* possibilitaram, respectivamente, a remoção de 56,3, 53,3 e 71,6% da turbidez de efluente com dejetos líquidos de suínos com um tempo de detenção de 30 dias (PINAFFI, 2017), sendo tais resultados, satisfatórios, porém, menores do que os obtidos no presente estudo.

### 5.3.2 Condutividade Elétrica

A condutividade elétrica é uma medida da capacidade que a água possui em conduzir corrente elétrica, sendo esta, uma medida proporcional à quantidade de íons dissolvidos no meio.

Deu-se a avaliação da eficiência da diminuição do parâmetro da condutividade elétrica do efluente suinícola sob diferentes condições, sendo os resultados apresentados na Tabela 12.

Tabela 12 - Eficiência da diminuição da Condutividade Elétrica por HC, LM e controle.

| Diluição | Dia 1                              |      |       | Dia 2                              |      |       | Dia 3                              |      |       | Dia 4                              |      |       |
|----------|------------------------------------|------|-------|------------------------------------|------|-------|------------------------------------|------|-------|------------------------------------|------|-------|
|          | Redução condutividade elétrica (%) |      |       | Redução condutividade elétrica (%) |      |       | Redução condutividade elétrica (%) |      |       | Redução condutividade elétrica (%) |      |       |
|          | HC                                 | LM   | Test. | HC                                 | LM   | Test. | HC                                 | LM   | Test. | HC                                 | LM   | Test. |
| 10%      | 13,3                               | 17,8 | 15,7  | 42,5                               | 20,4 | 47,8  | 55,2                               | 44,3 | 59,6  | 63,1                               | 63,3 | 62,1  |
| 30%      | 23,7                               | --   | 36,4  | 42,9                               | 0,9  | 60,8  | 49,9                               | 29,9 | 60,3  | 66,1                               | 43,9 | 66,0  |
| 50%      | 36,6                               | --   | 31,1  | 56,9                               | 26,0 | 64,5  | 55,3                               | 36,4 | 63,1  | 60,3                               | 35,5 | 62,5  |

Fonte: O autor (2018).

#### 5.3.2.1 Análise da eficiência da diminuição da condutividade elétrica do efluente a 10%

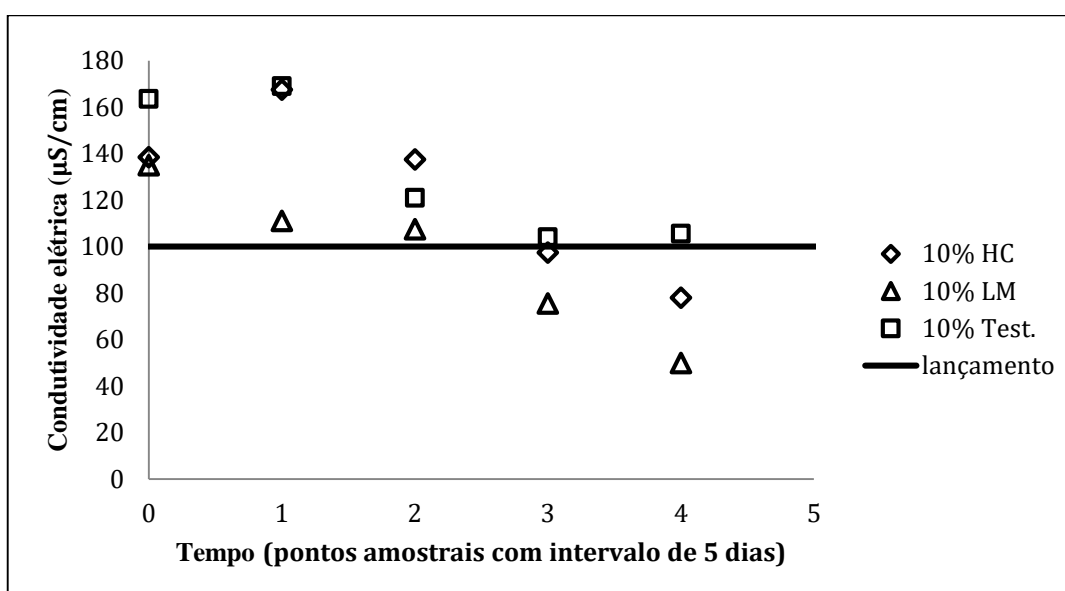
Para o efluente a 10%, o menor tempo de detenção em que foram constatados os melhores resultados foi com o período de 15 dias de tratamento (Tabela 13 e Figura 19), não havendo diferença significativa entre os tratamentos usando as plantas aquáticas e o testemunha ( $p=0.554$ ), sendo, em contrapartida, alcançada uma eficiência média de 40% na redução da condutividade elétrica.

Tabela 13 - ANOVA para os diferentes tempos de detenção na diminuição da condutividade elétrica do efluente suinícola a 10%.

| Efluente 10% | Eficiência da remoção da condutividade elétrica |       |       |       |
|--------------|---|-------|-------|-------|
|              | Dia 1   | Dia 2 | Dia 3 | Dia 4 |
| Dia 1        | -   | <0,05 | <0,05 | <0,05 |
| Dia 2        | <0,05   | -     | <0,05 | <0,05 |
| Dia 3        | <0,05   | <0,05 | -     | ns    |
| Dia 4        | <0,05   | <0,05 | ns    | -     |

Fonte: O autor (2018).

Figura 19 - Dinâmica da condutividade elétrica do efluente a 10% utilizando HC, LM e isento de plantas.



Fonte: O autor (2018).

### 5.3.2.2 Análise da eficiência da diminuição da condutividade elétrica do efluente a 30%

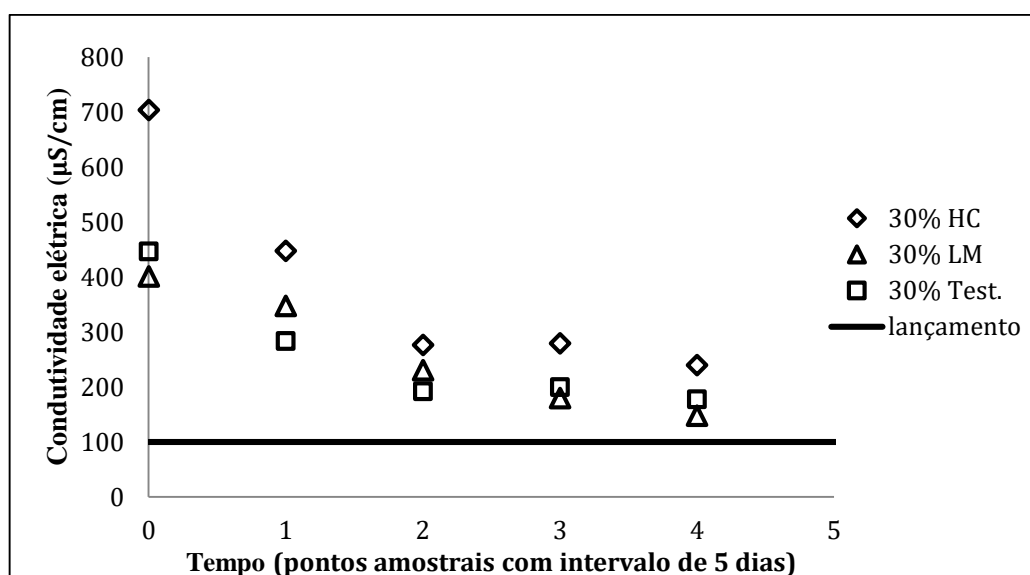
Já com o efluente suinícola diluído a 30%, os melhores resultados para a diminuição da condutividade elétrica foram alcançados com 10 dias de detenção (Tabela 14, Figura 20), sendo visualizada diferença significativa entre as condições estudadas durante esse período (Tabelas 15 e 12), em que o tratamento isento de plantas apresentou os melhores resultados (57%). Em contrapartida, para HC e LM foram atingidas eficiências médias de 42,5 e 42,9%, respectivamente.

Tabela 14 - ANOVA para os diferentes tempos de detenção na diminuição da condutividade elétrica do efluente suinícola a 30%.

| Eficiência da remoção da condutividade elétrica |       |       |       |       |
|---|-------|-------|-------|-------|
| Efluente 30%                                    | Dia 1 | Dia 2 | Dia 3 | Dia 4 |
| Dia 1   | -     | <0,05 | <0,05 | <0,05 |
| Dia 2   | <0,05 | -     | ns    | <0,05 |
| Dia 3   | <0,05 | ns    | -     | ns    |
| Dia 4   | <0,05 | <0,05 | ns    | -     |

Fonte: O autor (2018).

Figura 20 - Dinâmica da condutividade elétrica do efluente a 30% utilizando HC, LM e isento de plantas.



Fonte: O autor (2018).

Tabela 15 - ANOVA para as condições durante o melhor tempo de detenção para a diminuição da condutividade elétrica do efluente suinícola a 30%.

| Condutividade elétrica do efluente a 30% | Tempo de 10 dias de detenção |       |            |
|--|------------------------------|-------|------------|
|  | HC                           | LM    | Testemunha |
| HC                                       | -                            | ns    | <0,05      |
| LM                                       | ns                           | -     | <0,05      |
| Testemunha                               | <0,05                        | <0,05 | -          |

Fonte: O autor (2018).

### 5.3.2.3 Análise da eficiência da diminuição da condutividade elétrica do efluente a 50%

Para o efluente a 50%, os melhores resultados para a diminuição da condutividade elétrica foram alcançados com 10 dias de detenção (Tabela 16, Figura 21), em que HC foi mais efetivo



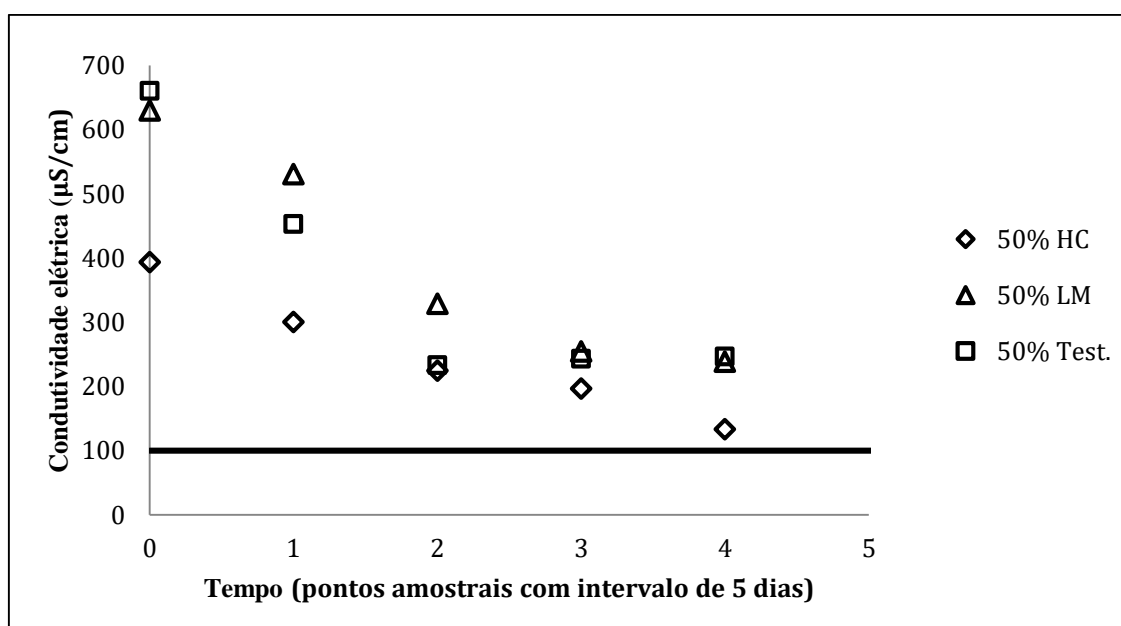
que LM, porém, não apresentando diferença significativa em relação à testemunha (Tabelas 17 e 12).

Tabela 16 - ANOVA para os diferentes tempos de detenção na diminuição da condutividade elétrica do efluente suinícola a 50%.

| Eficiência da remoção da condutividade elétrica |       |       |       |       |
|---|-------|-------|-------|-------|
| Efluente 50%                                    | Dia 1 | Dia 2 | Dia 3 | Dia 4 |
| Dia 1   | -     | <0,05 | <0,05 | <0,05 |
| Dia 2   | <0,05 | -     | ns    | ns    |
| Dia 3   | <0,05 | ns    | -     | ns    |
| Dia 4   | <0,05 | ns    | ns    | -     |

Fonte: O autor (2018).

Figura 21 - Dinâmica da condutividade elétrica do efluente a 50% utilizando HC, LM e isento de plantas.



Fonte: O autor (2018).

Tabela 17 - ANOVA para as condições durante o melhor tempo de detenção para a diminuição da condutividade elétrica do efluente suinícola a 50%.

| Condutividade elétrica do efluente a 50% | Tempo de 10 dias de detenção |       |            |
|--|------------------------------|-------|------------|
|  | HC                           | LM    | Testemunha |
| HC                                       | -                            | ns    | <0,05      |
| LM                                       | ns                           | -     | <0,05      |
| Testemunha                               | <0,05                        | <0,05 | -          |

Fonte: O autor (2018).

#### 5.3.2.4 Conclusões sobre a avaliação da eficiência da diminuição da condutividade elétrica

Foi realizada a avaliação da diminuição da condutividade elétrica do efluente suinícola diluído a 10, 30 e 50% por meio da utilização de duas espécies de macrófitas aquáticas, em que, os melhores tempos de detenção e condições utilizadas para cada diluição são apresentados na Tabela 18.

Tabela 18 - Conclusões sobre a diminuição da condutividade elétrica.

|                | Tempo de detenção | Teor inicial<br>( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) | Eficiência (%) | Condição ideal   |
|----------------|-------------------|---|----------------|------------------|
| Efluente a 10% | 15 dias           | 145,67                                      | 36,90          | HC, LM ou isento |
| Efluente a 30% | 10 dias           | 413,50                                      | 56,95          | Isento           |
| Efluente a 50% | 10 dias           | 664,67                                      | 62,66          | HC ou isento     |

Fonte: O autor (2018).

De acordo com a Tabela 18, a diminuição do tempo de detenção foi proporcional ao aumento da condutividade elétrica, sendo essa condicionada pelo fator de diluição utilizado. Ainda nesse sentido, as condições ideais obtidas em cada diluição não remetem-se ao uso das plantas como alternativas para a diminuição da condutividade elétrica em efluente suinícola, mostrando assim que, dependendo dos valores de condutividade elétrica, não há uma real diferença entre o uso ou não de HC ou LM na diminuição desse parâmetro.

Os resultados encontrados corroboram com os achados de Henry-Silva e Camargo (2008), em que não houve influência do uso de *E. crassipes* e *P. stratiotes* na diminuição desse mesmo parâmetro. Diferente disso, alguns estudos demonstraram valores positivos para a eficiência da remoção desse mesmo parâmetro utilizando plantas aquáticas.

Pinaffi (2017), constatou o destaque de *E. crassipes* na diminuição da condutividade elétrica de dejetos líquidos de suínos como um tempo de detenção de 30 dias, em que foi obtida uma eficiência de 92% de diminuição para esse parâmetro. Em oposição à diferença estatística encontrada para a espécie pela mesma autora, não foi constatada diferença entre a efetividade de *S. natans* e *P. stratiotes* em relação à testemunha na diminuição da condutividade elétrica do efluente suinícola, mostrando que nem sempre os vegetais aquáticos são efetivos para a remoção desse parâmetro.

### 5.3.3 Matéria orgânica

A avaliação da dinâmica do parâmetro de MO foi realizado por meio do método do OC. Os resultados obtidos com a avaliação da eficiência da remoção desse parâmetro, são apresentados na Tabela 19.

Tabela 19 - Resultados da eficiência da remoção da MO de efluente suinícola por meio de HC, LM e pelo tratamento isento de plantas.

| Tratamento | 5° dia            |      |       | 10° dia           |      |       | 15° dia           |      |       | 20° dia           |      |       |
|------------|-------------------|------|-------|-------------------|------|-------|-------------------|------|-------|-------------------|------|-------|
|            | Remoção de MO (%) |      |       | Remoção de MO (%) |      |       | Remoção de MO (%) |      |       | Remoção de MO (%) |      |       |
|            | HC                | LM   | Test. | HC                | LM   | Test. | HC                | LM   | Test. | HC                | LM   | Test. |
| 10%        | 53,6              | 49,8 | 50,5  | 62,3              | 58,0 | 55,5  | 59,6              | 48,1 | 55,5  | 61,8              | 45,4 | 59,3  |
| 30%        | 63,0              | 71,7 | 62,9  | 72,3              | 73,0 | 70,5  | 69,7              | 72,9 | 70,5  | 72,4              | 71,0 | 74,5  |
| 50%        | 80,7              | 84,2 | 82,0  | 85,5              | 85,0 | 82,4  | 85,8              | 85,6 | 82,4  | 88,2              | 86,8 | 86,9  |

Fonte: O autor (2018).

### 5.3.3.1 Avaliação da remoção da MO com o efluente suinícola a 10%

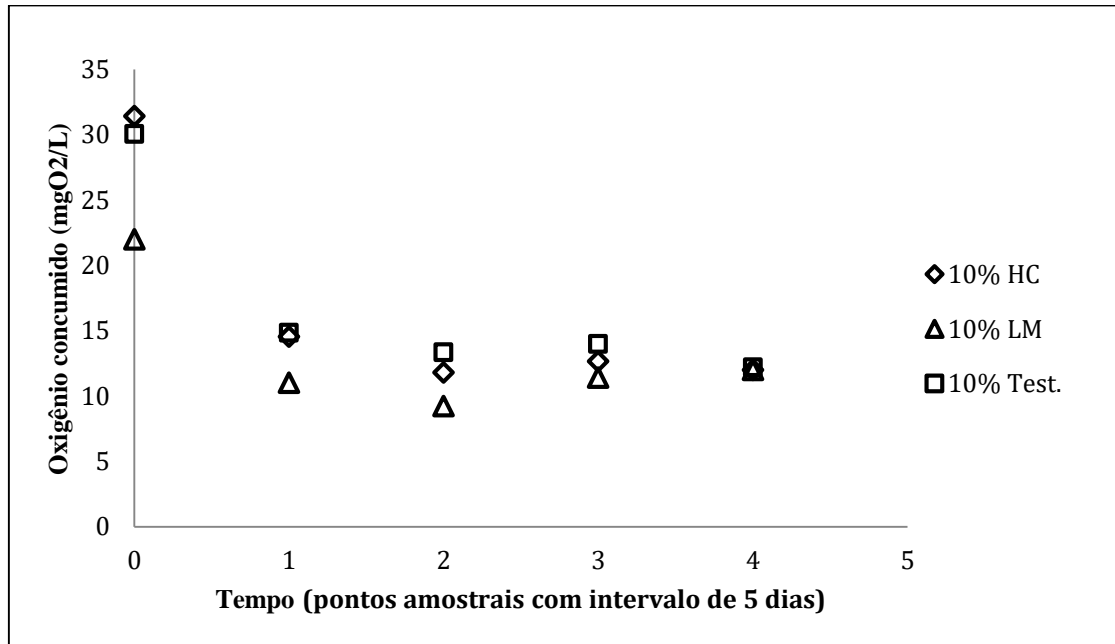
A avaliação da remoção da MO do efluentes suinícola a 10% revelou que, o menor tempo de detenção em que houve significativa eficiência na diminuição desse parâmetro foi no período de 10 dias (Tabelas 20 e 19, Figura 22).

Tabela 20- ANOVA para os diferentes tempos de detenção na diminuição da MO do efluente suinícola a 10%.

| Efluente 10% | Eficiência da remoção da MO |       |       |       |
|--------------|-----------------------------|-------|-------|-------|
|              | Dia 1                       | Dia 2 | Dia 3 | Dia 4 |
| Dia 1        | -                           | <0,05 | ns    | ns    |
| Dia 2        | <0,05                       | -     | ns    | ns    |
| Dia 3        | ns                          | ns    | -     | ns    |
| Dia 4        | ns                          | ns    | ns    | -     |

Fonte: O autor (2018).

Figura 22 - Avaliação da remoção da MO por meio do método do OC no efluente suinícola diluído a 10%.



Fonte: O autor (2018).

Para esse tempo de detenção (10 dias), foi realizada uma comparação entre as condições testadas (HC, LM e tratamento isento de plantas), e para tanto, não foi constatada diferença significativa entre o uso ou não de plantas para essa diluição, sendo entretanto, alcançada uma eficiência média de remoção de MO de 58.59%.

### 5.3.3.2 Avaliação da remoção da MO com o efluente suinícola a 30%

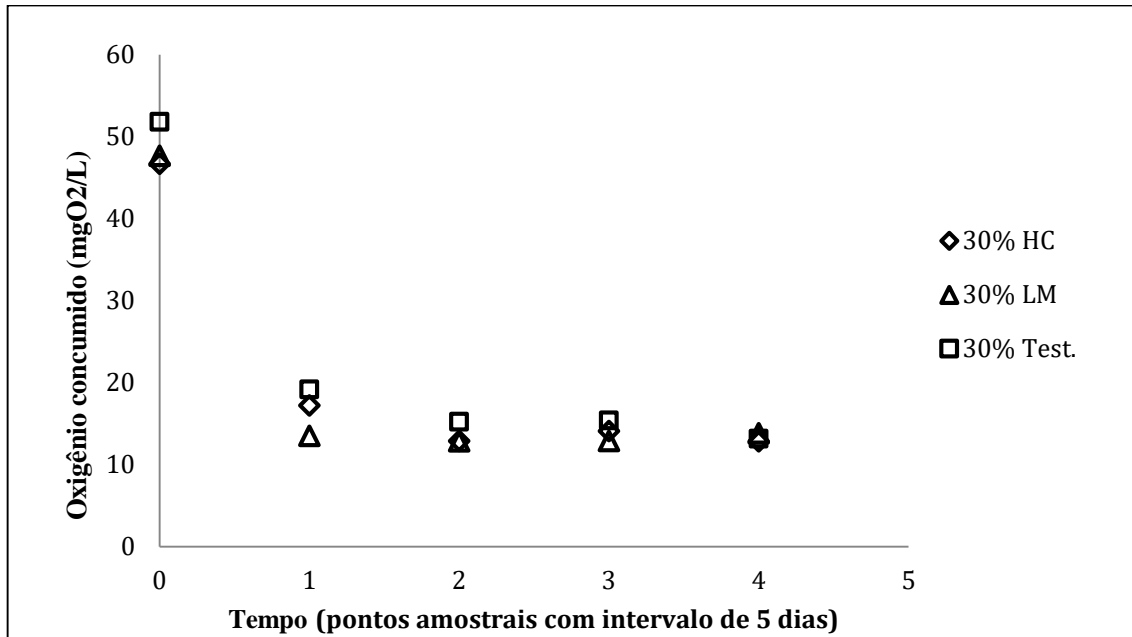
Assim como para o efluente a 10, na diluição de 30%, o melhor tempo de detenção também foi o de 10 dias (Tabela 21 e 19, Figura 23), sendo que não houve diferença significativa entre o uso ou não de plantas ( $p=0.537$ ), porém, sendo obtida uma eficiência média de remoção de 71.93% da MO.

Tabela 21 - ANOVA para os diferentes tempos de detenção na diminuição da MO do efluente suinícola a 30%.

| Efluente 30% | Eficiência da remoção da MO |       |       |       |
|--------------|-----------------------------|-------|-------|-------|
|              | Dia 1                       | Dia 2 | Dia 3 | Dia 4 |
| Dia 1        | -                           | <0,05 | <0,05 | <0,05 |
| Dia 2        | <0,05                       | -     | ns    | ns    |
| Dia 3        | <0,05                       | ns    | -     | ns    |
| Dia 4        | <0,05                       | ns    | ns    | -     |

Fonte: O autor (2018).

Figura 23 - Avaliação da remoção da MO por meio do método do OC no efluente suinícola diluído a 30%.



Fonte: O autor (2018).

### 5.3.3.3 Avaliação da remoção da MO com o efluente suinícola a 50%

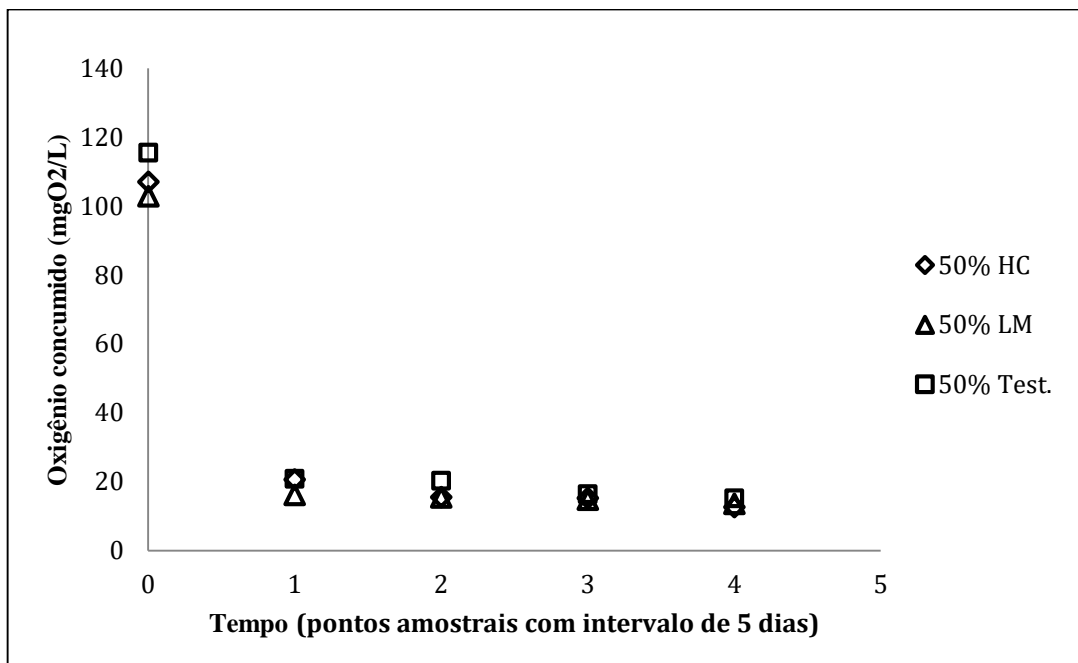
Para o efluente a 50%, o tempo de detenção ideal foi de 10 dias (Tabelas 22 e 19, Figura 24), sendo que os melhores resultados para a eficiência da remoção da MO do efluente suinícola foram alcançados com a utilização de HC (85,47%) (Tabelas 23 e 19).

Tabela 22 - ANOVA para os diferentes tempos de detenção na diminuição da MO do efluente suinícola a 50%.

| Efluente 50% | Eficiência da remoção da MO |       |       |       |
|--------------|-----------------------------|-------|-------|-------|
|              | Dia 1                       | Dia 2 | Dia 3 | Dia 4 |
| Dia 1        | -                           | <0,05 | <0,05 | <0,05 |
| Dia 2        | <0,05                       | -     | ns    | <0,05 |
| Dia 3        | <0,05                       | ns    | -     | ns    |
| Dia 4        | <0,05                       | <0,05 | ns    | -     |

Fonte: O autor (2018).

Figura 24 - Avaliação da remoção da MO por meio do método do OC no efluente suinícola diluído a 50%.



Fonte: O autor (2018).

Tabela 23 - ANOVA para as condições durante o melhor tempo de detenção para a diminuição da MO do efluente suinícola a 50%.

| Remoção de MO do efluente a 50% | Tempo de 10 dias de detenção |    |            |
|---------------------------------|------------------------------|----|------------|
|                                 | HC                           | LM | Testemunha |
| HC                              | -                            | ns | <0,05      |
| LM                              | ns                           | -  | ns         |
| Testemunha                      | <0,05                        | ns | -          |

Fonte: O autor (2018).

#### 5.3.3.4 Conclusões sobre a avaliação da eficiência da diminuição da MO

Os valores para as eficiências da diminuição do OC mostraram resultados satisfatórios, sendo tais valores proporcionais ao teor inicial de O<sub>2</sub> gasto na degradação química da MO existente na água residuária (Tabela 24).

Ainda nesse sentido, para todas as diluições, o tempo de detenção ideal foi o mesmo (10 dias), havendo, em contrapartida, a real efetividade do HC na remoção de MO apenas para o efluente a 50% (teor inicial de aproximadamente 108 mg O<sub>2</sub>/L).

Tabela 24 - Conclusões sobre a diminuição dos valores de OC.

|                | Tempo de detenção | Teor inicial<br>(mg O <sub>2</sub> /L) | Eficiência<br>(%) | Condição ideal   |
|----------------|-------------------|--|-------------------|------------------|
| Efluente a 10% | 10 dias           | 27,84                                  | 58,59             | HC, LM ou isento |
| Efluente a 30% | 10 dias           | 48,74                                  | 71,93             | HC, LM ou isento |
| Efluente a 50% | 10 dias           | 108,45                                 | 85,47             | HC               |

Fonte: O autor (2018).

Tavares et al. (2008), ao conduzir um experimento utilizando *L. valdiviana*, constataram eficiências de remoção máxima de aproximadamente 95% quando o teor inicial de DQO foi 400 mg O<sub>2</sub>/L. Em contrapartida, neste mesmo trabalho não foi realizada comparação alguma em relação aos tratamentos isentos de plantas.

Ainda nesse viés, Schiller et al. (2017) ao utilizar *Spirodela polyrhiza* no tratamento de esgoto doméstico, alcançaram 88% de remoção aos 42 dias de detenção. Em comparação com o presente estudo, HC apresentou resultados semelhantes, porém, com apenas 10 dias de detenção.

Além destes, em um estudo comparativo entre o uso de três espécies de macrófitas aquáticas para o tratamento de efluentes suinícolas, ao fim de 30 dias de experimento, não constatou-se diferença entre os tratamentos contendo plantas e o testemunha, porém, foram alcançadas 84,3% de remoção para *E. crassipes*, 85,4% para *P. stratiotes* e 87,2% para *S. auriculata* (PINAFFI, 2017).

Ainda no mesmo estudo, a autora relatou 83,5% de remoção da DQO no tratamento isento de plantas. Nesse sentido, Shah et al. (2014) afirmam que, apesar das plantas promoverem inúmeros processos que culminam na remediação de poluentes da água (sedimentação, filtração, eficiência de captação/remoção, adsorção e formação de compostos sólidos), a maior parte da degradação da MO é realizada por meio de microrganismos, os quais podem estabelecer relações simbióticas com as plantas, como é o caso da comunidade perifítica.

Nesse sentido, a remoção da MO é ampliada em sistemas de tratamento de efluentes em que ocorra a presença de macrófitas aquáticas. De antemão, o manejo adequado dessas unidades deve ser priorizado, em especial no que diz respeito a destinação da biomassa vegetal gerada.

A retirada da biomassa produzida deve ser, portanto, uma prática adotada no intuito de evitar que os nutrientes e, inclusive todo o carbono fixado, voltem ao sistema quando ocorre a senescência das plantas, o que pode gerar novas contaminações.

### 5.3.4 Fósforo Total

Os resultados obtidos com a avaliação da eficiência da remoção do PT são apresentados na Tabela 25.

Tabela 25 - Resultados da eficiência da remoção do PT de efluente suinícola por meio de HC, LM e pelo tratamento isento de plantas.

| Tratamento | 5° Dia            |      |       | 10° dia           |      |       | 15° dia           |      |       | 20° dia           |      |       |
|------------|-------------------|------|-------|-------------------|------|-------|-------------------|------|-------|-------------------|------|-------|
|            | Remoção de PT (%) |      |       | Remoção de PT (%) |      |       | Remoção de PT (%) |      |       | Remoção de PT (%) |      |       |
|            | HC                | LM   | Test. | HC                | LM   | Test. | HC                | LM   | Test. | HC                | LM   | Test. |
| 10%        | 14,2              | 78,2 | 49    | 6                 | 78,5 | 30,4  | --                | 78   | 23,4  | --                | 88,5 | 6,6   |
| 30%        | --                | --   | --    | --                | 17   | --    | --                | 13   | --    | --                | 34   | --    |
| 50%        | --                | --   | --    | 10,2              | --   | 56,3  | --                | 22,8 | --    | --                | --   | --    |

-- (não houve remoção). Fonte: O autor (2018).

#### 5.3.4.1 Avaliação da diminuição do PT com o efluente diluído a 10%

Para o efluente a 10%, os melhores resultados foram obtidos com o tempo de detenção de cinco dias (Tabelas 26 e 25, Figura 25).

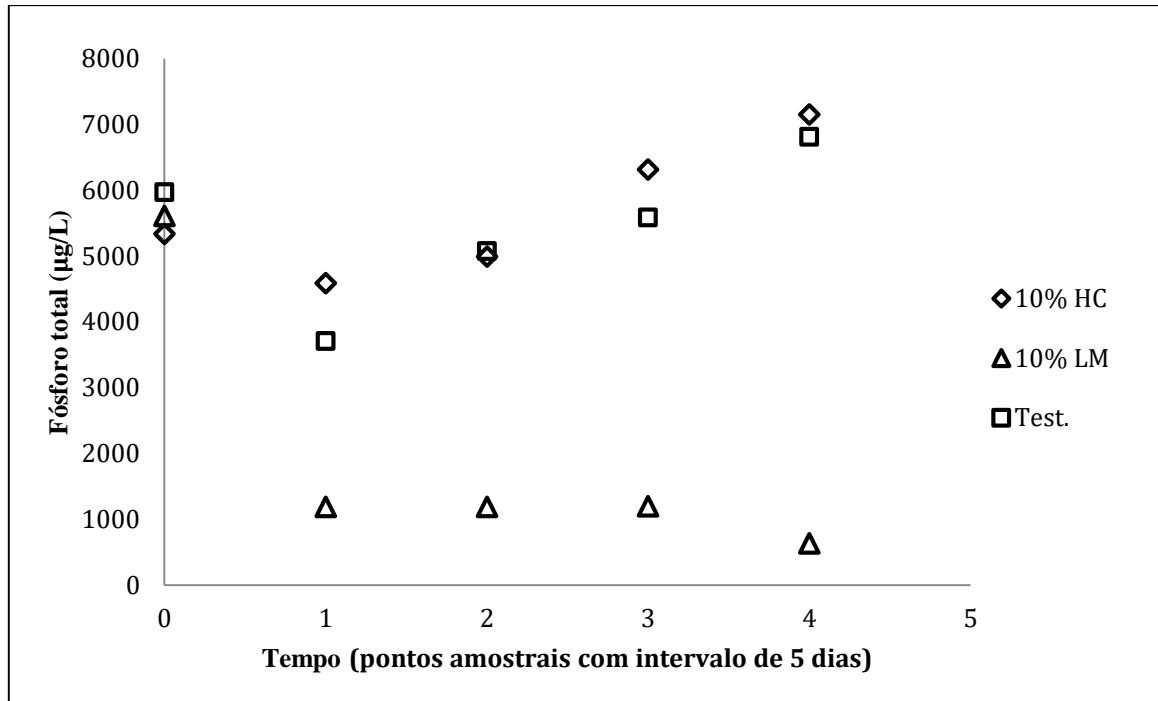
Tabela 26 - ANOVA para os diferentes tempos de detenção na remoção do PT do efluente a 10%.

| Efluente 10% | Eficiência da remoção de PT |       |       |       |
|--------------|-----------------------------|-------|-------|-------|
|              | Dia 1                       | Dia 2 | Dia 3 | Dia 4 |
| Dia 1        | -                           | ns    | ns    | <0,05 |
| Dia 2        | ns                          | -     | ns    | ns    |
| Dia 3        | ns                          | ns    | -     | ns    |
| Dia 4        | <0,05                       | ns    | ns    | -     |

Fonte: O autor (2018).



Figura 25 - Avaliação da remoção do PT no efluente suinícola diluído a 10%.



Fonte: O autor (2018).

Nesse sentido, foi realizada a comparação entre os resultados obtidos com o tempo de cinco dias (Tabelas 27 e 25), e com isso, foi constatada diferença significativa entre todas as comparações, sendo que a maior média obtida foi com a utilização de LM, com eficiência de remoção de 78,2%, apresentando assim os melhores resultados para a diminuição do PT no efluente suinícola com carga inicial média igual a 5,92 mg/L.

Tabela 27 - ANOVA para as condições durante o melhor tempo de detenção para a diminuição da MO do efluente suinícola a 10%.

| Efluente a 10% | Tempo de cinco dias de detenção |       |            |
|----------------|---------------------------------|-------|------------|
|                | HC                              | LM    | Testemunha |
| HC             | -                               | <0,05 | <0,05      |
| LM             | <0,05                           | -     | <0,05      |
| Testemunha     | <0,05                           | <0,05 | -          |

Fonte: O autor (2018).

#### 5.3.4.2 Avaliação da diminuição do PT com o efluente diluído a 30%

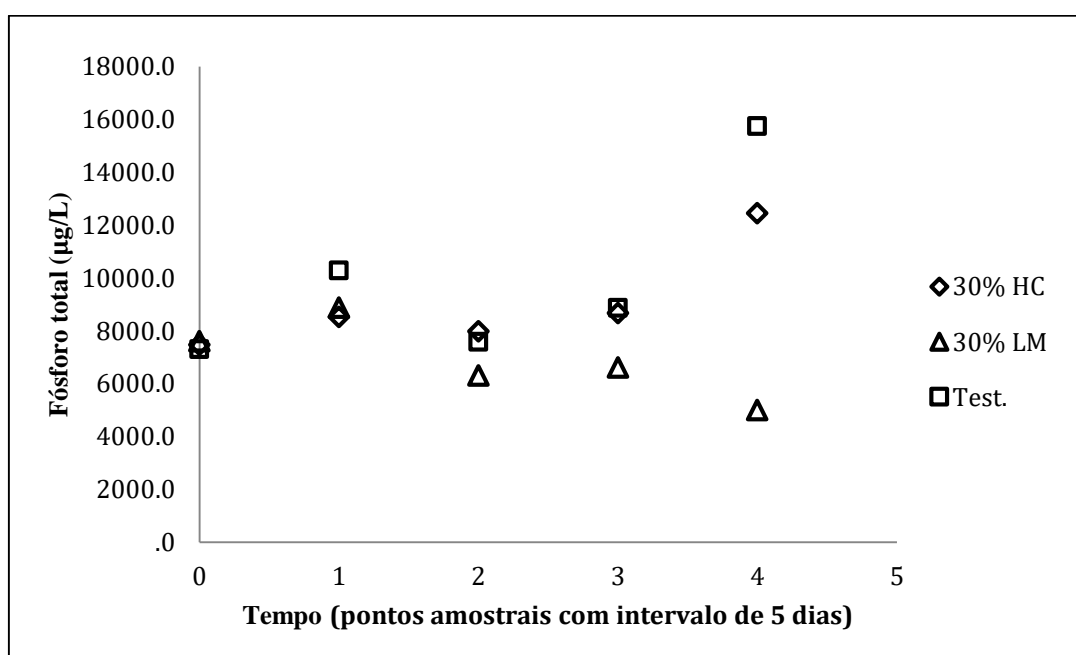
Para o efluente a 30%, os melhores resultados alcançados durante o tempo de detenção de 10 dias (Tabelas 28 e 25, Figura 26).

Tabela 28 - ANOVA para os diferentes tempos de detenção na diminuição do PT do efluente suinícola a 30%.

| Eficiência da remoção de PT |       |       |       |       |
|-----------------------------|-------|-------|-------|-------|
| Efluente 30%                | Dia 1 | Dia 2 | Dia 3 | Dia 4 |
| Dia 1                       | -     | ns    | ns    | ns    |
| Dia 2                       | ns    | -     | ns    | <0,05 |
| Dia 3                       | ns    | ns    | -     | ns    |
| Dia 4                       | ns    | <0.05 | ns    | -     |

Fonte: O autor (2018).

Figura 26 - Avaliação da remoção do PT no efluente suinícola diluído a 30%.



Fonte: O autor (2018).

Dentre as condições testadas para o tempo de 10 dias, LM apresentou a melhor eficiência para a diminuição da carga de PT do efluente (17%) (Tabelas 29 e 25).

Tabela 29 - ANOVA para as condições durante o melhor tempo de detenção para a diminuição da MO do efluente suinícola a 30%.

| Efluente a 30% | Tempo de 10 dias de detenção |       |            |
|----------------|------------------------------|-------|------------|
|                | HC                           | LM    | Testemunha |
| HC             | -                            | ns    | ns         |
| LM             | ns                           | -     | <0,05      |
| Testemunha     | ns                           | <0,05 | -          |

Fonte: O autor (2018).

### 5.3.4.3 Avaliação da diminuição do PT com o efluente diluído a 50%

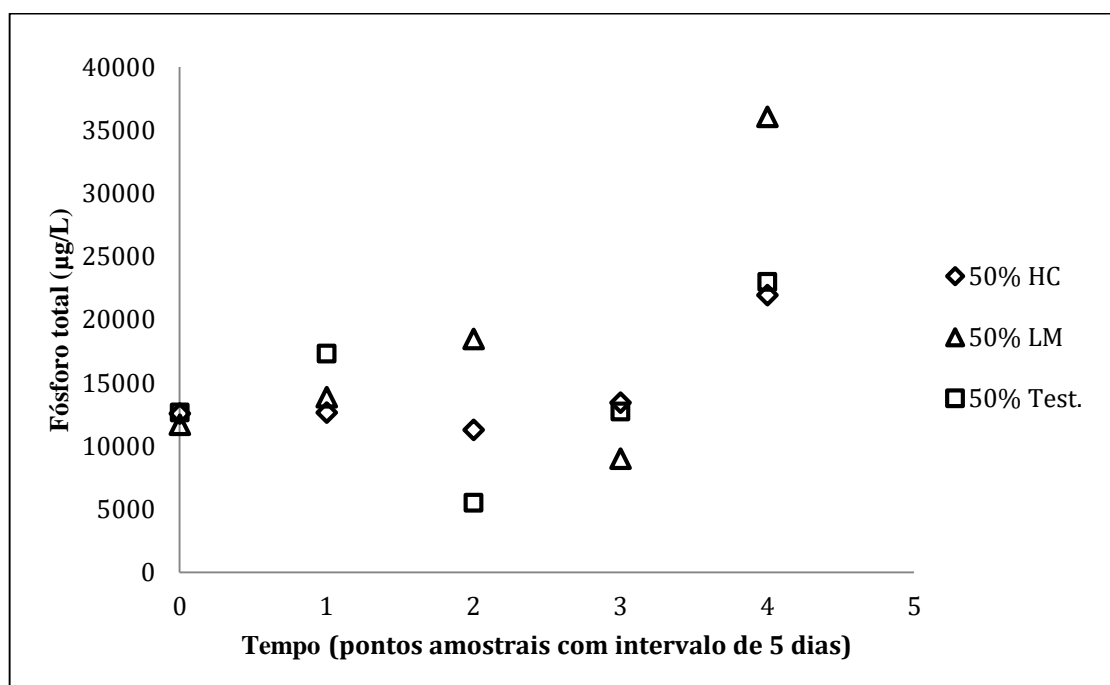
Os resultados obtidos durante a avaliação do tempo de detenção em que houveram os melhores resultados na diminuição do parâmetro do PT com o efluente diluído a 50% são apresentados na Tabela 30, sendo que nesse sentido, assim como para o efluente a 30%, o tempo de detenção em que houveram os melhores resultados foi o de 10 dias (Tabela 25, Figura 27).

Tabela 30 - ANOVA para os diferentes tempos de detenção na diminuição do PT do efluente suinícola a 50%.

| Eficiência da remoção de PT |       |       |       |       |
|-----------------------------|-------|-------|-------|-------|
| Efluente 50%                | Dia 1 | Dia 2 | Dia 3 | Dia 4 |
| Dia 1                       | -     | ns    | ns    | <0,05 |
| Dia 2                       | ns    | -     | ns    | <0,05 |
| Dia 3                       | ns    | ns    | -     | 0,05  |
| Dia 4                       | <0,05 | <0,05 | <0,05 | -     |

Fonte: O autor (2018).

Figura 27 - Avaliação da remoção do PT no efluente a 50%.



Fonte: O autor (2018).

A Tabela 31 expressa a ANOVA para as diferentes condições de tratamento com o tempo de 10 dias de detenção, sendo que houve diferença significativa entre todas as comparações. Analisando as Tabela 25, vê-se que o melhor resultado foi alcançado no tratamento isento de plantas (56,3 %).

Tabela 31 - ANOVA para as condições durante o melhor tempo de detenção para a diminuição do PT do efluente suinícola a 50%.

| Efluente a 50% | Tempo de 10 dias de detenção |       |            |
|----------------|------------------------------|-------|------------|
|                | HC                           | LM    | Testemunha |
| HC             | -                            | <0,05 | <0,05      |
| LM             | <0,05                        | -     | <0,05      |
| Testemunha     | <0,05                        | <0,05 | -          |

Fonte: O autor (2018).

#### 5.3.4.4 Conclusões sobre a remoção de PT do efluente suinícola utilizando plantas aquáticas

De uma forma geral, as melhores remoções do parâmetro PT foram condicionadas pela ação de LM quando os valores iniciais estavam numa faixa de 5,92 até 7,76 mg de PT por L (10 e 30% de efluente, respectivamente) (Tabela 32).

Tabela 32 - Conclusões sobre a remoção de PT do efluente suinícola.

|                | Tempo de detenção | Teor inicial (mg/L) | Eficiência (%) | Condição ideal |
|----------------|-------------------|---------------------|----------------|----------------|
| Efluente a 10% | 5 dias            | 5,92                | 78,2           | LM             |
| Efluente a 30% | 10 dias           | 7,76                | 17             | LM             |
| Efluente a 50% | 10 dias           | 12,31               | 56,3           | Isento         |

Fonte: O autor (2018).

Além disso, foi notável que, em baixas concentrações de PT, ocorre uma melhor efetividade com o uso de LM, sendo que nessas condições, foram necessários apenas cinco dias de detenção para atingir aproximadamente 78% de remoção desse parâmetro no efluente suinícola a 10%. Ademais, para a diluição do efluente a 50% e conseqüente maior concentração de PT (12,31 mg/L), a melhor condição foi o tratamento isento de plantas, isso pode ter sido ocasionado pela morte de algumas plantas ou de partes das mesmas, que ao entrarem em decomposição, teriam liberado componentes fosfatados na água, inviabilizando o processo.

Em relação a diminuição do PT em efluentes líquidos, Schiller et al. (2017), constataram 80% de eficiência de remoção utilizando *Spirodela polyrhiza* com sete dias de detenção quando a concentração inicial de PT foi de 3,3 mg/L. Apesar da concentração utilizada por esses autores tenha sido menor que as do presente trabalho, o tempo necessário para atingir tais eficiências de remoção foram semelhantes.

Além deste, Pinaffi (2017), constatou uma redução de 39% da carga total de fósforo de efluente suinícola utilizando *E. crassipes*, sendo que em contrapartida, nos demais tratamentos

utilizados pela autora, foi constatado um aumento nos valores para esse parâmetro com 30 dias de detenção.

Mohedano (2010), obteve 95% da remoção de PT ao utilizar duas lagoas seriadas utilizando *Landoltia punctata*, sendo esse valor superior ao encontrado no presente estudo. Ainda, Loures et al. (2005), ao utilizar um sistema cultivado com capim-coastcross (*Cynodon dactylon*) com escoamento superficial para o tratamento de esgoto doméstico, constatou taxas de remoção de até 47,46% para PT.

É sabido, no entanto, que o PT pode ser o resultado do somatório das frações de todas as formas moleculares de fósforo presentes em uma matriz hídrica, indo desde os fosfatos componentes do material genético (DNA) das células presentes, até aos OFs dissolvidos na água. Para este último, deve ser dada uma maior importância, uma vez que, ao ser a forma preferencialmente assimilável pelas plantas e microrganismos, tais elementos podem ser limitantes no processo de remoção biológica do fósforo no tratamento terciário de efluentes.

### 5.3.5 Ortofosfatos

Os resultados obtidos com a remoção de OF do efluente suinícola são apresentados na Tabela 33.

Tabela 33 - Resultados da eficiência da remoção do OF de efluente suinícola por meio de HC, LM e pelo tratamento isento de plantas.

| Tratamento | 5° Dia            |       |       | 10° dia           |       |       | 15° dia           |       |       | 20° dia           |       |       |
|------------|-------------------|-------|-------|-------------------|-------|-------|-------------------|-------|-------|-------------------|-------|-------|
|            | Remoção de OF (%) |       |       | Remoção de OF (%) |       |       | Remoção de OF (%) |       |       | Remoção de OF (%) |       |       |
|            | HC                | LM    | Test. | HC                | LM    | Test. | HC                | LM    | Test. | HC                | LM    | Test. |
| 10%        | 14.8%             | 92.4% | 14.1% | --                | 84.0% | 19.0% | --                | 87.5% | --    | --                | 88.6% | --    |
| 30%        | 52.3%             | 82.0% | 27.5% | 34.4%             | 48.6% | 25.1% | --                | --    | --    | 29.5%             | 44.0% | 1.5%  |
| 50%        | 44.5%             | 46.0% | 54.9% | 28.8%             | 17.7% | 60.2% | --                | --    | --    | 31.5%             | 28.6% | 38.0% |

Fonte: O autor (2018).

#### 5.3.5.1 Avaliação da remoção do OF com o efluente a 10%

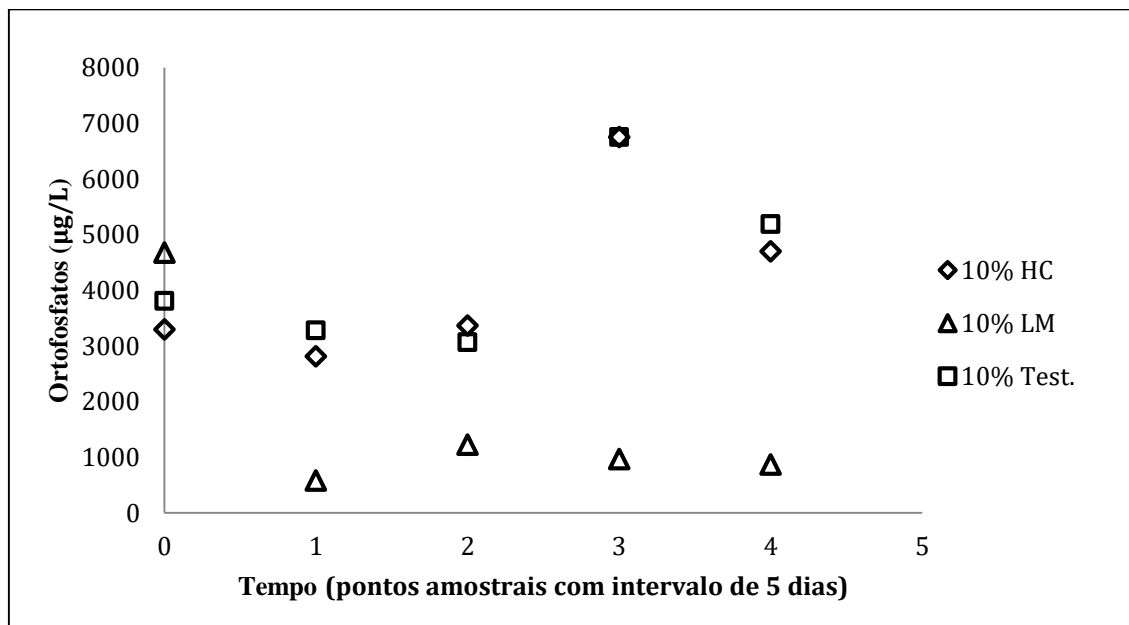
Foi realizada a avaliação do melhor tempo de detenção em que foram alcançados os melhores resultados para a remoção de OFs do efluente diluído a 10%, sendo que para tanto, o período de cinco dias mostrou as melhores eficiências de remoção para esse nutriente (Tabela 34 e 33, Figura 28).

Tabela 34 - ANOVA para os diferentes tempos de detenção na remoção do OF do efluente suinícola a 10%.

| Eficiência da remoção de OF |       |       |       |       |
|-----------------------------|-------|-------|-------|-------|
| Efluente 10%                | Dia 1 | Dia 2 | Dia 3 | Dia 4 |
| Dia 1                       | -     | ns    | <0,05 | ns    |
| Dia 2                       | ns    | -     | <0,05 | ns    |
| Dia 3                       | <0,05 | <0,05 | -     | ns    |
| Dia 4                       | ns    | ns    | ns    | -     |

Fonte: O autor (2018).

Figura 28 - Dinâmica do OF durante o pós-tratamento do efluente suinícola a 10%.



Fonte: O autor (2018).

Ainda nesse viés, deu-se a comparação entre as condições utilizadas durante o tratamento para o melhor tempo de detenção (HC, LM e isento de plantas), sendo que para tanto, LM apresentou os melhores resultados, com uma eficiência média de remoção de 92.37% (Tabelas 35 e 33).

Tabela 35 - ANOVA para as condições durante o melhor tempo de detenção para a diminuição do OF do efluente suinícola a 10%.

| Tempo de cinco dias de detenção |       |       |            |
|---------------------------------|-------|-------|------------|
| Efluente a 10%                  | HC    | LM    | Testemunha |
| HC                              | -     | <0,05 | ns         |
| LM                              | <0,05 | -     | <0,05      |
| Testemunha                      | ns    | <0,05 | -          |

Fonte: O autor (2018).

### 5.3.5.2 Avaliação da remoção do OF com o efluente diluído a 30%

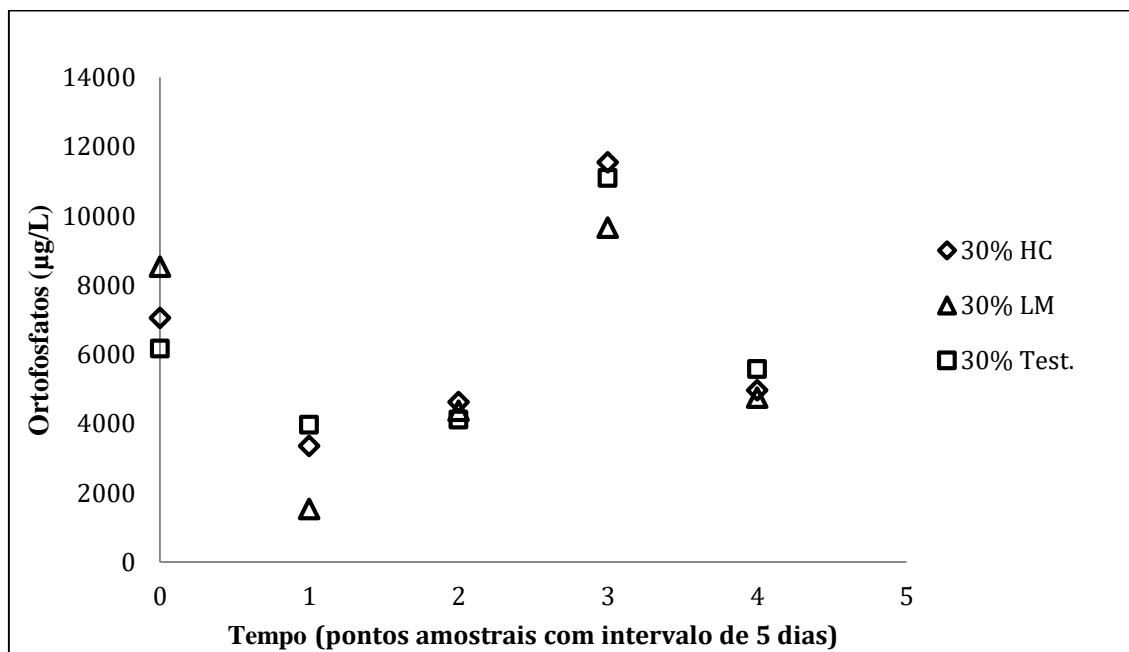
Para o efluente a 30%, o tempo de detenção necessário para alcançar os melhores resultados foi o mesmo que o encontrado para o efluente a 10%, cinco dias (Tabelas 36 e 33, Figura 29).

Tabela 36 - ANOVA para os diferentes tempos de detenção na remoção do OF do efluente suinícola a 30%.

| Efluente 30% | Eficiência da remoção de OF |       |       |       |
|--------------|-----------------------------|-------|-------|-------|
|              | Dia 1                       | Dia 2 | Dia 3 | Dia 4 |
| Dia 1        | -                           | ns    | <0,05 | <0,05 |
| Dia 2        | ns                          | -     | <0,05 | ns    |
| Dia 3        | <0,05                       | <0,05 | -     | ns    |
| Dia 4        | <0,05                       | ns    | ns    | -     |

Fonte: O autor (2018).

Figura 29 - Dinâmica do OF durante o pós-tratamento de efluente suinícola a 30%.



Fonte: O autor (2018).

Durante esse tempo de detenção, todas as condições avaliadas apresentaram diferença significativa (Tabela 37), sendo que a melhor eficiência também foi obtida com LM (81.97%), seguido por HC (52.29%) e pelo tratamento isento de plantas (27.53%).

Tabela 37 - ANOVA para as condições durante o melhor tempo de detenção para a diminuição do OF do efluente suinícola a 30%.

| Efluente a 30% | Tempo de cinco dias de detenção |    |            |
|----------------|---------------------------------|----|------------|
|                | HC                              | LM | Testemunha |
|                |                                 |    |            |

|            |       |       |       |
|------------|-------|-------|-------|
| HC         | -     | <0,05 | <0,05 |
| LM         | <0,05 | -     | <0,05 |
| Testemunha | <0,05 | <0,05 | -     |

Fonte: O autor (2018).

### 5.3.5.3 Avaliação da remoção do OF com o efluente diluído a 50%

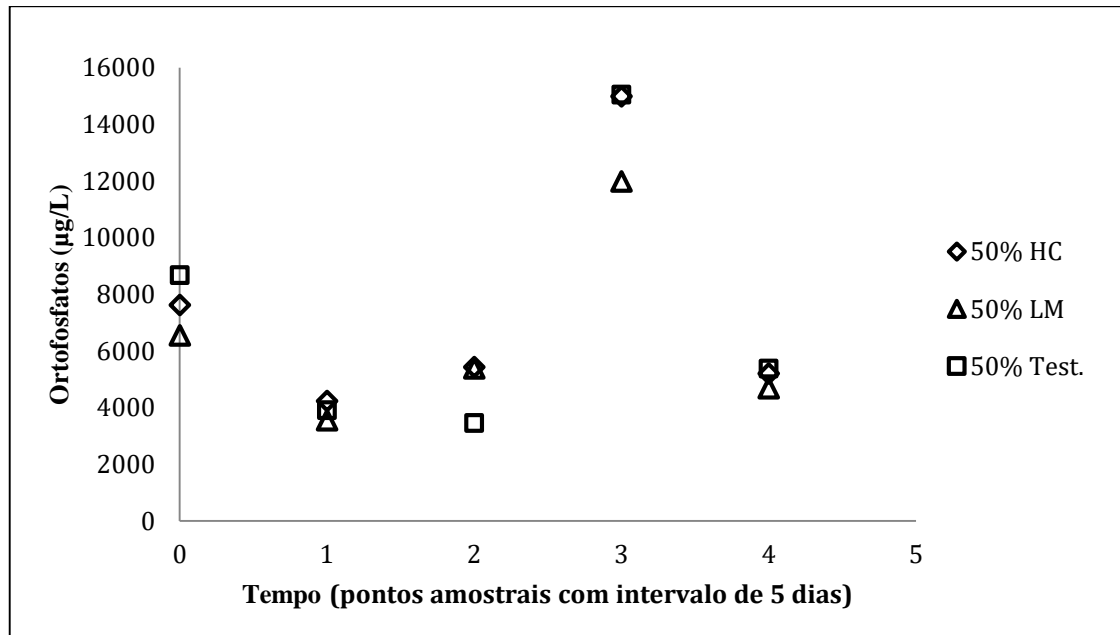
Com vistas às Tabelas 38 e 33 e à Figura 30, determinou-se que o melhor tempo de detenção para a remoção de OFs do efluente suinícola a 50% também foi o tempo de cinco dias.

Tabela 38 - ANOVA para os diferentes tempos de detenção na remoção do OF do efluente suinícola a 50%.

| Efluente 50% | Eficiência da remoção de OF |       |       |       |
|--------------|-----------------------------|-------|-------|-------|
|              | Dia 1                       | Dia 2 | Dia 3 | Dia 4 |
| Dia 1        | -                           | ns    | <0,05 | ns    |
| Dia 2        | ns                          | -     | <0,05 | ns    |
| Dia 3        | <0,05                       | <0,05 | -     | <0,05 |
| Dia 4        | ns                          | ns    | <0,05 | -     |

Fonte: O autor (2018).

Figura 30 - Dinâmica do OF no pós-tratamento do efluente suinícola a 50%.



Fonte: O autor (2018).

Para tanto, ao comparar as condições utilizadas durante esse tempo de detenção, notou-se que não houve diferença significativa entre as condições utilizadas ( $p=0,333$ ), sendo que foi obtida uma eficiência média de remoção de 48,49%.



### 5.3.5.4 Conclusões sobre a remoção de OF do efluente suinícola utilizando plantas aquáticas

De acordo com os dados obtidos, a assimilação de OFs por plantas aquáticas ocorre de forma rápida, sendo que em especial, LM revelou resultados significativamente satisfatórios na extração desses compostos do efluente suinícola a 10 e 30%, sendo obtidas eficiências de, respectivamente, 92,37 e 81,97% (Tabela 39). Iqbal (1999) afirma que dentre as formas de fósforo disponíveis, os OFs são as moléculas preferencialmente assimiláveis pelas plantas, o que justifica a alta afinidade de LM por esses compostos.

Tabela 39 - Conclusões sobre a remoção de OF do efluente suinícola.

|                | Tempo de detenção | Teor inicial (mg/L) | Eficiência (%) | Condição ideal   |
|----------------|-------------------|---------------------|----------------|------------------|
| Efluente a 10% | 5 dias            | 5,55                | 92,37          | LM               |
| Efluente a 30% | 5 dias            | 6,97                | 81,97          | LM               |
| Efluente a 50% | 5 dias            | 8,11                | 48,49          | HC, LM ou isento |

Fonte: O autor (2018).

Diniz et al. (2005), ao avaliar a dinâmica de alguns parâmetros da qualidade da água em um reservatório natural com bancos de macrófitas, constatou remoções para o OF que foram de 8 até 76%.

Tavares (2008), ao analisar a eficiência da remoção desse parâmetro em um sistema de tratamento de efluentes e produção de biomassa de Lemnáceas, visualizou uma eficiência de remoção de 51,8%. A mesma autora afirma que, além da extração e assimilação desses compostos pelas plantas, em lagoas de Lemnas, a remoção de fósforo pode ainda ocorrer em função da precipitação e da adsorção por partículas de argila e MO.

Ainda nesse sentido, Lyerli (2004) alcançou 63% de remoção para efluente suinícola utilizando *Lemna sp.* com um tempo de detenção de 10 dias, sendo tais resultados menores que os obtidos com LM para as diluições de 10 e 30% em efluente de mesma origem.

Por fim, denota-se que para efluentes suinícolas com concentração inicial de OFs que vão de 5,55 até aproximadamente 7,0 mg/L, o uso de LM pode trazer resultados muito satisfatórios para a remoção desses componentes.

### 5.3.6 Nitrogênio Amoniacal

Os resultados obtidos com a avaliação da remoção do nitrogênio amoniacal por meio do uso de macrófitas aquáticas não apresentados na Tabela 40.

Tabela 40 - Resultados da eficiência da remoção do N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> de efluente suinícola por meio de HC, LM e pelo tratamento isento de plantas.

| Tratamento | 5° Dia  |       |       | 10° dia                                       |       |       | 15° dia                                       |       |       | 20° dia                                       |       |       |
|------------|---|-------|-------|---|-------|-------|---|-------|-------|---|-------|-------|
|            | Remoção de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (%) |       |       | Remoção de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (%) |       |       | Remoção de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (%) |       |       | Remoção de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (%) |       |       |
|            | HC  | LM    | Test. | HC  | LM    | Test. | HC  | LM    | Test. | HC  | LM    | Test. |
| 10%        | 91%   | 81.9% | 88.5% | 92.4%   | 96.9% | 94.3% | 82.5%   | 87.2% | 93.2% | 95.4%   | 94.3% | 96.7% |
| 30%        | 91.5%   | 92.8% | 70.4% | 98.3%   | 95.9% | 96.4% | 93.7%   | 93%   | 87.5% | 98.1%   | 97.4% | 97%   |
| 50%        | 77.7%   | 73%   | 58.8% | 98.6%   | 76.2% | 97.6% | 96.4%   | 94.6% | 95.6% | 98.9%   | 98.6% | 96.6% |

Fonte: O autor (2018).

### 5.3.6.1 Avaliação da diminuição do N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> com o efluente diluído a 10%

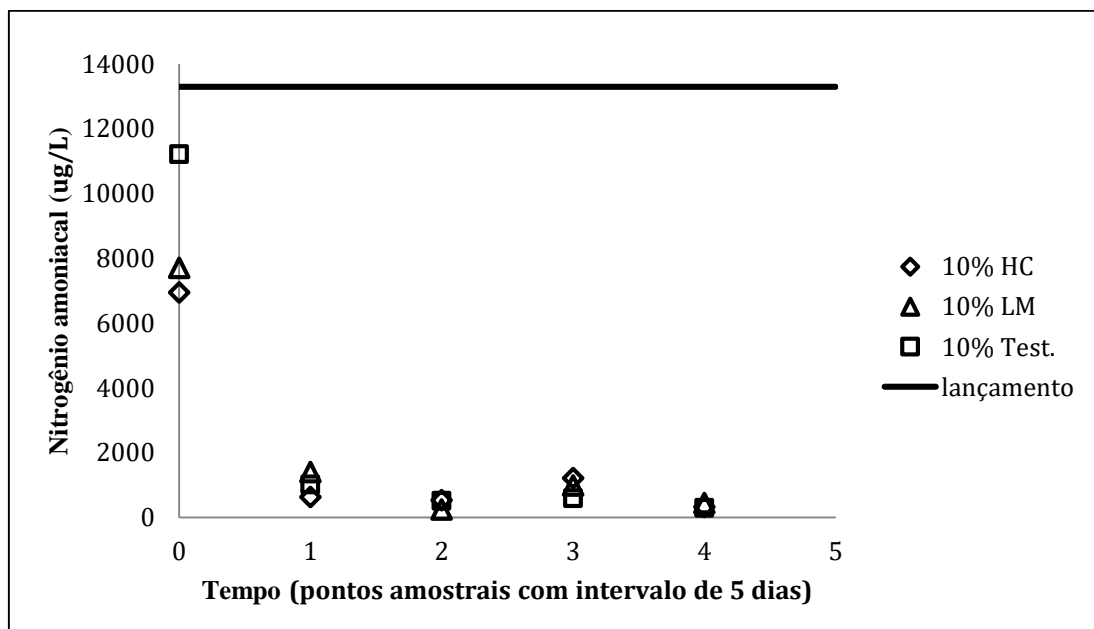
Ao avaliar o tempo de detenção ideal para que ocorram as melhores remoções de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> no efluente a 10%, foi observado que no período de 10 dias foram constatados os melhores resultados (Tabelas 41 e 40, Figura 31).

Tabela 41 - ANOVA para os diferentes tempos de detenção na remoção do N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> do efluente suinícola a 10%.

| Efluente 10% | Eficiência da remoção de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> |       |       |       |
|--------------|---|-------|-------|-------|
|              | Dia 1   | Dia 2 | Dia 3 | Dia 4 |
| Dia 1        | -   | <0,05 | <0,05 | <0,05 |
| Dia 2        | <0,05   | -     | <0,05 | ns    |
| Dia 3        | ns  | <0,05 | -     | <0,05 |
| Dia 4        | <0,05   | ns    | <0,05 | -     |

Fonte: O autor (2018).

Figura 31 - Dinâmica N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> durante o tratamento do efluente suinícola a 10%.



Fonte: O autor (2018).

Não foi constatada diferença estatística significativa entre as condições utilizadas no tratamento para o melhor tempo de detenção encontrado ( $p=0.438$ ), sendo que em contrapartida, foi obtida uma eficiência média de remoção de 94.52%.

### 5.3.6.2 Avaliação da diminuição do N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> com o efluente diluído a 30%

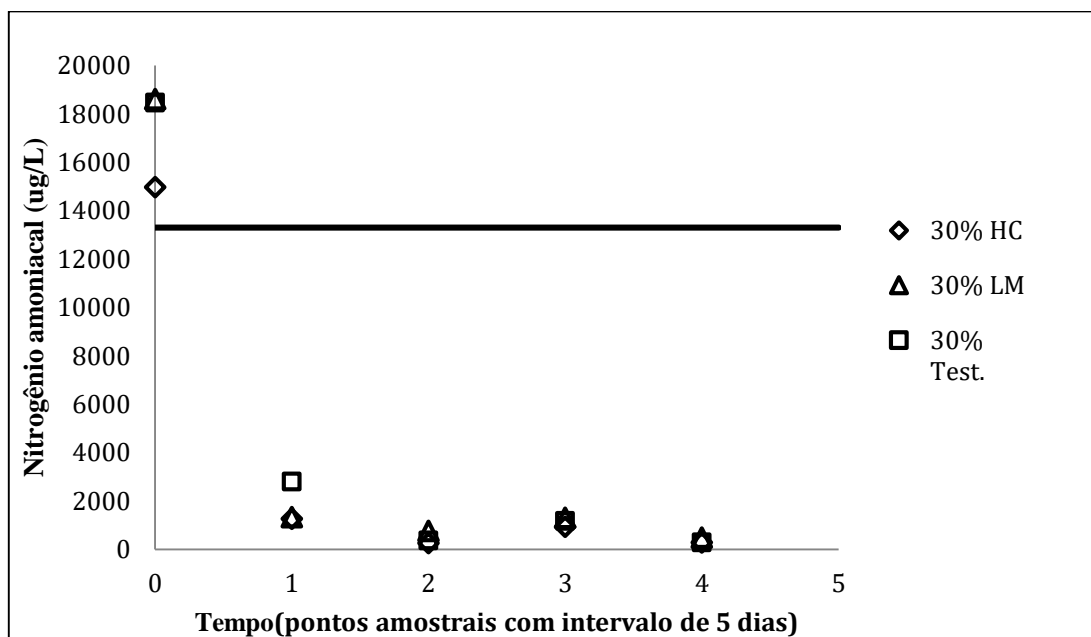
Assim como para o efluente a 10%, a avaliação do melhor tempo de detenção para a remoção de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> com o resíduo a 30% revelou que o tempo necessário também é de 10 dias (Tabelas 42 e 40, Figura 32), sendo que não houve diferença significativa estatisticamente entre as condições estudadas ( $p= 0.097$ ). Em contrapartida, a eficiência média de remoção nesse mesmo período foi de 96.88%.

Tabela 42 - ANOVA para os diferentes tempos de detenção na remoção do N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> do efluente suinícola a 30%.

| Efluente 30% | Eficiência da remoção de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> |       |       |       |
|--------------|---|-------|-------|-------|
|              | Dia 1   | Dia 2 | Dia 3 | Dia 4 |
| Dia 1        | -   | <0,05 | ns    | <0,05 |
| Dia 2        | <0,05   | -     | ns    | ns    |
| Dia 3        | ns  | ns    | -     | ns    |
| Dia 4        | <0,05   | ns    | ns    | -     |

Fonte: O autor (2018).

Figura 32 - Dinâmica N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> durante o tratamento do efluente suinícola a 30%.



Fonte: O autor (2018).

### 5.3.6.3 Avaliação da remoção do N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> com o efluente diluído a 50%

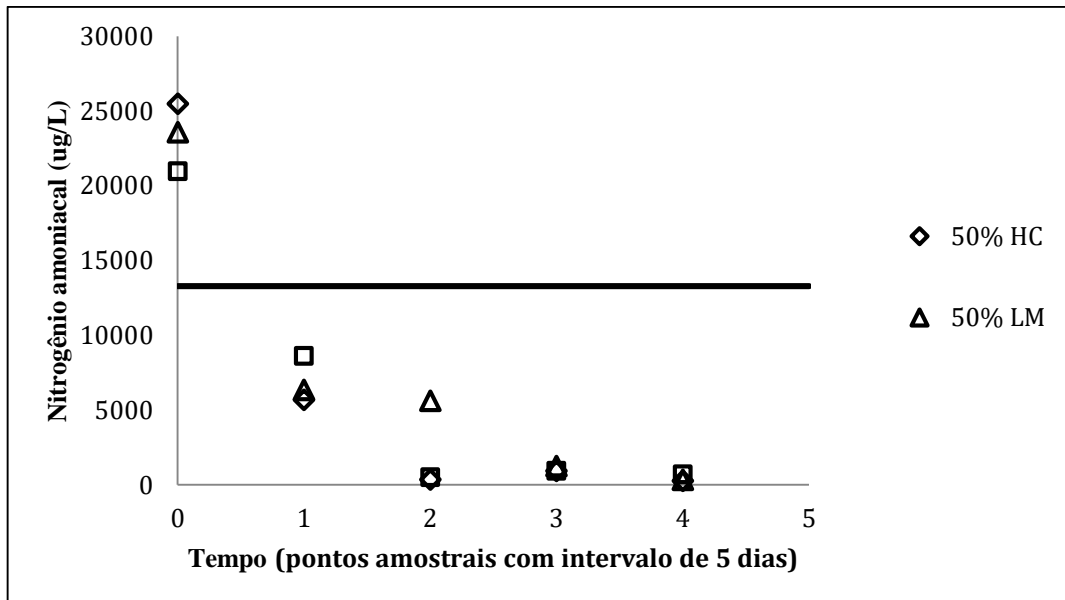
Para o efluente a 50%, os melhores resultados também foram alcançados com o tempo de cinco dias de detenção (Tabelas 43 e 40, Figura 33), sendo que os melhores resultados foram obtidos como o uso de HC ou do tratamento isento de plantas, não havendo diferença significativa entre ambos (Tabelas 44 e 40).

Tabela 43 - ANOVA para os diferentes tempos de detenção na remoção do N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> do efluente suinícola a 50%.

| Eficiência da remoção de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> |       |       |       |       |
|---|-------|-------|-------|-------|
| Efluente 50%  | Dia 1 | Dia 2 | Dia 3 | Dia 4 |
| Dia 1   | -     | <0,05 | <0,05 | <0,05 |
| Dia 2   | <0,05 | -     | ns    | ns    |
| Dia 3   | <0,05 | ns    | -     | ns    |
| Dia 4   | <0,05 | ns    | ns    | -     |

Fonte: O autor (2018).

Figura 33 - Dinâmica N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> durante o tratamento do efluente suinícola a 50%.



Fonte: O autor (2018).

Tabela 44 - ANOVA para as condições durante o melhor tempo de detenção para a diminuição do N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> do efluente suinícola a 50%.

| Tempo de cinco dias de detenção |       |       |            |
|---------------------------------|-------|-------|------------|
| Efluente a 50%                  | HC    | LM    | Testemunha |
| HC                              | -     | <0,05 | ns         |
| LM                              | <0,05 | -     | <0,05      |
| Testemunha                      | ns    | <0,05 | -          |

Fonte: O autor (2018).

### 5.3.6.4 Conclusões sobre a remoção do N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> do efluente suinícola

De uma maneira geral, o tempo necessário para que fossem realizadas as maiores remoções de nitrogênio amoniacal do sistema de pós-tratamento do efluente suinícola submetido à diferentes diluições foi de cinco à 10 dias, sendo que para o efluente a 10 e 30% o tempo de detenção foi de 10 dias, em que foram obtidas eficiências de 94,52 e 96,88% de remoção e para o efluente a 50%, foi obtida eficiência de 90,77% de remoção, sendo o tempo de detenção de apenas cinco dias (Tabela 45).

Em contrapartida, foi evidenciado que a presença de plantas não interferiu no processo de remoção desses compostos da água, salvo na diluição de 50%, onde a presença de LM apresentou menor eficiência quando em comparação com as demais condições.

Tabela 45 - Conclusões sobre a remoção de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> do efluente suinícola submetido a diferentes diluições.

|                | Tempo de detenção | Teor inicial<br>(mg/L) | Eficiência<br>(%) | Condição ideal   |
|----------------|-------------------|------------------------|-------------------|------------------|
| Efluente a 10% | 10 dias           | 6,89                   | 94,52             | HC, LM ou isento |
| Efluente a 30% | 10 dias           | 16,66                  | 96,88             | HC, LM ou isento |
| Efluente a 50% | 5 dias            | 23,35                  | 90,77             | HC ou isento     |

Fonte: O autor (2018).

Lyerly (2004), constatou uma remoção de 61% do nitrogênio amoniacal do efluente suinícola com concentração inicial de 176 mg/L, utilizando *Lemma* sp. por um período de aproximadamente três meses. Ainda nesse sentido, Pinaffi (2017), ao comparar a efetividade de três diferentes espécies na remoção desses mesmos compostos no mesmo tipo de efluente e com um período de detenção de 30 dias, constatou 80,2% de remoção utilizando *E. crassipes*, seguido por *S. auriculata* (78,7%) e *P. stratiotes* (70%), não sendo constada diferença significativa entre os tratamentos contendo plantas e o testemunha (isento de macrófitas).

A literatura apresenta controvérsias quanto as diferentes formas de remoção do nitrogênio amoniacal de sistemas de tratamento de efluentes utilizando macrófitas aquáticas. Sezarino e Philippi (2000), afirmam que mais de 70% da remoção dessa forma nitrogenada pode estar relacionada à ação direta das plantas.

Em contrapartida, outros autores afirmam que além da absorção pelas plantas, o nitrogênio amoniacal pode ser retirado do meio pela ação de bactérias fixadas às raízes das plantas, pela volatilização da amônia (SOOKNAH; WILKIE, 2004) e pela desnitrificação,

sendo estes processos responsáveis pela maior remoção do nitrogênio presente nos efluentes (VERMATT E HANIF, 1998).

No presente estudo, devido não existir diferença significativa entre o uso ou não de plantas durante o tratamento de efluentes, sugere-se que a maior efetividade para a remoção do nitrogênio amoniacal tenha ocorrido por meio dos processos descritos anteriormente, sendo estes somados à atividade da comunidade fitoplanctônica presente.

Dentre os processos, é possível afirmar que a desnitrificação pode ter sido responsável pela maior parte da eficiência da remoção do nitrogênio amoniacal do efluente suinícola.

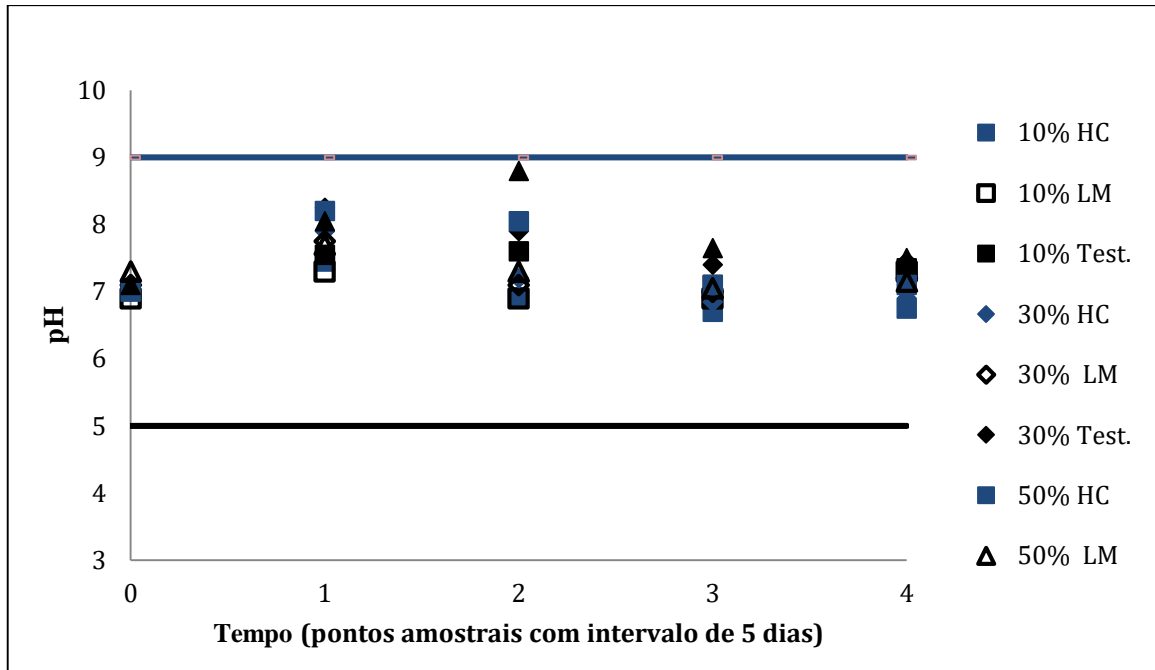
O processo de desnitrificação é caracterizado como a técnica convencionalmente usada para a remoção de nitrogênio de águas residuárias por vias biológicas, sendo este iniciado com a conversão de amônia à nitrito, o qual é convertido a nitrato, sendo essa etapa denominada de nitrificação (DE PRÁ, 2013). Posteriormente a isso, de acordo com o que relata a mesma autora, o nitrato gerado na nitrificação sofre o processo de desnitrificação, sendo dessa forma, convertido à nitrogênio gasoso ( $N_2$ ), que é a forma nitrogenada mais estável na ausência de oxigênio.

Em contrapartida, diferente do processo de desnitrificação, é possível que o processo de volatilização da amônia tenha contribuído minimamente para a retirada do nitrogênio amoniacal do efluente suinícola. Isso deve-se ao fato de que a volatilização da amônia é responsável pela remoção de apenas 1,5% do nitrogênio disponível na matriz hídrica, sendo que além disso a mesma ocorre geralmente em valores de pH maiores que 8 (ZIMMO et al., 2003). Durante a execução do presente estudo, os valores obtidos durante a avaliação do pH foram geralmente menores do que os necessários à volatilização da amônia.

### 5.3.7 pH e temperatura

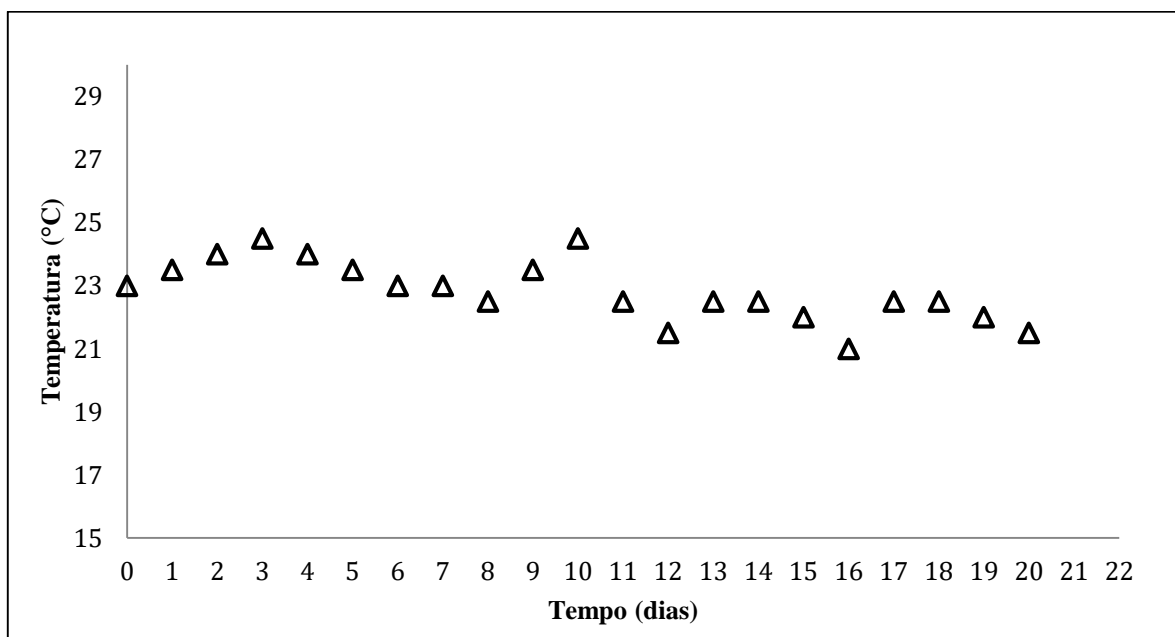
Os valores de pH obtidos durante o tratamento do efluente suinícola com o uso de plantas aquáticas mantiveram-se dentro dos limites estabelecidos pela legislação vigente em relação ao lançamento de efluentes em corpos receptores (CONAMA 430/2005) (Figura 34), sendo que os valores médios obtidos variaram apenas entre 7 E 7,13 (Tabela 4).

Figura 34 - Dinâmica do pH do efluente suinícola durante o experimento.



Já a avaliação da temperatura demonstrou uma temperatura média de 22,83 °C (Figura 35), sendo tal faixa de temperatura, ideal em relação ao desenvolvimento de plantas aquáticas (COOK; URMI-KONIG, 1984).

Figura 35 - Dinâmica da temperatura durante o período experimental



### 5.3.8 Conclusões sobre a remoção dos nutrientes utilizando HC e LM

Cada espécie de macrófita aquática apresenta suas potencialidades em relação a remoção de componentes específicos em sistemas de tratamento de efluentes. Utilizando HC, em efluente suinícola houve a real efetividade da remoção da turbidez (79,76%) e de MO (85,47%).

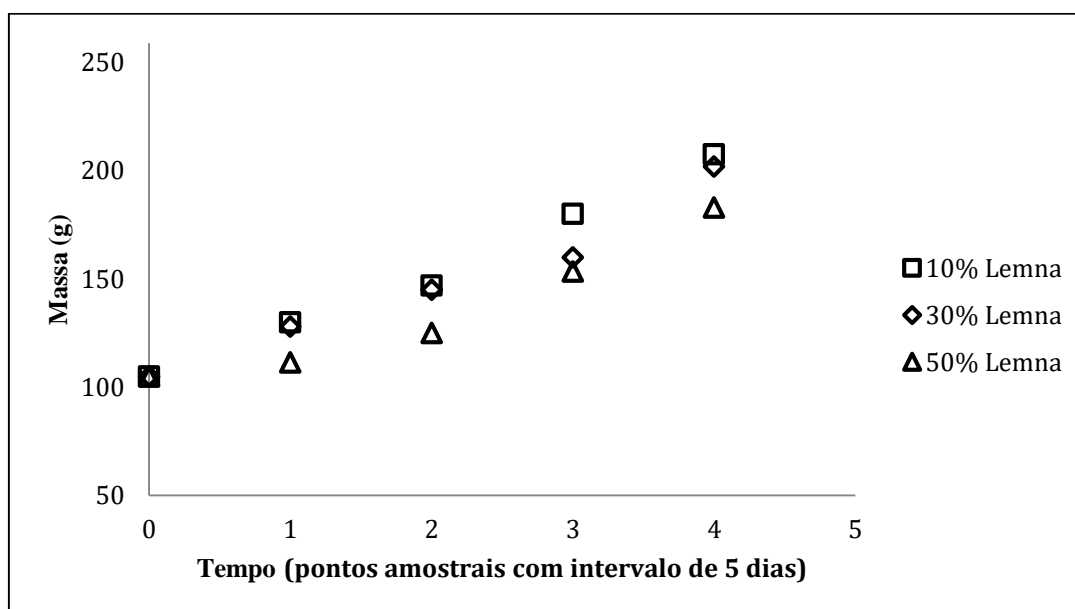
Para LM, também foi obtida uma real participação na remoção da turbidez nas mesmas condições em que HC também foi efetivo para a remoção desse parâmetro, sendo que além disso, foram alcançadas remoções satisfatórias para PT (78 e 17%) e OF (92 e 81%) utilizando essa espécie de Lemnácea.

Para alguns parâmetros do efluente suinícola, como a condutividade elétrica, o pH e o nitrogênio amoniacal, em contrapartida, não há interferência da atividade de HC e LM em função da remoção ou diminuição dos valores encontrados.

## 5.4 AVALIAÇÃO DO CRESCIMENTO DAS MACRÓFITAS AQUÁTICAS

O crescimento das duas espécies foi avaliado por meio de medida direta em massa (LM) e contagem de novas brotações (HC). Para tanto, os resultados obtidos são apresentados nas Figuras 36 e 37.

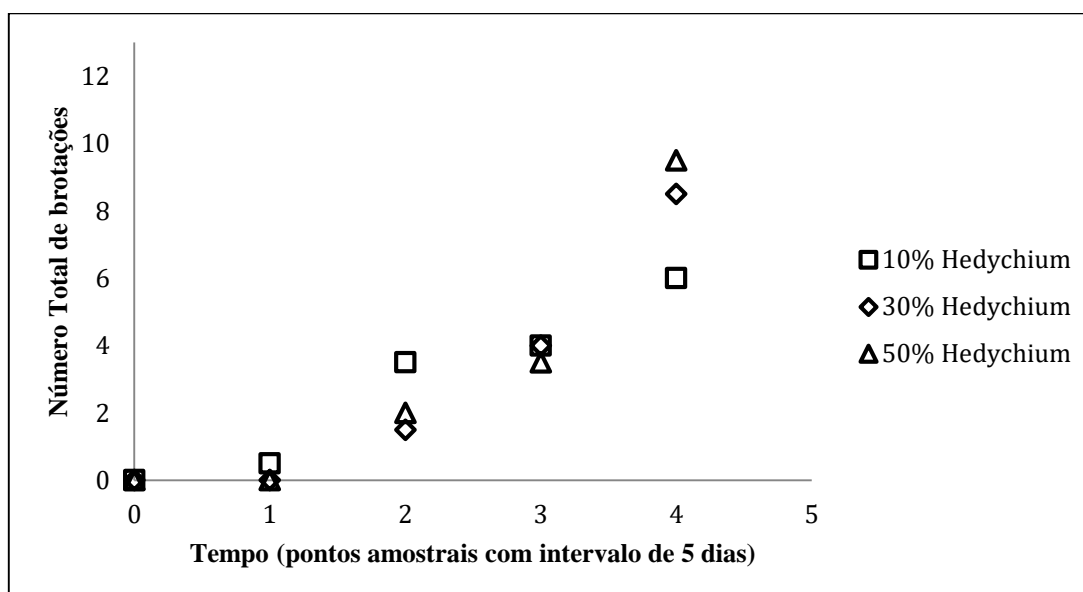
Figura 36 - Crescimento de LM durante o experimento.



Fonte: O autor (2018).



Figura 37 - Crescimento de HC durante os diferentes períodos experimentais.



Fonte: O autor (2018).

Para LM, com 20 dias de tratamento foram produzidas 102, 97 e 78 g de biomassa para os tratamentos a 10, 30 e 50% de efluente suinícola, respectivamente, sendo que não houve diferença estatística entre a produção de biomassa total em função das diferentes diluições utilizadas ( $p=0.3567$ ).

Tavares et al. (2008), ao avaliar a produção de *Lemna valdiviana* durante o tratamento de efluente sanitário com colheita de biomassa realizada a cada sete dias, obteve a produção de 473 até 622 g de biomassa vegetal utilizando diferentes concentrações de DQO para a determinação dos tratamentos. Ainda segundo os mesmos autores, os menores resultados de produtividade por essa mesma espécie foram obtidos com as maiores concentrações de MO.

O excesso de MO em sistemas de tratamento contendo lemnáceas pode interferir negativamente na produtividade, devido ao fato de que podem ser gerados biofilmes nas raízes das plantas, dificultando a absorção de nutrientes e consequentemente, o crescimento e reprodução das mesmas (KORNER; VERMAAT, 1998).

Apesar de LM apresentar rápida reprodução, a delimitação do espaço pode ser um fator limitante ao crescimento. Durante os experimentos, foi visível que o espaço disponível ao crescimento de LM não foi suficiente para o potencial que a espécie apresentava, sendo necessário realizar colheitas a cada cinco dias.

A amplitude da reprodução de uma única fronde de uma lemnácea, ainda segundo Tavares et al. (2008), pode ser tão grande quanto a geração de mais de 20 novas plantas em

apenas 10 dias ou em poucas semanas, sendo que por esse motivo, ocorre a intensa absorção de nutrientes, como o fósforo.

Diferente do comportamento de *Lemna* sp. em relação às concentrações de MO, para HC, substratos ricos em MO parecem intensificar seu crescimento em termos de número de novas brotações com o tempo de 20 dias de detenção (Figura 37) e isso deve-se ao fato de que essa espécie adapta-se muito bem em ambientes ricos em MO (POÇAS, 2015), podendo portanto, ser utilizado no tratamento de efluentes ricos em compostos orgânicos.

## 6 CONCLUSÕES

Foi realizada a análise e o comparativo do pós-tratamento de efluente suinícola submetido a simulação de tratamento convencional por diluição em água, através do uso de duas espécies de macrófitas aquáticas, HC e LM, sendo para isso avaliados os parâmetros de turbidez, condutividade elétrica, pH e concentração de PT, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, OF e MO por um período de 20 dias e com intervalos amostrais de 5 dias.

Objetivou-se ainda, caracterizar o efluente já diluído, quantificar a eficiência e avaliar a redução dos parâmetros analisados e por meio de análises estatísticas, determinar o menor tempo de detenção em que houve a maior eficiência para cada diluição do efluente, apontando a melhor condição em função da presença ou ausência de macrófitas em cada parâmetro avaliado. Ainda foi estudado o desenvolvimento das plantas em relação às diferentes cargas de nutrientes do efluente suinícola testado.

Com isso, as principais conclusões foram:

- Os resultados obtidos com o teste de senescência revelaram que as espécies HC e LM foram as plantas que sobreviveram às condições do efluente suinícola, podendo ser aplicadas no pós-tratamento de resíduos dessa mesma origem.
- Para a remoção da turbidez, foram alcançados resultados satisfatórios utilizando as plantas aquáticas quando utilizada a diluição de 30%, em que a turbidez encontrava-se próximo de 73 UNT. Para essa faixa de turbidez, não houve diferenças entre ambas as espécies, sendo obtida uma eficiência média de remoção de 79,76% com o tempo de detenção ideal de 10 dias.
- Nenhuma das duas espécies testadas apresentaram resultados significativos para a diminuição da condutividade elétrica do efluente testado.
- Para a remoção da MO, foi constatada uma real efetividade do HC apenas para o efluente a 50% (teor inicial de aproximadamente 108 mg O<sub>2</sub>/L), sendo obtida uma eficiência de remoção de 85,47% com tempo de 10 dias.
- Para PT e OF, LM apresentou resultados significativos nas diluições do efluente suinícola a 10 e 30%, sendo que o tempo de detenção em que foram alcançados os melhores resultados foram, cinco dias para PT com o efluente a 10 e 30% e para OF a 10% e de 10 dias para OF com o efluente a 30%.
- Para a remoção do N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, nenhuma das duas espécies testadas apresentaram resultados significativos, sendo a sua remoção do sistema (maior que 90%), provocada

por outros processos como desnitrificação, volatilização e absorção por microrganismos fixados às raízes das plantas, às paredes dos biorreatores e em suspensão.

- De uma forma geral, para os parâmetros em que as macrófitas apresentaram resultados significativos (turbidez, MO, PT e OF), o tempo de detenção ideal variou apenas entre os períodos de cinco e 10 dias.
- No tratamento utilizando LM, o cultivo dobrou de tamanho em termos de massa com apenas 20 dias de crescimento, sendo produzido um bom conteúdo de biomassa.
- HC apresentou o maior índice de brotações (aproximadamente 10 por cada biorreator) ao fim do experimento, com o tratamento utilizando o efluente a 50%, sendo sua amplitude de crescimento relacionada diretamente à remoção de MO do efluente.
- Por fim, conclui-se que HC e LM são macrófitas que podem ser utilizadas no pós-tratamento de efluente suinícola, sendo que para além da turbidez, cada espécie atua na remoção de parâmetros específicos, sendo que nesse viés, o uso de consórcio com as duas espécies possibilitaria ainda a remoção tanto das diferentes formas de fósforo, quanto da MO presentes no efluente suinícola.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA, A. R. G. de. **Remoção de matéria orgânica e calibração de um modelo de remoção de amônia em uma série de lagoas de estabilização em escala real**. 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza.
- ALMEIDA, R. DE A.; UCKER, F. E. CONSIDERANDO A EVAPOTRANSPIRAÇÃO NO CÁLCULO DE EFICIÊNCIA DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO COM PLANTAS. **Engenharia Ambiental Unipinhal**, v. 8, p. 39–45, 2011.
- ANDREAZZI, M. A.; SANTOS, J. M. G. DOS; LAZARETTI, R. M. J. Destinação dos resíduos da suinocultura em granjas das regiões noroeste e sudoeste do Paraná. **Revista eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 19, p. 744–751, 2015.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10739/1989: Água - Determinação de oxigênio consumido - Método do permanganato de potássio. Rio de Janeiro, 1989.
- BELI, E.; HUSSAR, G. J.; HUSSAR, D. H. Redução de DQO e turbidez de efluente de uma unidade suinícola empregando Reator Anaeróbico Compartimentado (RAC) seguido de filtro biológico e filtro de areia. **Engenharia Ambiental**, v. 7, n. 1, p. 5-19, 2010.
- BRAGA, B. **Introdução à Engenharia Ambiental**. 2. ed. São Paulo: Pearson Prentice, 2005.
- BRASIL. **Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em etas**. Brasília: Funasa, 2014.
- CARIS, M. E.; ANDRADE, A. S. P. DE; PHILIPPI, L. S. Determinação do potencial de biorremediação de nutrientes e bioindicação de águas residuárias da suinocultura por macrófitas flutuantes (*Lemna minuta*) – Efeito de altas taxas de nitrogênio amoniacal. **Evidência**, v. 8, n. January 2008, p. 85–102, 2015.
- CONAMA, Resolução nº 357 de 17 de março de 2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Publicada no DOU nº 053, de 18/03/2005, págs. 58-63. Diário Oficial da república federativa do Brasil, Brasília.
- CONAMA, Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011 do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. 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. Diário Oficial da república federativa do Brasil, Brasília, DF, 16 de maio de 2011.
- COOK, C.D.F.; URMI-KONIG, K. A revision of genus *Egeria*. **Aquatic Botany**, v. 19, p. 73-93, 1984.

DE PRÁ, M. C. **ESTABELECIMENTO E ESTUDO CINÉTICO DO PROCESSO DE DESAMONIFICAÇÃO UTILIZANDO-SE UM REATOR ÚNICO PARA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO À TEMPERATURA AMBIENTE.** 2013. Mestrado (Engenharia Química) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

DINIZ, C. R.; CEBALLOS, B. D.; BARBOSA, J. E. D. L.; KONIG, A. Uso de macrófitas aquáticas como solução ecológica para melhoria da qualidade de água. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, n. Suplemento, 2005.

ESTEVES, F. D. A. **Fundamentos de Limnologia.** 2a Ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

ESTEVES, F. D. A. **Fundamentos de Limnologia.** 3ª Ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

FRANCO, E. S. **AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DOS COAGULANTES SULFATO DE ALUMÍNIO E CLORETO FÉRRICO NA REMOÇÃO DE TURBIDEZ E COR DA ÁGUA BRUTA E SUA RELAÇÃO COM SÓLIDOS NA GERAÇÃO DE LODO EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA.** 2009. Mestrado (Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto.

FREITAS, W. da S. **Desempenho de sistemas alagados construídos, cultivados com diferentes espécies vegetais, no tratamento de águas residuárias da suinocultura.** 2006. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Lavras, Lavras.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas flutuantes. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 37, p. 181-188, 2008.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M.; PEZZATO, L. E. Digestibilidade aparente de macrófitas aquáticas pela tilápia-do-nylo (*Oreochromis niloticus*) e qualidade da água em relação às concentrações de nutrientes. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 35, p. 641–647, 2006.

IBGE. Abate de animais, produção de leite, couro e ovos. IBGE, 2016. Disponível em: <<https://ww2.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/agropecuaria/producaoagropecuaria/default.shtm>> Acesso em: 24 de março de 2018.

IQBAL, S. **Duckweed aquaculture:** Potentials, possibilities and limitations, for combined wastewater treatment and animal feed production in developing countries. Switzerland: SANDEC Report N° 6/99, 1999.

JONAS, T. C.; HUSSAR, G. J. Utilização do Agupapé no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado. **Engenharia Ambiental Unipinhal**, v. 7, n. 4, p. 20–32, 2010.

KONRAD, O. et al. EFICIÊNCIA NO POLIMENTO DO EFLUENTE DE VINÍCOLA UTILIZANDO O SISTEMA DE “WETLAND” CONSTRUÍDO. **Engenharia Ambiental Unipinhal**, v. 10, n. 3, p. 178–187, 2013.

KORNER, S.; VERMAAT, J.E. THE RELATIVE IMPORTANCE OF LEMNA GIBBA L., BACTERIA AND ALGAE FOR THE NITROGEN AND PHOSPHORUS REMOVAL IN DUCKWEEDCOVERED DOMESTIC WASTEWATER. **Water Research**, p. 3651- 3661, 1998.

LEME, E. J. de A. **Manual prático de tratamento de águas residuárias**. 2 Ed. São Carlos: EdUFSCar, 2014.

LO MONACO, P. A. V.; MATOS, A. T. DE; BRANDÃO, V. D. 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. **Engenharia Agrícola**, v. 31, n. 5, p. 974–984, 2011.

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

LYERLY, C. N. **Swine wastewater treatment in an integrated system of anaerobic digestion and duckweed nutrient removal: pilot study**. 2004. Masters (Science), North Carolina State Univesity, USA.

MACIEL, L. A. **Controle mecânico de herbácea exótica invasora lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium* Koenig) no Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira, SP**. 2011. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola Superior de Agricultura “Luiz Queiroz”, Universidade de São Paulo, São Paulo.

MATOS, A. T. DE; FREITAS, W. DA S.; LO MONACO, P. A. V. Capacidade extratora de diferentes espécies vegetais cultivadas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura. **Revista Ambiente & Água**, v. 4, n. 2, p. 31–45, 2009.

MERA, C. M. P. DE; LORENZINI, R.; WOLLMANN, M. R. PERCEPÇÃO COM SUINOCULTORES DE TAPERA / RS SOBRE O USO DE DEJETOS SUÍNOS NA LAVOURA E O IMPACTO AMBIENTAL. **Revista Extensão Rural**, p. 77–100, 2011.

METCALF, E. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5 Ed. Porto Alegre: Bookman, 2016.

MOHEDANO, R. de A. **Tratamento de efluente e produção de alimento, em cultivos de tilápias (*Oreochromis niloticus*), através de macrófitas aquática *Lemna valdiviana* (Lemnaceae)**. 2004. Dissertação (Mestrado em Aquicultura) - Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

MOHEDANO, R.A. **Uso de macrófitas lemnáceas (*Landoltia punctata*) no polimento e valorização do efluente de suinocultura e na fixação de carbono**. 2010. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

NETO, M. S. DE A. **TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE SUINOCULTURA EM REATOR ANAERÓBIO COMPARTIMENTADO SEGUIDO DE REATOR UASB.** 2007. Mestrado (Microbiologia Agropecuária) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista Faculdade, Jaboticabal.

PALHARES, J. C. P; CALIJURI, M. do C. Caracterização dos afluentes e efluentes suínolas em sistemas de crescimento/terminação e qualificação de seu impacto ambiental. **Ciência Rural**, v. 37, n. 2, 2007.

PERDOMO, C.C.. **Alternativas para o manejo e tratamento de dejetos suínos.** CNPSA - Embrapa Suínos e Aves, 2001.

PEREIRA, E. R. **QUALIDADE DA ÁGUA RESIDUÁRIA EM SISTEMAS DE PRODUÇÃO E DE TRATAMENTO DE EFLUENTES DE SUÍNOS E SEU REUSO NO AMBIENTE AGRÍCOLA.** 2006. Doutorado (Agronomia) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade Estadual de São Paulo, Piracicaba.

PINAFFI, C. A. **DESEMPENHO DE PLANTAS AQUÁTICASNA MINIMIZAÇÃO DA CARGA POLUENTE DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUINOCULTURA.** 2017. Mestrado (Meio ambiente e desenvolvimento regional) – Universidade do Oeste Paulista, Presidente Prudente.

POÇAS, C. D. **Utilização da tecnologia de Wetlands para tratamento terciário: controle de nutrientes.** 2015. Dissertação (Mestrado em Meio ambiente, Saúde e Sustentabilidade) – Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo.

RAMOS, N. DE F. S. et al. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em sistemas alagados construídos, com *Chrysopogon zizanioides* e *Polygonum punctatum* cultivadas em leito de argila expandida. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 1, p. 123–132, 2017.

REIS, J. A. T. DOS; MENDONÇA, A. S. F. Análise técnica dos novos padrões brasileiros para amônia em efluentes e corpos d’água. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 14, n. 27, p. 353–362, 2009.

RODRIGUES, L. S. et al. Avaliação de desempenho de reator UASB no tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 35, p. 94–100, 2010.

SALES, C. V. **Uso de duas espécies de macrófitas aquáticas, *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes* em tratamento de resíduos de cervejaria na cidade de Toledo/PR.** 2011. Mestrado (Recursos pesqueiros e Engenharia de pesca) Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo.

SANTOS, L. D.; MAYERLE, S. F.; CAMPOS, L. M. D. S. Tecnologias e sistemas de tratamento para os dejetos da suinocultura. **Revista Verde**, v. 9, n. 48, p. 12–18, 2014.



SCHILLER, A. DA P.; SCHWANTES, D.; SOMAVILLA, E.; MANFRIN, J.; GONÇALVES JR, A. C.; CAMPAGNOLO, M. A. Post treatment of domestic sewage with *Spirodela polyrhiza* macrophyte. **Scientia Agraria Paranaensis**, v. 16, n. 3, p. 287-295, 2017.

SEZERINO, P. H. **UTILIZAÇÃO DE BIOFILTROS COM MACRÓFITAS (VERTICAL CONSTRUCTED WETLANDS) COMO PÓS-TRATAMENTO DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO APLICADAS AOS DEJETOS DE SUÍNOS**. 2002. Mestrado (Engenharia Ambiental) - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

SEZERINO, P. H.; PHILIPPI, L. S. Utilização de um sistema experimental por meio de "wetland" construído no tratamento de esgotos domésticos pós tanque séptico. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 9., 2000, Porto Seguro. **Anais...** Porto Seguro: ABES, 2000. p. 688-697.

SHAH, M.; Hashmi, H. N.; ALI, A.; Ghumman, A. R. Performance assessment of aquatic macrophytes for treatment of municipal wastewater. **Journal of Environmental Health Science and Engineering**, v. 12, n. 1, p. 106, 2014.

SILVA, C. L. DA; BASSI, N. S. S. Análise dos Impactos Ambientais no Oeste Catarinense e das Tecnologias Desenvolvidas Pela Embrapa Suínos e Aves. **Informe Gepec**, v. 16, p. 128–143, 2012.

SILVA, J. R. da; SILVA, M. S. da; MELLO, D. de B. Produção intensiva de suínos e impactos ambientais: o caso da Unidade Educativa de Produção (UEP) do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Alagoas (IFAL) – campus Satuba. In: V CONNEPI, 2010, Alagoas. **Anais...** Alagoas: 2010.

SOLORZANO, I. Determination of ammonia in natural seawater by the phenol-hypochlorite method. **Limnology and Oceanography**, v. 14, n. 5, p. 799–801, 1969.

SOOKNAH, R.D. and WILKIE, A.C. Nutrient removal by floating aquatic macrophytes cultured in anaerobically digested flushed dairy manure wastewater. **Ecological Engineering**, vol. 22, 2004.

SOUZA, F. DAS C. R. et al. Fitorremediação da água de rejeito de dessalinizadores utilizados no oeste potiguar por *Eichhornia crassipes*. **Blucher Chemistry Proceedings**, v. 3, 2015.

STRICKLAND, J. D. H.; PARSONS, T. R. **A manual of sea water analysis**. Ottawa: Queen's Printer, 1960.

TAVARES, F. A. **REÚSO DE ÁGUA E POLIMENTO DE EFLUENTES DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO POR MEIO DE CULTIVO CONSORCIADO DE PLANTAS DA FAMÍLIA LEMNACEAE E TILÁPIAS**. 2008. Doutorado (Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

TAVARES, F. D. A. et al. Desempenho da macrófita *Lemna valdiviana* no tratamento

terciário de efluentes de suinocultura e sua contribuição para a sustentabilidade da atividade. **Revista Biotemas**, v. 21, n. 1, p. 17–27, 2008.

TOMAZONI, J. C. et al. Utilização de medidas de turbidez na quantificação da movimentação de sólidos por veiculação hídrica nas bacias dos rios Anta Gorda, Brinco, Coxilha Rica e Jirau - Sudoeste do estado do Paraná. **Boletim Paranaense de Geociências**, n. 57, p. 49–56, 2005.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

VALDERRAMA, J. C. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. **Marine Chemistry**, v. 10, n. 2, p. 109–122, 1981.

VASCONCELLOS, M. C.; PAGLIUSO, D.; SOTOMAIOR, V. S.; Fitorremediação: Uma proposta de descontaminação do solo. **Estudos de Biologia: Ambiente e Diversidade**, 2012.

VERMA, R.; SUTHAR, S. Synchronized urban wastewater treatment and biomass production using duckweed *Lemna gibba* L. **Ecological Engineering**, v. 64, p. 337–343, 2014.

VERMAAT, J. E.; HANIF, M. K. Performance of common duckweed species (Lemnaceae) and the waterfern *Azolla filiculoides* on different types of waste water. **Water research**, v. 32, n. 9, p. 2569-2576, 1998.

VIVAN, M. et al. 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. 49, p. 320–325, 2010.

WETZEL, R. G. **Limnology: Lake and River Ecosystems**. USA: Academic press, 2001.

ZIMMO, O.; VAN DER STEEN, N., GIJZEN, H., 2003. Comparison of ammonia volatilization rates in algae and duckweed-based waste stabilization ponds treating domestic wastewater. **Water Research**, v. 37, p. 4587-4594.

ZOZ, T. et al. LIXIVIAÇÃO DE NITRATO EM SOLOS SUBMETIDOS A DIFERENTES EFLUENTES DE SUÍNOS. **Synergismus scyentifica UTFPR**, v. 4, n. 1, 2009.