



**DAYANA CRISTINE BARBOSA MAFRA**

**REMOÇÃO DE FÓSFORO DE EFLUENTE SANITÁRIO  
UTILIZANDO FILTROS COM LODO DE ETA**

**LAVRAS - MG  
2020**

**DAYANA CRISTINE BARBOSA MAFRA**

**REMOÇÃO DE FÓSFORO DE EFLUENTE SANITÁRIO UTILIZANDO FILTROS  
COM LODO DE ETA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, área de concentração em Construções, Ambiente e Tratamento de Resíduos

Profa. Dra. Fátima Resende Luiz Fia  
Orientadora  
Prof. Dr. Ronaldo Fia  
Coorientador

**LAVRAS - MG  
2020**

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca  
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Mafra, Dayana Cristine Barbosa.

Remoção de Fósforo de Efluente Sanitário utilizando filtros  
com lodo de ETA / Dayana Cristine Barbosa Mafra. - 2020.  
98p.

Orientador(a): Fatima Resende Luiz Fia.

Coorientador(a): Ronaldo Fia.

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de  
Lavras, 2020.

Bibliografia.

1. Tratamento Terciário. 2. adsorção. 3. esgoto. I. Fia, Fatima  
Resende Luiz. II. Fia, Ronaldo.

**DAYANA CRISTINE BARBOSA MAFRA**

**REMOÇÃO DE FÓSFORO DE EFLUENTE SANITÁRIO UTILIZANDO FILTROS  
COM LODO DE ETA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, área de concentração em Construções, Ambiente e Tratamento de Resíduos

APROVADA em 26/07/2020

Dra. Fátima Resende Luiz Fia (UFLA)  
Dr. Ronaldo Fia (UFLA)  
Dr. André Geraldo Cornélio Ribeiro (UFLA)  
Dr. Eduardo Eduardo de Aguiar do Couto (UNIFEI)

Profa. Dra. Fátima Resende Luiz Fia  
Orientadora  
Prof. Dr. Ronaldo Fia  
Coorientador

**LAVRAS - MG  
2020**

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente à Deus que permitiu que tudo isso acontecesse, ao longo de minha vida, e não somente nestes anos como universitária, mas em todos os momentos.

Ao meu marido, Gustavo, pelo companheirismo, amor, respeito, paciência, por sempre me incentivar a seguir meus sonhos e por me ajudar, muitas vezes, nas horas difíceis, de desânimo e cansaço.

À minha família, Selmo, Solange, Rayana, Cássia, Ariosto e Sophia pelo amor e apoio incondicional.

À minhas amigas, que me apoiaram e que sempre estiveram ao meu lado durante esta caminhada. Em especial a Hévelyn, minha amiga fundamental em minha vida, que muitas vezes compartilhei momentos de tristezas, alegrias, angústias e ansiedade, mas que sempre esteve ao meu lado me apoiando e me ajudando, mesmo não estando mais na UFLA comigo.

À minha orientadora, Prof. Fátima Resende Luiz Fia, pela oportunidade, confiança, incentivo e por todas as valiosas contribuições e ensinamentos para concretizar este projeto.

Aos colegas de Laboratório e aos estagiários Paulo e Thalia, que sempre cooperaram nas minhas pesquisas e os técnicos da ETA e ETE e a técnica Juliana pelo importantíssimo auxílio no desenvolvimento deste projeto.

Agradeço aos membros da banca, Prof. Ronaldo Fia, Prof. André Geraldo Cornélio Ribeiro e Prof. Eduardo de Aguiar do Couto, pela disponibilidade e contribuição para este trabalho.

À UFLA e à FAPEMIG por proporcionar a realização deste projeto.

E a todos que direta ou indiretamente fizeram parte da minha formação, o meu muito obrigada!

“Os que confiam no Senhor serão como o monte de Sião, que não se abala, mas permanece para sempre.”

Salmo 125:1

## RESUMO

A produção de esgoto doméstico tem aumentado consideravelmente nas últimas décadas e a deficiência dos sistemas de tratamento na remoção de certos constituintes contribuem com a poluição dos cursos de água por nutrientes, principalmente o fósforo. O fósforo é considerado como o nutriente de maior importância nos fenômenos de eutrofização, tornando-se o foco para a melhoria da qualidade dos corpos hídricos, pois é o elemento limitante ao desencadeamento das florações de algas. Os processos de remoção de fósforo se dão por métodos físicos, químicos e biológicos. Uma forma eficiente e economicamente viável para a remoção destas substâncias do esgoto é por meio da filtração, utilizando material com potencial de adsorção deste constituinte. Sendo assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar a remoção de fósforo em filtros preenchidos com serragem e lodo da Estação de Tratamento de Água (ETA). Foram construídas duas colunas de filtração utilizando tubo de PVC com diâmetro interno de 0,10 m e 1,00 m de altura que consistiu em Filtro 1 (F1) e Filtro 2 (F2). As camadas internas dos filtros foram preenchidas na seguinte ordem: uma camada de 0,30 m de serragem, seguida por uma camada de 0,40 m do resíduo, finalizando com outra camada de 0,30 m de serragem para F1; e mistura de serragem e resíduo na proporção de 1:1 para F2. O lodo proveniente da ETA da Universidade Federal de Lavras (UFLA) antes de ser utilizado foi seco e peneirado (0,425 mm). Além disso, tanto na extremidade inferior quanto na superior foram colocadas telas de malha fina para evitar a perda de resíduos. O experimento foi conduzido por um período de 6 meses, sendo realizadas análises de pH, P total, ortofosfato, condutividade elétrica (CE), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), demanda química de oxigênio (DQO) e sólidos totais, suspensos e dissolvidos (SST e SDT). Para o lodo, foi avaliado o ponto de carga zero (PCZ) e uma amostra foi encaminhada para o Laboratório de Análises de Solos da UFLA para sua caracterização química. Antes da confecção do filtro foi determinada a capacidade adsorptiva do lodo de ETA em ensaios laboratoriais, avaliando a eficiência da remoção de fósforo de efluente sanitário. Foram realizados ensaios cinéticos, e as isotermas de adsorção foram determinadas utilizando os modelos de Langmuir e Freundlich. Como forma de avaliar a viabilidade do resíduo gerado no filtro após o tratamento como fertilizante, foram também testados em vasos de plástico nº 05 com dimensões de 19 x 23 x 23 cm, o plantio do capim-tifton 85 com 4 tratamentos utilizando o resíduo dos filtros após o uso para adsorção de fósforo (RF). Sendo T1 (Testemunha) – Solo + Capim-tifton 85; T2- Solo + RF (20%) + Capim-tifton 85; T3- Solo+ RF (50%) + Capim-tifton 85; T4- Solo+ RF (100%) + Capim-tifton 85. Os tratamentos possuíam 3 repetições cada, sendo que o solo utilizado foi retirado da área pertencente à UFLA, o qual é classificado como Latossolo Vermelho Distrófico, textura argilosa. Para a utilização desse solo foi realizada a calagem para correção de seu pH, no qual foram aplicadas, proporcionalmente, 2,64 t ha<sup>-1</sup> de calcário. As isotermas de adsorção se ajustaram bem aos dados experimentais e o melhor ajuste foi obtido utilizando-se o modelo de Freundlich, sendo a capacidade de adsorção máxima de fósforo no lodo de ETA igual a 1,4 mg g<sup>-1</sup>. Os ensaios demonstraram que este é um adsorvente com uma cinética de reação bastante rápida, e provavelmente o mecanismo cinético é de segunda ordem. Os filtros tiveram eficiências de remoção de fósforo total de 91%, de fosfato 85 e 83%, respectivamente para F1 e F2. Em relação à matéria orgânica, os valores médios de DQO foram de 142,05 mg L<sup>-1</sup> para o efluente ao final do dia para o filtro 1 e de 142,17 mg L<sup>-1</sup> para o efluente ao final do dia para o filtro 2, não se diferenciando estatisticamente e com eficiência de remoção de aproximadamente 58% para nitrogênio (NTK), para ambos os filtros. O capim-tifton 85 produziu 51,7; 46,7; 21,2 e 24,9 g de matéria seca para os tratamentos T1, T2, T3 e T4, respectivamente, em um período de 30. Porém, para as condições avaliadas o lodo de ETA proporcionou, em média, o mesmo desenvolvimento das plantas comparado à aplicação de adubação convencional.

**Palavras-chave:** esgoto, nutrientes, adsorção, eutrofização, ortofosfato, tratamento terciário.

## ABSTRACT

*The production of domestic sewage has increased considerably in recent decades and the deficiency of treatment systems in the removal of certain constituents contributes to the pollution of waterways by nutrients, mainly phosphorus. Phosphorus is considered the most important nutrient in eutrophication phenomena, making it the focus for improving the quality of water bodies, as it is the limiting element to triggering algal blooms. Phosphorus removal processes take place by physical, chemical and biological methods. An efficient and economically viable way to remove these substances from the sewage is through filtration, using material with the potential for adsorption of this constituent. Therefore, the objective of this work was to evaluate the removal of phosphorus in filters filled with sawdust and sludge from the Water Treatment Station (ETA). Two filtration columns were constructed using polyvinyl chloride (PVC) tubes with an internal diameter of 0.10 m and 1.00 m in height, which consisted of Filter 1 (F1) and Filter 2 (F2). The internal layers of the filters were filled in the following order: a 0.30 m layer of sawdust, followed by a 0.40 m layer of residue, ending with another 0.30 m layer of sawdust for F1; and mixture of sawdust and residue in the ratio of 1: 1 to F2. The sludge from the Federal University of Lavras (UFLA) ETA before being used was dried and sieved (0.425 mm). In addition, fine mesh screens were placed on both the lower and upper ends to prevent waste loss. The experiment was conducted for a period of 6 months, with analyzes of pH, total P, orthophosphate, electrical conductivity (CE), total nitrogen Kjeldahl (NTK), chemical oxygen demand (COD) and total, suspended and dissolved solids (SST and SDT). For the sludge, the zero load point (PCZ) was evaluated and a sample was sent to the UFLA Soil Analysis Laboratory for its chemical characterization. Before the filter was made, the adsorptive capacity of the ETA sludge was determined in laboratory tests, evaluating the efficiency of removing phosphorus from sanitary effluent. Kinetic tests were performed, and the adsorption isotherms were determined using the Langmuir and Freundlich models. As a way of evaluating the viability of the residue generated in the filter after treatment as a fertilizer, it was also tested in plastic pots n° 05 with dimensions of 19 x 23 x 23 cm, the planting of tifton 85 grass with 4 treatments using the residue of the filters. T1 (Witness) - Solo + Tifton 85 grass; T2- Soil + biosolid (20%) + Tifton 85 grass; T3- Soil + biosolid (50%) + Tifton 85 grass; T4- Soil + biosolid (100%) + Tifton grass 85. The treatments had 3 replicates each, and the soil used was removed from the area belonging to UFLA, which is classified as Latossolo Vermelho Distrófico, clay texture. For the use of this soil, liming was performed to correct its pH, in which 2.64 t ha<sup>-1</sup> of limestone were proportionally applied. The adsorption isotherms adjusted well to the experimental data and the best fit was obtained using the Freundlich model, with the maximum phosphorus adsorption capacity in the ETA sludge equal to 1.4 mg g<sup>-1</sup>. Tests have shown that this is an adsorbent with very fast reaction kinetics, and probably the kinetic mechanism is second order. The filters had total phosphorus removal efficiencies of 91%, phosphate 85 and 83%, respectively for F1 and F2. Regarding organic matter, the average COD values were 142.05 mg L<sup>-1</sup> for the effluent at the end of the day for filter 1 and 142.17 mg L<sup>-1</sup> for the effluent at the end of the day for the filter. 2, not differing statistically and with removal efficiency of approximately 58% for nitrogen (NTK), for both filters. Tifton grass 85 produced 51.7; 46.7; 21.2 and 24.9 g of dry matter for treatments T1, T2, T3 and T4, respectively, over a period of 30. However, for the conditions evaluated, the ETA sludge provided, on average, the same plant development compared to conventional fertilizer application.*

**Keywords:** sewage, nutrients, adsorption, eutrophication, orthophosphate, tertiary treatment.



## SUMÁRIO

CAPÍTULO 1 - GERAL.....	11
1. INTRODUÇÃO .....	11
2. OBJETIVOS.....	12
2.1. Objetivo Geral .....	12
2.2. Objetivos Específicos.....	12
3. REFERENCIAL TEÓRICO .....	13
3.1. Esgoto doméstico e seu impacto no curso de água .....	13
3.2. Mecanismos de remoção de fósforo.....	14
3.2.1. Processos Biológicos.....	15
3.2.2. Processos físico-químicos .....	18
3.3. Uso de lodo de ETA como adsorvente e biofertilizante.....	20
3.3. Isotermas de adsorção .....	23
3.4. Cinética de adsorção.....	25
4. CONCLUSÃO GERAL .....	27
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	28
CAPÍTULO 2 – ARTIGO 1 .....	38
ISOTERMAS E CINÉTICA DE ADSORÇÃO DE FÓSFORO EM RESÍDUOS .....	38
1. INTRODUÇÃO .....	40
2. OBJETIVO.....	41
3. MATERIAL E MÉTODOS .....	41
3.1. Isotermas de adsorção .....	42
3.2. Ensaio de Cinética de Adsorção.....	43
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	45
5. CONCLUSÃO .....	53
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	54
CAPÍTULO 3 – ARTIGO 2 .....	58
REMOÇÃO DE FÓSFORO EM FILTROS DE ESCOAMENTO ASCENDENTE COM LODO DE ETA E SERRAGEM COMO ADSORVENTES.....	58
1. INTRODUÇÃO .....	60
2. MATERIAL E MÉTODOS .....	61
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	64
3.1. Caracterização do lodo de ETA.....	64
3.2. Monitoramento dos filtros.....	66
4. CONCLUSÃO .....	74
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	75

	10
CAPÍTULO 4 – ARTIGO 3 .....	80
AVALIAÇÃO DO DESENVOLVIMENTO DO CAPIM-TIFTON 85 CULTIVADO EM LATOSSOLO ADUBADO COM RF .....	80
1. INTRODUÇÃO .....	82
2. MATERIAL E MÉTODOS .....	83
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	86
4. CONCLUSÃO .....	94
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	95

## **CAPÍTULO 1 - GERAL**

### **1. INTRODUÇÃO**

A água é um recurso natural essencial para sobrevivência da vida no planeta. Possui diversos usos como abastecimento público e industrial, dessedentação de animais, atividades agrícolas e recreação. Contudo, nas últimas décadas, as atividades antrópicas têm causado efeitos negativos à qualidade deste recurso. O lançamento indiscriminado de efluentes domésticos e agroindustriais sem tratamento prévio, pode afetar a qualidade da água do corpo hídrico receptor, provocando depleção do oxigênio dissolvido, aumento da turbidez, alteração de pH, entre outros efeitos, causando reflexos sobre a manutenção das condições ideais para a sobrevivência dos organismos e sobre a saúde humana.

Cada tipo de água residuária é constituída por diferentes substâncias, materiais e organismos, que afetam o ambiente de diversas formas, desde os microrganismos até o ser humano. O esgoto doméstico é formado por urina, fezes, água de banho, sabão, detergentes, águas de lavagem geral, restos de comida e papel, provenientes de residências, comércios e instituições que utilizam a água para fins domésticos (VON SPERLING, 2014).

O nitrogênio, nos esgotos, além de estar presente nos detergentes constitui compostos biológicos como as proteínas, ureia, ácido úrico e outros. O fósforo se apresenta em forma de ortofosfato, polifosfato e fósforo orgânico, e são comuns em efluentes domésticos devido ao uso de produtos de limpeza e compostos biológicos, que apresentam grande concentração deste elemento (METCALF; EDDY; TCHOBANOGLIOUS, 2010; VON SPERLING, 2014).

A importância da remoção de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, no tratamento de esgoto fundamenta-se na proteção da qualidade da água dos corpos hídricos, já que a presença desses leva à eutrofização dos mananciais. O fósforo é considerado como o nutriente de maior importância nos fenômenos de eutrofização, tornando-se o foco para a melhoria da qualidade dos corpos hídricos, pois é um elemento limitante ao desencadeamento das florações de algas.

A principal tendência da evolução do tratamento de esgotos sanitários está na otimização dos processos biológicos, a inclusão do tratamento terciário de forma a melhorar as remoções de nitrogênio e fósforo e a reutilização dos nutrientes como reserva alternativa. A filtração, utilizando materiais adsorventes, é um método simples, barato e eficiente na remoção de diversos poluentes.

A utilização de resíduos que comumente seriam descartados, como materiais filtrantes capazes de adsorver solutos e reter sólidos que sejam subprodutos de atividades agropecuárias

e industriais tornam-se opção interessante, tendo em vista a sua abundância, o baixo custo de aquisição e a possibilidade de serem reutilizados.

Estudos mostram um aumento na remoção de fósforo quando se utiliza lodo de Estação de Tratamento de Água (ETA) (BAL KRISHNA; ARYAL; JANSEN, 2016; DASSANAYAKE et al., 2016). Porém são encontrados poucos trabalhos na literatura com este objetivo. Sendo assim, são necessários novos trabalhos utilizando este modelo de tratamento como forma de cobrir esta carência, além de incentivar o uso do mesmo no tratamento de esgoto.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. Objetivo Geral**

Avaliar a remoção de fósforo por sorção em lodo de ETA e serragem.

### **2.2. Objetivos Específicos**

- a. Construir e avaliar isotermas de adsorção com diferentes concentrações de fósforo para o lodo de ETA;
- b. Avaliar a cinética de adsorção de fósforo utilizando lodo de ETA;
- c. Avaliar a eficiência dos filtros preenchidos com lodo de ETA e serragem na remoção de fósforo, nitrogênio, DQO e sólidos totais;
- d. Avaliar a viabilidade do resíduo como fertilizante no desenvolvimento do capim-tifton 85 cultivado em latossolo vermelho.

### 3. REFERENCIAL TEÓRICO

#### 3.1. Esgoto doméstico e seu impacto no curso de água

Os poluentes presentes nas águas residuárias causam um desequilíbrio ecológico ao ambiente e problemas à saúde humana, quando dispostos de maneira inadequada sem passar por um processo de tratamento específico, uma vez que esses alteram as características naturais da água e comprometem a qualidade para os diversos usos como consumo humano, recreação e atividades agrícolas (CABRAL et al., 2011; MELIA et al., 2019; TORIT et al., 2012).

O esgoto doméstico é composto por inúmeras variáveis e característica de determinado local e hábitos culturais vigentes, assim como condições socioeconômicas, clima, entre outros. Por outro lado, a sua composição varia também ao longo do tempo. De forma geral, é formado por fezes, urina, água de banho, sabão, detergentes, águas de lavagem em geral, restos de comida e papel, provenientes de residências, comércios e instituições que utilizam a água para fins domésticos. Cerca de 99,9% deste efluente é constituído de água e o restante é formado por organismos patogênicos, sólidos orgânicos, inorgânicos, suspensos e dissolvidos, nutrientes, óleos e graxas e microrganismos (VON SPERLING, 2014). Trabalhos recentes têm indicado, também, a presença de hormônios e fármacos (RODRIGUES et al., 2018).

O fósforo é um dos micronutrientes fundamentais e insubstituíveis para a sustentabilidade da vida (CHEN et al., 2013). No esgoto se apresenta em forma de ortofosfato, polifosfato e fósforo orgânico e são comuns em efluentes domésticos devido ao uso de produtos de limpeza e suas concentrações variam de acordo com aspectos nutricionais, urbanização e grau de desenvolvimento industrial, apresentando valores entre 6 e 10 mg L<sup>-1</sup> no Brasil, e da ordem de 15 mg L<sup>-1</sup> em países desenvolvidos (METCALF; EDDY; TCHOBANOGLIOUS, 2010; VON SPERLING, 2014).

Sabe-se que os nutrientes, principalmente o nitrogênio e o fósforo, por serem complemento nutricional para organismos aquáticos, são capazes de desencadear o fenômeno da eutrofização, que é aumento no aporte de nutrientes na água que resulta no crescimento excessivo de plantas aquáticas levando a mudança na qualidade das águas, alteração da diversidade de espécies, mudanças de pH, floração de cianobactérias, produção de toxinas, entre outros (PANAGIOTOU et al., 2018; WANG et al., 2016a).

As consequências da eutrofização para as empresas de saneamento básico são elevados custos operacionais, tanto para adequação da água de abastecimento, quanto problemas operacionais nas ETAs, como entupimento dos filtros e a necessidade de pré-

cloração devido às maiores concentrações de matéria orgânica, o que pode levar à formação de compostos precursores de trihalometanos (THM's) que são uma ameaça à saúde pública, devido as suas características carcinogênicas.

Embora a remoção de fósforo dos efluentes seja essencial para a proteção da qualidade das águas superficiais e do ambiente aquático, ainda não existem padrões de lançamento estabelecidos na legislação brasileira (BRASIL, 2011).

A Resolução CONAMA N° 357, de 17 de março de 2005 classifica os corpos de água e estabelece os padrões de qualidade dos mesmos, de modo a assegurar seus usos preponderantes. Visando à proteção dos recursos hídricos, foram estabelecidos valores limite de fósforo de acordo com a classe de enquadramento do corpo de água. A Resolução, de âmbito federal, orienta e fornece diretrizes de gestão para que os órgãos estaduais delimitem os valores de acordo com a realidade local (BRASIL, 2005a).

Além disso, tem-se a Resolução CONAMA N° 359, de 29 de abril de 2005 que estabelece critérios para a utilização de fósforo na produção de detergentes em pó para comercialização nacional, visando à redução e eventual eliminação deste elemento e consequente minimização de sua descarga em corpos receptores (BRASIL, 2005b).

Em âmbito estadual, apenas os estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul apresentam decretos que limitam o lançamento de fósforo em seus rios, lagos e reservatórios. Em Santa Catarina o limite máximo de fósforo total é de  $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ , de acordo com a Lei n° 5.793/1980 e o Decreto n° 14.250/1981 (SANTA CATARINA, 1980; 1981). Já no Rio Grande do Sul, a Resolução CONSEMA n° 128, estabelece concentrações de fósforo nos efluentes para lançamento em corpos d'água variando de 1 a  $4 \text{ mg L}^{-1}$ , dependendo da vazão de lançamento, ou eficiência mínima de remoção de 75% (RIO GRANDE DO SUL, 2006).

No estado de Minas Gerais a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH n°1 (MINAS GERAIS, 2008), assim como a legislação federal, não limita, de forma direta, o despejo de efluentes contendo fósforo nos mananciais hídricos superficiais. Entretanto, os despejos não podem alterar a qualidade dos cursos d'água.

### **3.2. Mecanismos de remoção de fósforo**

A remoção de fósforo encontra-se no nível terciário de tratamento e pode ser efetuada por meio de processos biológicos, físico-químicos ou pela combinação dos dois, sendo que o fósforo removido é convertido em fração sólida.

### 3.2.1. Processos Biológicos

A remoção por meios biológicos pode ser realizada por dois mecanismos independentes: direta absorção de fósforo dissolvido para o crescimento de células e plantas, e o aumento da capacidade de armazenamento de fósforo como polifosfato pela biomassa microbiana em sistemas aeróbios, precedidos de anaeróbios (VIEIRA, 2011).

Cada um desses processos tem vantagens e desvantagens, uma vez que o processo biológico de tratamento é considerado econômico se houver possibilidade de ser operado em baixos tempos de detenção hidráulica (TDH) e tempos de retenção de sólidos ( $\theta_c$ ) suficientemente longos para permitir o crescimento de microrganismos (CHERNICHARO, 2006).

Dos processos biológicos utilizados no tratamento de efluentes, destacam-se os sistemas de lodos ativados, reatores UASB, lagoas de estabilização naturais e aeradas e filtros biológicos percoladores. No entanto, nenhum desses sistemas possui reduções satisfatórias quanto à concentração de fósforo no efluente (VON SPERLING, 2014). Nem mesmo os aeróbios, operados convencionalmente para remoção de matéria orgânica.

A remoção biológica de fósforo apresenta pontos importantes como: a) o lodo ativo em condições anaeróbias tende a liberar fosfato para a fase líquida se houver disponibilidade de substrato orgânico de fácil degradação. Sob essas condições, as bactérias poli-P usam a energia derivada da hidrólise dos polifosfatos para sequestrar substratos orgânicos que são armazenados na forma de polihidroalcanoatos (PHA); b) em condições aeróbias, a energia derivada do metabolismo dos PHA é usada para a acumulação de polifosfato no interior da célula (CHOI et al., 1996; MARTIN et al., 2006; WENTZEL et al., 1989).

Atualmente, um tratamento que vem sendo cada vez mais usado é a remoção de fósforo via processos biológicos aprimorados (*Enhanced Biological Phosphorus Removal-EPBR*). No processo, microrganismos específicos, os PAO's – organismos acumuladores de fósforo (do inglês *Phosphorus Accumulating organisms* - PAO's), removem ortofosfatos ( $P_i$ ) do efluente acumulando-os no interior das suas células como polifosfato. Estas células podem então ser removidas e o efluente torna-se clarificado, o que resulta num ambiente com uma menor concentração do fósforo. Segundo Martín et al. (2006), o mecanismo de acúmulo excessivo de fósforo se processa em duas fases, sob condições anaeróbias e aeróbias respectivamente.

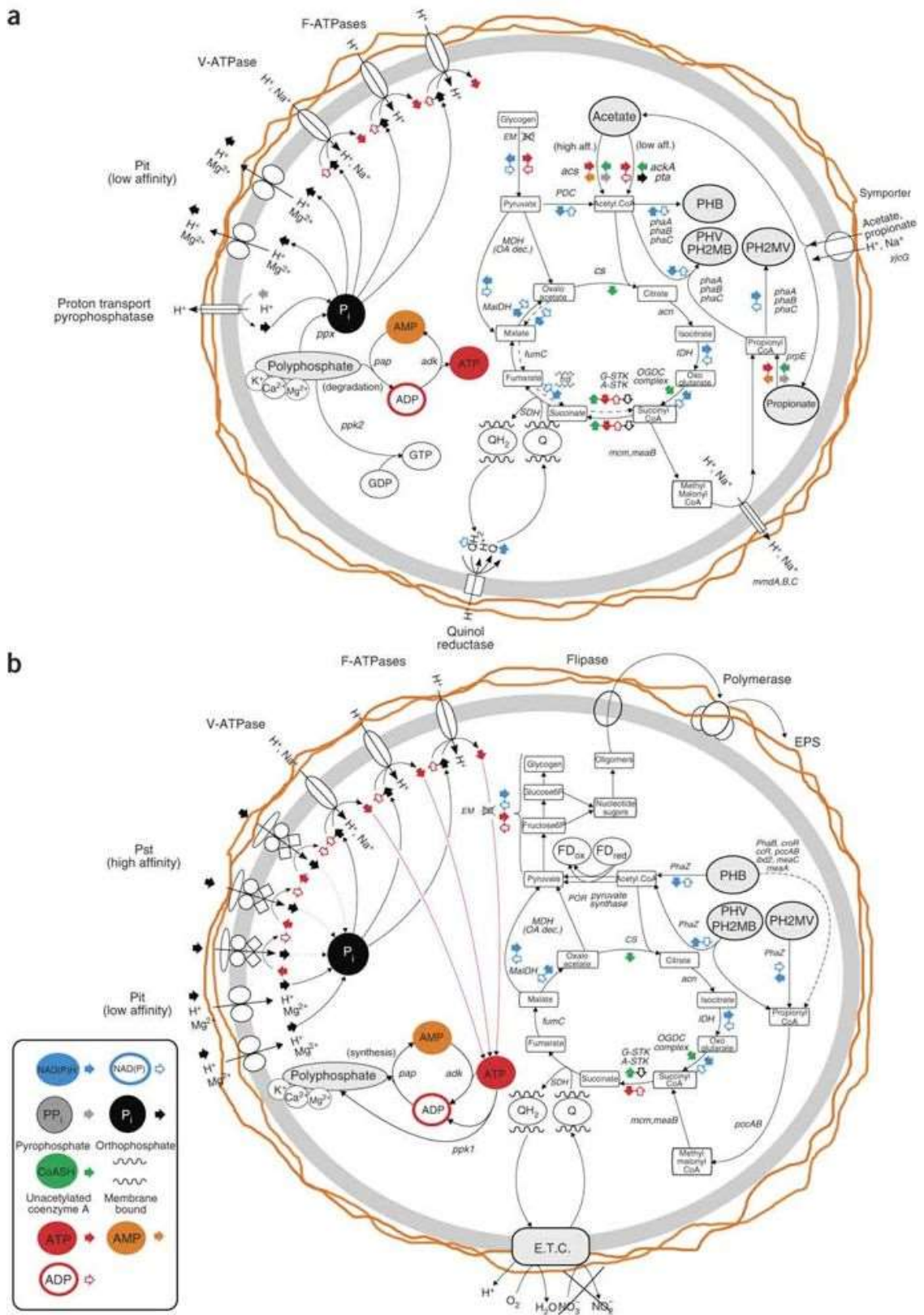
Sob condições anaeróbias (Figura 1a), o acetato e o propionato, ácidos graxos voláteis (AGV's) são rapidamente armazenados na célula sob a forma de quatro polihidroalcanoatos

(PHA's): polihidroxibutirato (PHB), formado do acetato; polihidroxivalerato (PHV) e polihidroxí-2-metilbutirato (PH2MB), formados tanto do acetato quanto do propionato e o polihidroxí-2-metilvalerato (PH2MV), formado a partir do propionato. A produção dos PHA's requer energia (ATP) e poder redutor (NAD(P)H) (MARTÍN et al., 2006).

Sob condições aeróbicas (Figura 1b), quando o oxigênio está disponível para a respiração, o acetato não está presente no meio para as outras espécies e os polihidroxialcanoatos (PHA's) armazenados dos Organismos Acumuladores de Fósforo (PAO's) conferem-lhes a dominância no ecossistema microbiano. Estes microrganismos são capazes de capturar o polifosfato (Pi) do meio reconstituindo suas reservas, com consequente consumo de ATP, e usar o material previamente armazenado, os polihidroxialcanoatos (PHA's), para o crescimento. Fundamentalmente, a energia requerida para a captura de fósforo e crescimento é produzida pelo consumo dos polihidroxialcanoatos (PHA's) previamente armazenados (MARTÍN et.al., 2006).



**Figura 1. a)** Metabolismo do processo EBPR, fase anaeróbica, inferido a partir do genoma de *A. phosphatis*. **b)** Metabolismo do processo EBPR, fase aeróbica, inferido a partir do genoma de *A. phosphatis*



Essas novas tecnologias de remoção de fósforo são consideradas como processos econômicos e ambientalmente sustentáveis (BROUGHTON et al., 2008; YANG et al., 2010; ZHU et al., 2011), porém há pouco conhecimento sobre a sua capacidade quando implantadas nos variados tipos de efluentes gerados.

Dentre as principais vantagens na utilização desse método, destaca-se a redução dos custos com reagentes químicos e menor volume de lodo produzido quando comparado ao processo de precipitação química (METCALF; EDDY; TCHOBANOGLIOUS, 2010; VIESSMAN et al., 2011).

### 3.2.2. Processos físico-químicos

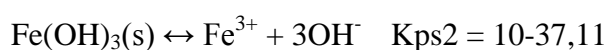
Os processos físico-químicos para remoção de fósforo são comumente processos auxiliares ao tratamento biológico, quando as concentrações remanescentes de fósforo ainda apresentam elevado potencial poluidor.

Os métodos físico-químicos compreendem, geralmente, a adsorção do nutriente em diversos tipos de materiais como a calcita, escória de indústria metalúrgica, óxidos de Al e Fe, zeólitas, silicatos, carvão, entre outros. A capacidade de adsorção vai depender, essencialmente, da granulometria do material, porosidade e do comportamento hidráulico. (KARAGEORGIU et al., 2007).

Os processos físico-químicos se baseiam na precipitação, por meio de coagulantes a base, principalmente, de ferro e alumínio, que posteriormente são removidos em decantadores.

A precipitação com cal hidratada, apesar de ser um tratamento mais barato, tem o problema de geração de resíduos e apresenta menor eficiência de remoção em comparação com os sais metálicos, isto porque este processo eleva muito a quantidade de lodo gerado e requer que o pH seja novamente corrigido após a remoção do lodo gerado (METCALF; EDDY; TCHOBANOGLIOUS, 2010).

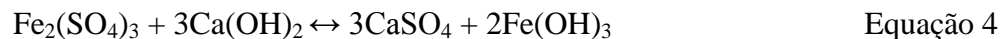
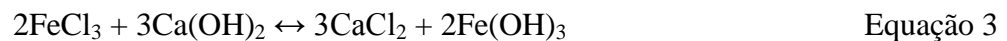
Por outro lado, o ferro, quando adicionado na fase líquida, participa de reações de hidrólise, formando espécies mononucleares e polinucleares solúveis e, por ser o  $\text{Fe}^{3+}$  insolúvel tanto na forma de hidróxido como de fosfato férrico, o mesmo precipita-se em ambas as formas (MARGUTI; FILHO; PIVELI, 2008). Desta forma, o equilíbrio da reação pode ser regido pela precipitação do hidróxido ou fosfato férrico, conforme mostra a Equações 1 e 2 (MARGUTI; FILHO; PIVELTI, 2008).



Equação 1



Além disso, a adição de coagulante a base de ferro tem influência, também, na alcalinidade presente no esgoto em tratamento. A reação que ocorre entre os coagulantes, no caso cloreto férrico e sulfato férrico, e a cal hidratada ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ), está mostrada nas Equações 3 e 4.



Portanto, existe uma competição entre as reações do íon de ferro trivalente com o íon fosfato e com a cal hidratada. Enquanto a reação com o fosfato resulta em um precipitado a base de fósforo, removendo este do sistema, a segunda reação forma hidróxido de ferro (III), que é um agente de floculação. Além disso, a reação com a cal faz com que o pH diminua, necessitando algumas vezes de correção. Sendo assim, a adição dos coagulantes cloreto férrico e sulfato férrico necessitam de um condicionamento do esgoto, para que ao receber a dosagem de coagulante, a alcalinidade esteja dentro do desejável.

A precipitação química apesar de ser um método eficiente na remoção e de baixo custo de implantação das unidades de tratamento, possui algumas limitações como demanda por produtos químicos e a geração de um resíduo sólido que precisa ser descartado de forma adequada (YE et al., 2010; POWELL et al., 2009; YANG et al., 2010).

Como formas de remoção física têm-se a ultra filtração e a osmose reversa. Apesar de eficientes, estes métodos revelam-se extremamente caros (METCALF; EDDY, 2003).

O método de adsorção é considerado um dos melhores para remoção de fósforo, devido a sua eficácia, mesmo para baixas concentrações deste elemento. Adsorventes alternativos têm sido preparados a partir de uma ampla variedade de matérias-primas, abundantes e baratas, com elevado teor de carbono orgânico. Entre os materiais de maior potencial de exploração citam-se os alumino silicatos e os resíduos agrícolas a base de cascas de arroz, trigo, amêndoas, café e coco (ALI et al., 2012).

Muitos adsorventes têm sido estudados para remoção de P, como substâncias naturais e minerais modificadas, exemplo das zeólitos ( CHOI et al., 2012; WANG et al., 2014b ); produtos derivados da mineração, metalúrgicos e industriais (WANG et al., 2014a ) e óxidos de metais sintéticos ( LONG et al., 2011 ; XIE et al., 2014 ), óxidos de Fe e Al (WENDLING et al., 2013 ), biocarvão (NOVAIS et al. 2018; WAN et al. 2017), lodo de estações de

tratamento de água (BAL KRISHNA; ARYAL; JANSEN, 2016; DASSANAYAKE et al., 2016).

Estes adsorventes têm mostrado elevada capacidade para remover tanto fósforo como outros ânions que compõem o efluente final de estações de tratamento de esgotos. De acordo com Oberacker et al. (2002), o lodo de ETA é capaz de remover o fósforo do esgoto por adsorção em óxidos de ferro e reduzir a formação de H<sub>2</sub>S por precipitação de sulfetos férricos.

Um estudo conduzido por Dao et al. (2001) no qual utilizou-se lodo de ETA cujo coagulante era o sulfato de alumínio para determinar as frações de fósforo removidas, obteve-se que em um quilograma de resíduo continha 2034 mg de fósforo extraível em solução de cloreto de amônio/ácido clorídrico (fósforo reativo solúvel).

Dayton e Basta (2001), a partir de análises laboratoriais obtiveram redução de fósforo de 90 mg L<sup>-1</sup> para 10 mg L<sup>-1</sup> pela utilização de sulfato de alumínio e de 90 mg L<sup>-1</sup> para 20 mg L<sup>-1</sup> pelo uso de sulfato férrico. Com isso, os autores resolveram investigar a potencialidade de imobilização do fósforo pela utilização de lodo de ETA, em áreas agrícolas adubadas com resíduos de animais, obtendo resultados de remoção de fósforo de 40 a 70%.

Além disso, outra vantagem da adsorção com uso de resíduos e subprodutos é a possibilidade de usos mais nobres de materiais que comumente seriam descartados. Estes materiais, que em sua maioria constituem-se de compostos orgânicos e com carga adicional de fósforo devido ao processo de adsorção, possuem elevado potencial de reutilização.

### **3.3. Uso de lodo de ETA como adsorvente e biofertilizante**

É necessário que a água bruta passe por transformação realizada em Estação de Tratamento de Água (ETA), para se tornar adequada ao consumo humano. A maioria das Estações de Tratamento de Água no Brasil são convencionais ou de ciclo completo, possuindo unidades de coagulação, floculação, decantação e desinfecção. O tratamento de água convencional tem como objetivo principal retirar impurezas presentes na água, tornando-a potável. Neste sistema obtém-se água como produto final e um subproduto que recebe o nome de lodo de Estação de Tratamento de Água (lodo de ETA), provenientes das limpezas ou descargas de decantadores e da lavagem de filtros (DI BERNARDO et al., 2005).

O lodo de ETA é formado no floculador, tanque de decantação e filtros de areia e sua composição são impurezas presentes na água bruta decorrentes, principalmente, da formação geológica do manancial e de atividades poluidoras ativas inseridas na área de influência, e os sais utilizados no tratamento, principalmente os óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio.

Devido aos seus constituintes, a disposição final do lodo é considerada sério problema ambiental, pois na maioria das vezes retorna ao corpo hídrico sem tratamento (CERQUEIRA et al., 2014).

As características e quantidades do lodo produzido variam de acordo com a qualidade da água bruta, dos coagulantes utilizados, da operação do sistema e do período do ano (seco ou chuvoso) (PINHEIRO; ESTEVÃO; SOUZA, 2014). Do volume de água bruta que entra na ETA convencional, estima-se que 3 a 5% se transformam em resíduos sólidos, semissólidos e, ou, líquidos, ou seja, em lodo (CRITTENDEN et al., 2012).

Esse lodo é classificado como resíduos sólidos, de acordo com a norma técnica NBR-10.004 (ABNT, 2004). Portanto deve ser tratado e disposto de forma adequada para que não provoque danos ao meio ambiente (RODRIGUES; HOLANDA, 2013), uma vez que contém concentrações elevadas de elementos químicos tais como Al, Fe, Mg, Pb, Cd, entre outros (TARTARI et al., 2011; TEIXEIRA et al., 2006). Esta disposição inadequada em corpos hídricos pode alterar as características do corpo receptor como assoreamento ao corpo d'água, produção de odores, crescimento excessivo de algas e morte de peixes, além de causar danos à vida aquática e à saúde pública (TSUTIYA; HIRATA, 2001; RAMALHO, 2015).

Apesar disso, no Brasil, 62% dos resíduos das ETAs são frequentemente dispostos em cursos d'água sem qualquer tratamento e apenas 5,9% tem algum tipo de destinação adequada como aterro sanitário, reaproveitamento e incineração (IBGE, 2010).

Entre as alternativas de disposição final do lodo de ETA, tem-se a aplicação controlada em solos (MOTTA et al., 2005), uma vez que os compostos de maior proporção no lodo de ETA, como os óxidos e hidróxidos de alumínio e ferro, argilas silicatadas e matéria orgânica são constituintes de solo. Além disso, as características do lodo são de interesse agrícola, pois esse apresenta nitrogênio, fósforo, potássio e matéria orgânica, e pode ser considerado como uma fonte de nutrientes, principalmente quando usado em complementação à adubação mineral (CHERIFI et al., 2016).

Nesse sentido, o lodo de ETA torna-se de sumo interesse como recurso alternativo para obtenção de fósforo, em razão de uma eventual escassez das fontes convencionais de fósforo (rochas fosfáticas), o emprego do lodo como material adsorvente pode apresentar vantagens não somente econômicas, mas também ambientais. Visto como uma alternativa de baixo custo, uma vez que o resíduo não necessita de beneficiamento prévio para ser utilizado (AHMAD; AHMAD; ALAM, 2016; PANTANO et al., 2016).

Diante da necessidade de se destinar corretamente os resíduos sólidos resultantes do tratamento da água, surge o desafio de encontrar formas economicamente viáveis e

ecologicamente seguras para aproveitar o lodo, reintegrando um produto de descarte ao ciclo produtivo (GODOY, 2013).

O uso do lodo como material adsorvente pode apresentar diversas vantagens desde ambientais até econômicas. Visto como uma alternativa de baixo custo e, que o resíduo não necessita de beneficiamento prévio para ser utilizado, o lodo resultante do processo de sorção melhora a qualidade do solo, devido à reserva de cargas de fósforo removidas dos efluentes no próprio material adsorvente (AHMAD; AHMAD; ALAM, 2016; CHAO, 2006; PANTANO et al., 2016).

Em um estudo realizado por Ribeiro (2017) no qual em ensaio de JarTest simulou a remoção de P em lagoas de tratamento de efluentes, verificou-se uma remoção média de 80% do PT presente na solução. O autor preparou soluções de P em laboratório e empregou sacos adsorventes preenchidos com lodo originário da unidade de tratamento de água da UFLA para a adsorção do P presente nessas soluções. Além disso, observou-se que o material atingiu maiores remoções em amostras com concentrações de até  $150 \text{ mg L}^{-1}$  de P. Destacando-se, a boa eficiência do lodo da ETA para remoção de fósforo.

Além disso, há outras alternativas de aproveitamento do lodo produzido em ETA como aplicação do lodo de estações de tratamento de água em solo degradado, o uso em pavimentação rodoviária, na produção de geopolímeros, bem como o seu emprego na remoção de fósforo presente em efluente de esgoto, a aplicação do lodo na produção de tijolos (BITTENCOURT et al., 2012; COELHO et al., 2015; RIBEIRO, 2017; ROCHA et al., 2015; SANTOS; FILHO; MANZATO, 2018; WAGNER; PEDROSO, 2014).

E ainda, são diversas as pesquisas que tratam da utilização do lodo de ETA como biofertilizante, uma vez que as propriedades químicas e físicas desse resíduo são adequadas para o crescimento da colheita (DAYTON; BASTA, 2001).

As vantagens da aplicação do lodo de ETA inclui a melhoria estrutural do solo, ajuste do pH, adição de traços minerais, aumento da capacidade de retenção de água e melhoria das condições de aeração (TSUTIYA;HIRATA, 2001).

Em um estudo realizado por Oliveira et al. (2015) concluiu-se que o lodo de ETA foi capaz de reduzir em 20% o índice de saturação por alumínio e atuou como agente cimentante e coagulante das partículas tornando o solo mais poroso o que melhora a sua estrutura e favorece o desenvolvimento das plantas.

### 3.3. Isotermas de adsorção

A adsorção de fósforo ocorre a partir da aderência de moléculas dissolvidas na fase líquida à superfície de um sólido. O material sólido capaz de adsorver, o adsorvente, é geralmente poroso, o que permite a difusão do material da fase fluida, o adsorvato, que neste caso são as moléculas de fósforo (NOVAIS, 2007; BARROW, 2008; ALLEONI, 2009).

Quando se pretende remover um dado contaminante de uma solução é essencial utilizar um modelo matemático para representar os dados de equilíbrio. Este fornece informação da quantidade de contaminante adsorvido pelo adsorvente no equilíbrio em função da concentração de contaminante na solução também em equilíbrio (SCHNEIDER, 2008). Duas metodologias são usualmente utilizadas para o estudo da adsorção de fósforo em resíduos sólidos, o método de Batch e o método da coluna de fluxo ou deslocamento miscível (ALLEONI, 2009).

O método de Batch tem sido frequentemente utilizado em estudos onde se deseja determinar a capacidade de adsorção de fósforo, seja em solos ou em resíduos orgânicos. Primeiramente, é adicionada uma determinada massa do resíduo aos frascos com soluções de fósforo preparadas com reagentes padrões, em seguida os frascos são agitados por um período de tempo, centrifugados e é determinada a concentração de fósforo no sobrenadante da solução em equilíbrio. Os valores obtidos na solução em equilíbrio pela concentração de fósforo adsorvida à massa adicionada nos frascos são plotados em gráficos e submetido ao ajuste das isotermas (RIBEIRO, 2017).

O uso de isotermas tem duas vantagens, a capacidade de estimar os atributos de adsorção de P e a possibilidade de conhecer a natureza dos seus processos de adsorção (CORRÊA et al., 2011). Esta estimativa depende das características do material de origem, conteúdo e mineralogia da fração argila, a presença de óxidos de Fe e Al, pH e matéria orgânica (RANNO, 2007).

Existem diversos modelos de ajuste para isotermas de adsorção, porém os modelos de Freundlich e de Langmuir tem sido comumente utilizados em estudos de adsorção de fósforo a partir de resíduos descartados em diferentes áreas como indústrias de siderurgia (MATOS et al., 2010; PARK et al., 2016), sistemas de tratamento de água (BAL KRISHNA; ARYAL; JANSEN, 2016; DASSANAYAKE et al., 2016; WANG et al., 2016b) e agroindústria (ROMAR-GASALLA et al., 2016).

A equação de Langmuir é comumente usada para explicar o equilíbrio isotérmico de adsorção que determina o número de locais de sorção na superfície adsorvente, enquanto a equação de Freundlich pressupõe adsorção heterogênea (VADI et al. 2011).

O modelo de Langmuir, no qual assume que as forças atuantes na adsorção são similares em natureza àquelas que envolvem combinação química. Considera-se implicitamente que as moléculas são adsorvidas e aderem na superfície do adsorvente em sítios definidos e localizados, com adsorção em monocamada em superfície homogênea; cada sítio pode acomodar uma entidade adsorvida; a energia da entidade adsorvida é a mesma em todos os sítios da superfície e não depende da presença, ou ausência, de outras entidades adsorvidas nos sítios vizinhos, ou seja, apresenta interação desprezível entre as moléculas adsorvidas (BARBOSA, 2013).

O modelo assume energia de adsorção sobre a superfície uniforme e nenhuma transmigração do adsorvato na superfície do sólido.

A isoterma de Langmuir tem sido mais utilizada em estudos de adsorção de fósforo, pois contém um parâmetro quantitativo relacionado à capacidade máxima de adsorção de fósforo ( $S_m$ ) e um parâmetro qualitativo que expressa a energia de ligação entre ânions e locais de adsorção, a constante “k”, como é apresentado pela equação 5 (FARIAS et al., 2009).

$$S = \frac{S_m * K * C_e}{1 + (K * C_e)} \quad \text{Equação 5}$$

em que,

S – quantidade de fósforo adsorvido/precipitado, mg g<sup>-1</sup>;

$S_m$  – capacidade máxima de adsorção/precipitado, mg g<sup>-1</sup>;

K – coeficiente relacionado à energia de ligação, L mg<sup>-1</sup>;

$C_e$  – concentração de fósforo na solução de equilíbrio, mg L<sup>-1</sup>.

Por depender de algumas derivações matemáticas admitindo algumas condições de controle, como a energia de adsorção ser constante e a máxima adsorção possível ser correspondente a uma camada monomolecular na superfície do resíduo, o uso dessa equação deve ser cauteloso (BARROW, 2008).

Porém, como a maioria dos resíduos sólidos são sistemas complexos e heterogêneos, esses postulados não são fielmente atendidos, uma vez que os sítios de adsorção não são uniformes e os íons fosfato  $PO_4^{3-}$  em altas concentrações podem precipitar com outros íons presentes em solução (OLIVEIRA et al., 2014).

O modelo de Freundlich (Equação 6) que é empírico e baseia-se na adsorção em multicamadas e tem sido amplamente utilizado para descrever a adsorção, de metais em



soluções aquosa e principalmente onde o modelo de Langmuir não atende, porém, uma das principais desvantagens dessa equação é que ela não prevê um máximo de adsorção (SPARKS, 2003).

$$S = KF * C e^n \quad \text{Equação 6}$$

em que,

S - quantidade de fósforo adsorvido/precipitado, mg g<sup>-1</sup>;

KF- coeficiente de adsorção de Freundlich, L mg<sup>-1</sup>;

Ce - concentração de fósforo na solução de equilíbrio, mg L<sup>-1</sup>;

n - coeficiente de intensidade da adsorção, adimensional.

A isoterma de Freundlich prevê a distribuição exponencial de vários sítios de adsorção com energias diferentes, além disso, os mesmos dados utilizados para o ajustamento da equação de Langmuir podem ser submetidos ao ajuste da equação de Freundlich (RIBEIRO, 2017).

### 3.4. Cinética de adsorção

A cinética de adsorção é a taxa de remoção do adsorvato na fase fluida em relação ao tempo, envolvendo a migração da substância para a porção interna das partículas do adsorvente. Essa transferência pode ocorrer pelos fenômenos de transferência de massa externa, difusão no poro ou por difusão na superfície (NASCIMENTO et al., 2014).

Dentre os modelos cinéticos mais utilizados e que melhor descrevem os processos de adsorção estão os modelos de Lagergren, conhecido também como pseudo-primeira ordem e o de Ho-McKay, também chamado de pseudo-segunda ordem (CABRAL, 2019).

O modelo de pseudo-primeira ordem pode ser escrito de acordo com a Equação 7.

$$q_t = q_{eq} * (1 - e)^{k_1 t} \quad \text{Equação 7}$$

Em que k<sub>1</sub> é a constante da taxa de adsorção de pseudo-primeira ordem (h<sup>-1</sup>), q<sub>t</sub> é a quantidade adsorvida por grama de adsorvente em um tempo t qualquer (mg g<sup>-1</sup>), q<sub>eq</sub> é a quantidade adsorvida por grama de adsorvente no equilíbrio (mg g<sup>-1</sup>) e t representa o tempo (h).

O modelo de pseudo-segunda ordem pode ser descrito conforme a Equação 8 (HO; MCKAY, 1999).

$$q_t = \frac{(q_{eq})^2 * k_2^t}{1 + (q_{eq} * k_2 * t)} \quad \text{Equação 8}$$

Em que  $k_2$  é a constante da taxa de adsorção de pseudo-segunda ordem ( $h^{-1}$ ),  $q_t$  é a quantidade adsorvida por grama de adsorvente em um tempo  $t$  ( $mg\ g^{-1}$ ),  $q_{eq}$  é a quantidade adsorvida por grama de adsorvente no equilíbrio ( $mg\ g^{-1}$ ) e  $t$  representa o tempo (h).

O modelo de pseudo-segunda ordem é o modelo que comumente descreve a cinética de adsorção em sistemas aquosos, o que indica sua superioridade em relação aos demais modelos cinéticos (TAN; HAMEED, 2017).

#### 4. CONCLUSÃO GERAL

O lodo ETA tem capacidade de adsorver fósforo, sinalizando uma alternativa tecnológica que possa vir a ser utilizada em projetos sustentáveis, em que as estações de tratamento de esgotos e estações de tratamento de água sejam planejadas de forma integrada, considerando o reaproveitamento e encaminhamento do lodo de ETA para o tratamento de efluente. E ainda, apresenta potencial agrônômico como fertilizante parcial, pois estes materiais, que em sua maioria constituem-se de compostos orgânicos e com carga adicional de fósforo devido ao processo de adsorção, possuem elevado potencial de reutilização.

Além disso, o lodo de ETA torna-se de sumo interesse como recurso alternativo para obtenção de fósforo, em razão de uma eventual escassez das fontes convencionais de fósforo (rochas fosfáticas).

## 5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AHMAD, T.; AHMAD, K.; ALAM, M. Sustainable management of water treatment sludge through 3 'R' concept. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 124, p. 1-13, 2016.

ALI, I.; ASIM, M.; KHAN, T.A. Low cost adsorbents for the removal of organic pollutants from wastewater. **Journal of Environmental Management**, v. 130, p. 170-183, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.028>

ALLEONI, L. R. F. A. **Química e Mineralogia do Solo - Parte II**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009.

BAL KRISHNA, K. C.; ARYAL, A.; JANSEN, T. Comparative study of ground water treatment plants sludges to remove phosphorous from wastewater. **Journal of Environmental Management**, v. 180, p. 17-23, 2016.

BARBOSA, P. R. M. et al. **Aplicação de óxidos de ferro peletizados como adsorvente para a remoção de arsênio dissolvido em água**. 2013. 89p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013.

BARROW, N. The description of sorption curves. **European Journal of Soil Science**, v. 59, n. 5, p. 900-910, 2008.

BITTENCOURT, S. et al. Aplicação de lodos de estações de tratamento de água e de tratamento de esgoto em solo degradado. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 17, n. 3, p. 315-324, 2012.

BRASIL. CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº. 357 de 17 de março de 2005**. 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. Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente, 2005a.

BRASIL. CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº. 359 de 29 de abril de 2005**. Dispõe sobre a regulamentação do teor de fósforo em detergentes em pó para uso em todo território nacional e dá outras providências. Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente, 2005b.

BRASIL. CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº. 430 de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente CONAMA. Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente, 2006.

BROUGHTON, A.; PRATT, S.; SHILTON, A. Enhanced biological phosphorus removal for high-strength wastewater with a low COD:P ratio. **Bioresource Technology**. v. 99, p. 1236–1241, 2008.

CABRAL, J. R. et al. Impacto da água residuária de suinocultura no solo e na produção de capim-elefante. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 15, n. 8, p. 823-831, 2011.

CABRAL, Lucas Lacerda. **Adsorção e dessorção de fósforo em solução aquosa, em cerâmica vermelha sem e com pré-ativação química e termoquímica**. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. 2019.

CERQUEIRA, M. B. R. et al. Evaluation of the QuEChERS method for the extraction of pharmaceuticals and personal care products from drinking-water treatment sludge with determination by UPLC-ESI-MS/MS. **Chemosphere**, v. 107, p. 74-82, 2014.

CHAO, I. R. S. **Remoção de fósforo de efluentes de estações de tratamento biológico de esgotos utilizando lodo de estação de tratamento de água**. 2006. 147 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia) -Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

CHEN, K. et al. Phosphorus removal from aqueous solutions using a synthesized adsorbent prepared from mineralized refuse and sewage sludge. **Environmental technology**, v. 34, n. 11, p. 1489-1496, 2013.

CHERIFI, M. et al. Effect of sludge pH and treatment time on the electrokinetic removal of aluminum from water potabilization treatment sludge. **Comptes Rendus Chimie**, v. 19, p. 511-516, 2016.

CHERNICHARO, C. A. L. et al. Tratamento de esgotos e produção de efluentes adequados a diversas modalidades de reuso da água. **Tratamento e utilização de esgotos sanitários**. Rio de Janeiro: ABEAS, cap. 3, p. 63-110, 2006.

CHOI, Jae-Woo et al. Comparison of surface-modified adsorbents for phosphate removal in water. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 223, n. 6, p. 2881-2890, 2012.

CHOI, Y.; SHIN, E. B.; LEE, Y. D. Biological phosphorus removal from wastewater in a single reactor combining anaerobic and aerobic conditions. **Water Science Technology**, v. 34, p. 179-186, 1996.

COELHO, R. V. et al. Uso de lodo de estação de tratamento de água na pavimentação rodoviária. **Revista Eletrônica de Engenharia Civil**, Goiânia, v. 10, n. 2, p. 10-22, 2015.

CORRÊA, R. M.; NASCIMENTO, C. W. A.; ROCHA, A. T. Adsorção de fósforo em dez solos do estado de Pernambuco e suas relações com parâmetros físicos e químicos. **Acta Scientiarum, Maringá**, v. 33, n. 1, p. 153- 159, 2011.

CRITTENDEN, J. C. et al. **Principles of Water Treatment**. John Wiley & Sons, Incorporated, 2012. ISBN 1118309677.

DAO, T. H, et al. Manure phosphorus extractability as affected by aluminum and iron by products and aerobic composting. **Journal of Environmental Quality**, v. 30, p. 1693-1698, 2001.

DASSANAYAKE, K. B. et al. A review on alum sludge reuse with special reference to agricultural applications and future challenges. **Waste Management**, v. 38, p. 321-335, 2016.

DAYTON, E. A.; BASTA, N. T. Characterization of drinking water treatment residuals for use as a soil substitute. **Water Environment Research**, Alexandria, v. 73, n. 1 p. 52-57, 2001.

DI BERNARDO, L. e DANTAS, A. D. B. **Métodos e Técnicas de Tratamento de Água**. 2. ed. São Carlos: Rima, 2005.

FARIAS, D. R. et al. Fósforo em solos representativos do estado da Paraíba: Isotermas de adsorção e medidas do fator capacidade de fósforo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 3, p. 623-632, 2009.

GODOY, L; C. A logística na destinação do lodo de esgoto. **Revista Científica On-line Tecnologia – Gestão – Humanismo**, v.2, n.1, 2013.

HO, Y. S.; MCKAY, G. A kinetic study of dye sorption by biosorbent waste product pith. Resources, **Conservation and Recycling**, v. 25, n. 3–4, p. 171–193, 1999.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Censo 2010. Disponível em < <http://censo2010.ibge.gov.br/> >.

KARAGEORGIOUS, K.; PASCHALIS, M.; ANASTASSAKIS, G.N.; Removal of phosphate species from solution by absorption onto calcite used as a natural absorbent. **Journal of Hazardous Materials**. V. 139. P. 447-452. 2007.

LONG, Fei et al. Removal of phosphate from aqueous solution by magnetic Fe–Zr binary oxide. **Chemical Engineering Journal**, v. 171, n. 2, p. 448-455, 2011.

MARGUTI, A. L.; FILHO, S. S. F.; PIVELI, R. P. Otimização de processos físico químicos na remoção de fósforo de esgotos sanitários por processos de precipitação química com cloreto férrico. **RESA - Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, São Paulo, v. 13, p. 359-404, 2008.

MARTIN, H.G. et al. Metagenomic analysis of two enhanced biological phosphorus removal (EBPR) sludge communities. **Nature Biotechnology**. v.24, p. 1263–1269, 2006.

MATOS, A. et al. **Isoterma de adsorção de fósforo em pó coletado no sistema de tratamento de efluentes atmosféricos gerados na indústria siderúrgica**. In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2010. Anais...2010.

MELIA, P. M. et al. Driving forces and barriers in the removal of phosphorus from water using crop residue, wood and sewage sludge derived biochars. **Science of the Total Environment**, v. 675, p. 623-631, 2019

METCALF e EDDY. **Wastewater Engineering treatment Disposal Reuse**. Hill Book, New York, USA, 2003. 1819p.

METCALF, L.; EDDY, H. P.; TCHOBANOGLIOUS, G. **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, and Reuse**. McGraw-Hill, 2010. Disponível em: < <https://books.google.com.br/books?id=1gBcNAEACAAJ> >.

MINAS GERAIS – COPAM – Conselho de Política Ambiental; CERH – Conselho Estadual de Recursos Hídricos. **Deliberação Normativa Conjunta COPAM/Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Estado de Minas Gerais CERH-MG nº 01, de 05 de maio de 2008**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. 2008.

MOTTA, A.C.V.; et al. Parecer técnico. **Disposição final de lodos de estação de tratamento de água**. UFPR, Curitiba, 2005.

NASCIMENTO, R. F.; LIMA, A. C. A.; VIDAL, C. B.; MELO, D. Q.; RAULINO, G. S. C. **Adsorção: Aspectos teóricos e aplicações ambientais**. Fortaleza, 2014.

NOVAIS, R. F. **Fertilidade do solo**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007.

NOVAIS, S. V. et al. Phosphorus removal from eutrophic water using modified biochar. **Science of the Total Environment**, v. 633, p. 825-835, 2018.



OBERACKER, F.; MAIER, D.; MAIER, M. Arsenic and drinking water, Part 2—A review of the arsenic elimination processes for drinking water production and sustainable handling options for arsenic containing water works sludges. **Vom Wasser**, v. 100, p. 9-48, 2003.

OLIVEIRA, A. P. de S. et al. Avaliação do Atributo de um Latossolo Adubado com Lodo de Tratamento de Água. **Revista Internacional de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 5, n. 2, p. 29-47, 2015.

OLIVEIRA, C. M. B. D. et al. Capacidade máxima de adsorção de fósforo e constante de energia em Latossolo Bruno em razão de diferentes ajustes do modelo Langmuir. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, p. 1805-1815, 2014.

PANAGIOTOU, E.; KAFA, N.; KOUTSOKERAS, L.; et al. Turning calcined waste egg shells and wastewater to Brushite: Phosphorus adsorption from aqua media and anaerobic sludge leach water. **Journal of Cleaner Production**, v. 178, p. 419-428, 2018.

PANTANO, G. et al. Sustentabilidade no uso do fósforo: uma questão de segurança hídrica e alimentar. **Química Nova**, São Paulo, v. 39, n. 6, p. 732-740, 2016.

PARK, J.-H. et al. Enhancement of phosphorus removal with near-neutral pH utilizing steel and ferronickel slags for application of constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 95, p. 612-621, 2016.

PINHEIRO, B. C. A.; ESTEVÃO, G. M.; SOUZA, D. P. Lodo proveniente da estação de tratamento de água do município de Leopoldina, MG, para aproveitamento na indústria de cerâmica vermelha Parte I: caracterização do lodo. **Matéria (Rio de Janeiro)**, v. 19, p. 204211, 2014.

POWELL, N. et al. Towards a luxury uptake process via microalgae – Defining the polyphosphate dynamics. **Water Research**. v. 43, p. 4207 - 4213, 2009.

RAMALHO, R. P. R.S. **Avaliação do uso de resíduo de estação de tratamento de água na produção de espécies vegetais com ocorrência no cerrado**. Trabalho de Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Goiás , 2015, 96 p.

RANNO, S. K.; SILVA, L. S.; GATIBONI, L. C.; RHODEN, A. C. Capacidade de adsorção de fósforo em solos de várzea do estado do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n. 1, p. 21- 28, 2007.

RIBEIRO, I. C. A **Remoção de fósforo do esgoto tratado utilizando lodo de ETA e casca triturada de ovo como sorventes**. 2017. 73 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas) -Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2017.

RIO GRANDE DO SUL – CONSEMA – Conselho Estadual de Meio Ambiente. **Resolução nº. 128 de 7 de dezembro de 2006**. Dispõe sobre a fixação de Padrões de Emissão de Efluentes Líquidos para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. Secretaria de Meio Ambiente, 2006.

ROCHA, D. N. et al. Utilização do lodo da estação de tratamento de água na produção de mudas de eucalipto. **Revista Agrogeambiental**, Porto Alegre, v. 7, n. 3, p. 11-20, 2015.

RODRIGUES, J. S. et al. Presença de fármacos e hormônios na água: uma análise cienciométrica. **Research, Society and Development**, v. 7, n. 6, p. 776185, 2018.

RODRIGUES, L.P., HOLANDA, J.N.F., "Influência da incorporação de lodo de estação de tratamento de água (ETA) nas propriedades tecnológicas de tijolos solo-cimento", **Cerâmica**, v. 59, n. 352, p. 551-556, Dez. 2013.

ROMAR-GASALLA, A. et al. Phosphorus retention on forest and vineyard soil samples, mussel shell, pine-sawdust, and on pyritic, granitic and waste materials. **Geoderma**, v. 280, p. 8-13, 2016.

SANTA CATARINA - **DECRETO Nº 14.250, DE 5 DE JUNHO DE 1981**. Regulamenta dispositivos da Lei nº 5.793, de 15 de outubro de 1980, referentes à Proteção e a Melhoria da Qualidade Ambiental. 1981.

SANTA CATARINA – **LEI Nº 5.793, de 16 de outubro de 1980**. Dispõe sobre a proteção e melhoria da qualidade ambiental e dá outras providências. 1980.

SANTOS, G. Z. B. dos; MELO FILHO, J. de A.; MANZATO, L. Perspectivas de aplicações tecnológicas de lodo gerado no processo de tratamento de água dos rios Negro e Solimões. **Revista Matéria**, Rio de Janeiro, v. 23, n. 3, 2018.

SCHNEIDER, E. L. **Adsorção de compostos fenólicos sobre carvão ativado**. 2008. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Paraná, Brasil. 2008.

SPARKS, D. L. **Environmental soil chemistry**. Elsevier, 2003.

TAN, K. L.; HAMEED, B. H. Insight into the adsorption kinetics models for the removal of contaminants from aqueous solutions. **Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers**, v. 74, p. 25–48, 2017.

TARTARI, R. et al., "Lodo gerado na estação de tratamento de água Tamanduá, Foz do Iguaçu, PR, como aditivos em argila para cerâmica vermelha. Parte I: Caracterização do lodo e de argilas do terceiro planalto paranaense", **Cerâmica**, v. 57, n. 343, p. 288-293, Set. 2011.

TEIXEIRA, S.R. et al., "Efeito da adição de lodo de estação de tratamento de água (ETA) visando nas propriedades de material cerâmico estrutural", **Cerâmica**, v. 52, n. 323, p. 215-220, Set. 2006.

TORIT, J.; SIANGDUNG, W.; THIRAVETYAN, P. Phosphorus removal from domestic wastewater by *Echinodorus cordifolius* L. **Journal of Environmental Science and Health, Part A**, v. 47, n. 5, p. 794-800, 2012.

TSUTIYA, M.T.; HIRATA, A.Y. **Aproveitamento e Disposição Final de lodos de Estação de Tratamento de Água do Estado de São Paulo**. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 21., 2001. João Pessoa. Anais... João Pessoa: ABES, 2001.

VADI M. et al. Application of the Freundlich, Langmuir, Temkin and Harkins-Jura adsorption isotherms for some amino acid and amino acids complexation with manganese ion (II) on carbon nanotube. **IPCBE**. v2. 2011.

VISSMAN, W. et al. **Water supply and pollution control**. Pearson Prentice Hall New Jersey (NJ), 2011.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA/UFMG), 2014. 472 p. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v. 1).

WAGNER, L. F.; PEDROSO, K. Disposição de resíduos das estações de tratamento de água. **Revista Techno Eng**, Ponta Grossa, v. 1, n. 9, p. 1-16, 2014.

WAN, S. et al. Functionalizing biochar with Mg–Al and Mg–Fe layered double hydroxides for removal of phosphate from aqueous solutions. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, v. 47, p. 246-253, 2017.

WANG, D. et al. Investigation on the adsorption of phosphorus by Fe-loaded ceramic adsorbent. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 464, p. 277–284, 2016a.

WANG, W. et al. Phosphate adsorption performance of a novel filter substrate made from drinking water treatment residuals. **Journal of Environmental Sciences**, v. 45, p. 191-199, 2016b.

WANG, X. et al. Sequestration of phosphorus from wastewater by cement-based or alternative cementitious materials. **Water research**, v. 62, p. 88-96, 2014a.

WANG, X. et al. Highly efficient adsorption of ammonium onto palygorskite nanocomposite and evaluation of its recovery as a multifunctional slow-release fertilizer. **Chemical Engineering Journal**, v. 252, p. 404-414, 2014b.

WENDLING, L. A. et al. Phosphorus sorption and recovery using mineral-based materials: Sorption mechanisms and potential phytoavailability. **Applied geochemistry**, v. 37, p. 157-169, 2013.

WENTZEL, M.C. et al. Enhanced polyphosphate organism culture in activated sludge systems. Part II: Experimental behaviour. **Water SA**, v. 15, n. 2, p. 71-88, 1989.

XIE, Jie et al. Removal and recovery of phosphate from water by lanthanum hydroxide materials. **Chemical Engineering Journal**, v. 254, p. 163-170, 2014.

YANG, S. et al. Simultaneous nitrogen and phosphorus removal by a novel sequencing batch moving bed membrane bioreactor for wastewater treatment. **Journal of Hazardous Materials**. v.175, p.551-557, 2010.

YE, Z.-L. et al. Phosphorus recovery from synthetic swine wastewater by chemical precipitation using response surface methodology. **Journal of Hazardous Materials**. v.176, p.1083–1088, 2010.

ZHU, R.; WU, M. et al. Enhanced phosphorus removal by a humus soil cooperated sequencing batch reactor using acetate as carbon source. **Chemical Engineering Journal**. v.166, p.687–692, 2011.

## CAPÍTULO 2 – ARTIGO 1

### ISOTERMAS E CINÉTICA DE ADSORÇÃO DE FÓSFORO EM RESÍDUOS

#### RESUMO

A produção de esgoto doméstico tem aumentado consideravelmente nas últimas décadas. A carência no tratamento deste efluente e a deficiência da remoção de certos constituintes contribuem com a poluição das águas por nutrientes, principalmente o fósforo. Quando o fósforo é encontrado em excesso nos corpos hídricos, pode gerar um grave problema ambiental conhecido como eutrofização. Alguns estudos revelaram que adsorventes compostos por elementos associado a alumínio, ferro, cálcio e magnésio influenciam positivamente na capacidade de adsorção do fosfato e o lodo de estação de tratamento por apresentar esses elementos na sua constituição, tem-se mostrado como um resíduo capaz de adsorver fósforo. Assim, para avaliar o processo de adsorção, foram realizados ensaios de cinética e isotermas utilizando efluente e lodo de ETA para determinação da capacidade adsorptiva, avaliando a eficiência da remoção de fósforo em efluente sanitário. Os modelos de Langmuir e Freundlich foram utilizados para os ajustes matemáticos das isotermas de adsorção. O resíduo utilizado nos ensaios foi proveniente da Estação de Tratamento de Água (ETA) da Universidade Federal de Lavras (UFLA). O lodo foi obtido a partir da desidratação, em leitos de secagem, do efluente proveniente da limpeza dos filtros e do decantador da ETA/UFLA. Após o período de secagem, o lodo foi retirado do leito de secagem, triturado em liquidificador e passado em peneira de 0,425 mm de espessura. As isotermas de adsorção se ajustaram aos dados experimentais e o melhor ajuste foi obtido utilizando-se o modelo de Freundlich, sendo a capacidade de adsorção máxima de fósforo no lodo de ETA igual a 1,4 mg g<sup>-1</sup>. Os ensaios demonstraram que este é um adsorvente com uma cinética de reação bastante rápida, e provavelmente o mecanismo cinético é de segunda ordem. Os dados apresentados nesse trabalho indicam que o lodo de ETA tem capacidade de adsorção de fósforo, sinalizando uma alternativa tecnológica que possa vir a ser utilizada em projetos sustentáveis, em que as estações de tratamento de esgotos e estações de tratamento de água sejam planejadas de forma integrada, considerando o reaproveitamento e encaminhamento do lodo de ETA para o tratamento de efluente.

**Palavras-chave:** Tratamento; água; lodo; adsorvente; Freundlich; Langmuir

## ABSTRACT

*Domestic sewage production has increased considerably in recent decades. The lack of treatment of this effluent and the deficiency in the removal of certain constituents contribute to water pollution by nutrients, especially phosphorus. When phosphorus is found in excess in water bodies, it can create a serious environmental problem known as eutrophication. Some of the more traditional phosphorus treatment techniques, such as chemical precipitation treatment and biological removal processes, have certain drawbacks. Adsorption has been shown to be an excellent alternative to phosphorus removal. Some studies have shown that adsorbents composed of elements associated with aluminum, iron, calcium and magnesium have a positive influence on the phosphate adsorption capacity. As the treatment plant sludge is a waste rich in these elements, it has been shown to be efficient in phosphorus removal. To evaluate the adsorption process, kinetics and isotherms tests were carried out using effluent and sludge from ETA to determine the adsorptive capacity, evaluating the efficiency of phosphorus removal in sanitary effluent. The Langmuir and Freundlich models were used for the mathematical adjustments of the adsorption isotherms. The waste used in these tests came from the Water Treatment Station (ETA) of the Federal University of Lavras (UFLA), whose classification is conventional treatment. The sludge was obtained from dehydration, in drying beds, of the effluent from cleaning the filters and the ETA / UFLA decanter. After the drying period, the sludge was removed from the drying bed, crushed in a blender and passed through a 0.425 mm thick sieve. The adsorption isotherms adjusted well to the experimental data and the best fit was obtained using the Freundlich model, with the maximum phosphorus adsorption capacity in the ETA sludge equal to  $1.4 \text{ mg g}^{-1}$ . Tests have shown that this is an adsorbent with very fast reaction kinetics, and probably the kinetic mechanism is second order. The data presented in this work indicate a good phosphorus adsorption capacity using ETA sludge, signaling a technological alternative that can be used in sustainable projects, in which sewage treatment plants and water treatment plants are planned in an integrated, considering the reuse and forwarding of ETA sludge for the treatment of effluent.*

**Keywords:** *Sludge from water treatment; Freundlich; adsorbent; Langmuir*

## 1. INTRODUÇÃO

A produção de esgoto doméstico tem aumentado consideravelmente nas últimas décadas. A carência no tratamento deste efluente e a deficiência da remoção de certos constituintes contribuem com a poluição das águas por nutrientes, principalmente o fósforo.

O fósforo, quando encontrado em excesso nos corpos hídricos, pode acarretar um grave problema ambiental conhecido como eutrofização, que tem como consequência a proliferação excessiva de algas que ocorrem, devido à alta disponibilidade de nutrientes no meio. Quando estas algas morrem, aumentam a concentração de matéria orgânica na água, ocasionando diminuição na concentração de oxigênio dissolvido, gerando a morte de peixes. Por essa razão, há interesse em controlar o aporte de resíduos domésticos e agroindustriais em corpos hídricos que podem conter este poluente (ANTUNES et al., 2018; KONG et al., 2018).

Algumas das técnicas convencionais de remoção de fósforo como a precipitação química e os processos biológicos de remoção, por exemplo, apresentam certos inconvenientes. No caso da precipitação existe um alto custo associado, devido à necessidade de comprar, transportar e armazenar os precipitantes químicos, além da produção de grande quantidade de lodo químico. Já os processos biológicos além de serem mais complexos de operar, possuem custos mais elevados, consomem mais energia e necessitam de maiores áreas para serem implantados (LALLEY et al., 2016).

A adsorção tem se mostrado como uma excelente técnica alternativa à remoção de fósforo, por ser uma técnica em que há uma simplicidade operacional e de manutenção, viabilidade econômica, baixa produção de lodo, alta eficiência de remoção, além de fornecer a possibilidade de recuperação do fósforo (NGUYEN et al., 2014; LALLEY et al., 2016; LIN et al., 2017).

A adsorção pode ser definida como o processo de acumulação de uma espécie química na interface sólido-líquido ou sólido-gás da superfície de um material. A substância que será retida é o adsorbato ou adsorvato e o material subjacente é o adsorvente (ATKINS; PAULA, 2013; FANG et al., 2017).

A cinética de adsorção é retratada como sendo a taxa de remoção do adsorvato na fase fluida em relação ao tempo, envolvendo a migração da substância em questão para a porção interna das partículas do adsorvente. Essa transferência pode ocorrer pelos fenômenos de transferência de massa externa, difusão no poro ou por difusão na superfície (NASCIMENTO et al., 2014).

Alguns estudos revelaram que adsorventes compostos por elementos associado a alumínio, ferro, cálcio e magnésio influenciam positivamente na capacidade de adsorção do



fosfato (CHENG et al., 2009). Como o lodo de estação de tratamento de água é um resíduo rico nesses elementos, apresenta-se como uma alternativa com grande potencial na remoção de fósforo de efluentes sanitários (BAL KRISHNA; ARYAL; JANSEN, 2016; DASSANAYAKE et al., 2016).

## 2. OBJETIVO

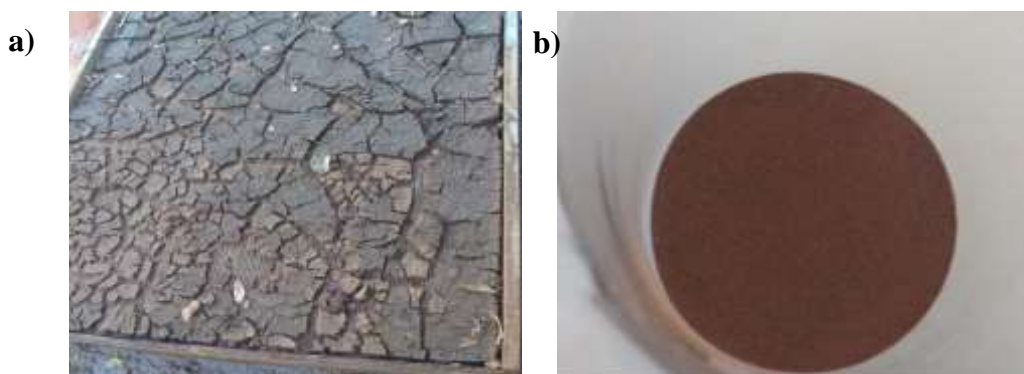
Avaliar o processo de sorção, utilizando lodo de estação de tratamento de água, na remoção de fósforo por meio da construção de isotermas de adsorção e estudo cinético.

## 3. MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido nas dependências do Núcleo de Engenharia Ambiental e Sanitária do Departamento de Recursos Hídricos e Saneamento (DRS) da Universidade Federal de Lavras (UFLA), em Lavras, Minas Gerais, latitude 21°14'S, longitude 44°59'W, altitude média de 919 m e clima Cwa, segundo a classificação de Köppen.

O resíduo utilizado nestes ensaios foi proveniente da Estação de Tratamento de Água (ETA) da Universidade Federal de Lavras (UFLA), cuja classificação é de tratamento convencional, ou seja, possui o ciclo completo de tratamento composto por: captação, pré-oxidação com hipoclorito de cálcio, controle de pH com carbonato de sódio, coagulação com cloreto férrico, floculação, decantação, filtração em areia e carvão ativado, e desinfecção com hipoclorito de cálcio. O lodo foi obtido a partir da desidratação em leitos de secagem (Figura 1a), do efluente proveniente da limpeza dos filtros e do decantador da ETA/UFLA. Após o período de secagem, o lodo foi retirado do leito, triturado em liquidificador e passado em peneira de 0,425 mm de espessura (Figura 1b), de acordo com o RIBEIRO (2017).

**Figura 1. a)** Lodo seco em leito de secagem construído na ETA da UFLA; **b)** Lodo seco, triturado e passado em peneira de 0,425mm.



### 3.1. Isotermas de adsorção

Para obtenção das isotermas de adsorção, foi adicionada, separadamente, uma massa de 0,5 g de lodo de ETA em erlenmeyers contendo 10 mL de solução com diferentes concentrações de 0, 5, 10, 20, 30, 40, 50, 60, 80, 100 e 200 mg L<sup>-1</sup> de P. As soluções foram preparadas a partir da solução padrão de 500 mg L<sup>-1</sup> P diluída em água destilada mais um volume proporcional, encontradas a partir da equação de mistura, de esgoto proveniente da ETE-UFLA após passar pelo tratamento em reatores UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor) e Filtros Biológicos Aerados Submersos (FBAS). Os ensaios foram conduzidos em triplicata.

As suspensões foram colocadas em agitador vertical tipo Wagner (Figura 3), por 24 horas, e posteriormente centrifugadas a 3.000 rpm, por 10 minutos. O sobrenadante foi coletado para a quantificação da concentração de fósforo na solução de equilíbrio. A concentração de fósforo no sobrenadante foi obtida por medição da absorvância em espectrofotômetro (comprimento de onda de 725 nm), de acordo com metodologia APHA (2005). A quantidade de P total adsorvido ao resíduo foi considerada como sendo a diferença entre as concentrações iniciais e finais do mesmo elemento na solução de equilíbrio.

**Figura 3.** Suspensões em agitador vertical tipo Wagner por 24 horas



A partir dos dados obtidos experimentalmente, foram construídas isotermas de adsorção. Graficamente, a quantidade de P adsorvido foi adicionada no eixo das ordenadas e a concentração na solução de equilíbrio no eixo das abscissas. A partir daí, foram determinados os coeficientes das equações de Langmuir e Freundlich. As equações relativas para os dois modelos matemáticos de isotermas foram ajustadas aos dados experimentais. Para as análises foram usados o software SIGMAPLOT para ajuste dos modelos aos dados.

### **3.2. Ensaio de Cinética de Adsorção**

Os ensaios cinéticos permitem estudar a velocidade com que o adsorbato adsorve às moléculas do adsorvente. Para a obtenção dos dados para o ensaio de cinética foi colocado em um erlenmeyer de 50 mL, solução com diferentes concentrações de fósforo (0, 5, 10, 20, 30, 40, 50, 60, 80, 100 e 200 mg L<sup>-1</sup> P), preparada a partir da solução padrão de 500 mg L<sup>-1</sup> P mais uma volume proporcional, encontradas a partir da equação de mistura, de esgoto proveniente da ETE-UFLA após passar pelo tratamento em reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor*) e Filtros Biológicos Aerados Submersos (FBAS) e 2,5 g de lodo de ETA, sendo esse procedimento feito em triplicata. Após a preparação, os erlenmeyers foram colocados em uma mesa agitadora com intensidade moderada por 12 horas (Figura 2), sendo efetuadas coletas de amostras em intervalos de uma hora. As concentrações de P total foram obtidas por medição da absorbância em espectrofotômetro (comprimento de onda de 725 nm), de acordo com metodologia APHA (2005).

**Figura 2.** Erlenmeyers em mesa agitadora com intensidade moderada por 12 horas.



#### 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 1 são apresentados os dados médios obtidos nos ensaios de adsorção realizados. Verificou-se que o lodo da ETA apresentou remoção média de 84% do fósforo presente nas soluções preparadas em laboratório (Tabela 1).

**Tabela 1.** Concentração inicial ( $C_0$ ), de equilíbrio ( $C_{eq}$ ), quantidade de fósforo adsorvido no lodo ( $q$ ) e percentual de remoção de fósforo ( $R$ ).

$C_0$ (mg L <sup>-1</sup> )	$C_{eq}$ (mg L <sup>-1</sup> )	$q$ (mg g <sup>-1</sup> )	$R$ (%)
5	0,0	0,1	100
10	0,0	0,2	100
20	0,0	0,3	100
30	0,0	0,7	100
40	2,0	0,8	95
50	6,9	0,9	87
60	9,9	1,1	85
80	30,7	1,1	63
100	43,0	1,3	61
200	99,9	1,7	46

\*valores médios de 2 ensaios realizados;

Verificou-se ainda que a capacidade de adsorção de fósforo pelo lodo foi maior quando se aplicou as maiores concentrações de fósforo, alcançando 1,7 mg de P adsorvido por grama de resíduo. Valor esse, inferior ao encontrado por Ribeiro (2017), ao verificar a capacidade de adsorção do lodo da ETA – UFLA, que obteve 2,8 mg g<sup>-1</sup> em ensaios de adsorção com concentração de fósforo de 200 mg L<sup>-1</sup>, o que pode indicar a influência do esgoto sanitário inserido na solução de fósforo desse trabalho.

Oliveira et al. (2017) realizaram ensaios em escala laboratorial, avaliando as condições para regeneração, a eficiência do coagulante recuperado e o seu desempenho em relação ao sulfato de alumínio comercial. O coagulante regenerado apresentou resultados satisfatórios de 94,6% de remoção de Fósforo total no tratamento do efluente da lagoa facultativa precedida por reator UASB.

Já Chao et al. (2011) realizaram estudos de reciclagem de lodo de uma estação de tratamento de água na remoção de fósforo dos efluentes de lagoas de estabilização e alcançaram remoção maior que 90 % para dosagem de  $131 \text{ mg L}^{-1}$  de lodo.

Marguti et al. (2008), estudaram a remoção de fósforo em efluentes de sistemas anaeróbios e aeróbios de tratamento de esgotos e conseguiram atingir valores de remoção de fósforo da ordem de 90%, sendo que as dosagens de coagulantes situaram em torno de 60 a  $100 \text{ mg L}^{-1} \text{ FeCl}_3$ .

Os parâmetros obtidos pelo ajuste das equações de Langmuir e Freundlich aos dados experimentais podem ser visualizados na Tabela 2.

**Tabela 2.** Parâmetros obtidos após o ajuste das isotermas de adsorção de Freundlich e Langmuir aos dados experimentais.

Isotermas	Coefficientes	Equação	Coefficiente de Determinação
Freundlich	KF: 0,6559 * n: 5,1807*	$S = 0,66 \times C_{eq}^{0,19}$	$R^2 = 0,7566$
Langmuir	Sm: 1,4190* K: 0,4275	$S = \frac{1,42 \times 0,4 \times C_{eq}}{1 + (0,43 \times C_{eq})}$	$R^2 = 0,7017$

\* significativo a 5%;

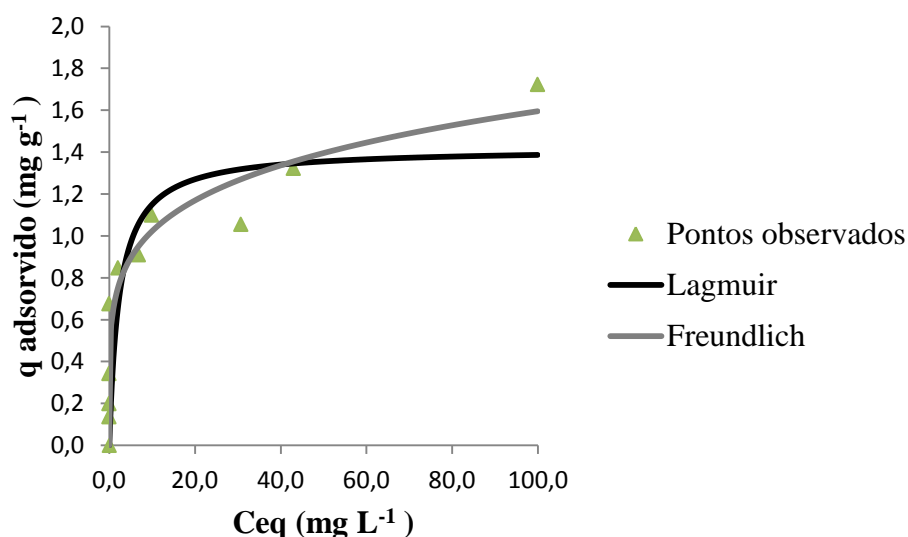
No modelo ajustado de Langmuir, o parâmetro ajustado  $0,43 \text{ L mg}^{-1}$  corresponde a constante relacionada com a energia de ligação do resíduo, quanto maior o seu valor, menor a reversibilidade da reação, ou seja, maior a especificidade entre o ânion e a superfície adsorvente. E  $1,42 \text{ mg g}^{-1}$  é a capacidade de adsorção do resíduo em relação ao fósforo. O valor encontrado pode ser atribuído à interação das moléculas de fósforo com o ferro, sendo este último proveniente dos sais de ferro utilizados no processo de coagulação das impurezas da água bruta afluyente à ETA/UFLA. Além disso, parte do lodo é formado pelo solo presente na bacia de captação da água que pode contribuir no processo de adsorção do fósforo pelo material.

Jesus et al. (2018) avaliando a remoção do fosfato sobre adsorvente obtido por pirólise do lodo de esgoto da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE), obteve valores na ordem de  $0,957 \text{ mg g}^{-1}$  e  $1,325 \text{ mg g}^{-1}$ . Além disso, a análise do processo de adsorção na amostra indicou que o melhor ajuste, também ocorreu ao modelo de Freundlich, assim como verificado no presente trabalho, com base nos valores de  $R^2$  (Tabela 2). O modelo proposto

por Freundlich descreve melhor sistemas não ideais e em superfícies não homogêneas, compatível ao adsorvente deste trabalho.

O valor observado foi inferior ao encontrado por Ribeiro (2017) que obteve, para solução de fósforo preparada, capacidade máxima de adsorção de fósforo ( $C_{max}$ ) pelo lodo de aproximadamente  $7,30 \text{ mg g}^{-1}$  de resíduo. O menor valor observado pode ter como justificativa a influência dos componentes presentes no esgoto sanitário inserido na solução testada nesse trabalho. Entre os fatores que interferem na adsorção, a matéria orgânica presente no lodo, é capaz de apresentar efeito de redução na remoção de fósforo por recobrimento de sítios ativos (ALMEIDA et al., 2003).

Na Figura 1, estão apresentadas as curvas de isotermas de adsorção ajustadas para os modelos de Langmuir e de Freundlich.



**Figura 1.** Isotermas de Langmuir e de Freundlich ajustadas para adsorção de P em lodo da ETA/UFLA.

Existem vários estudos sobre adsorventes para remover fósforo proveniente de águas residuárias, como óxido sintético e outros resíduos (Tabela 3). Comparando com a capacidade de adsorção de fósforo em lodo com outros materiais verificou-se que o adsorvente usado no presente estudo teve capacidade inferior a de outros estudos de adsorção de fósforo ( $q_{max}$ ) comparado a outros adsorventes, conforme mostrado na Tabela 3. Este estudo demonstrou que o lodo de ETA é um resíduo alternativo para remoção de fósforo de águas residuárias, porém ainda são necessários mais estudos quanto a sua capacidade de adsorção em diferentes tipos de efluentes e diferentes concentrações iniciais de fósforo, pois é notável a interferência dos constituintes do efluente sanitário na adsorção.

Entre os constituintes do efluente que interferem na adsorção, a matéria orgânica presente no lodo, é capaz de apresentar efeito de redução na remoção de P por recobrimento de sítios ativos. De acordo com Almeida et al. (2003), apesar do alto poder de fixação de fósforo pelos óxidos e hidróxidos, à medida que estes interagem com compostos orgânicos, pode resultar em redução dos sítios de fixação.

Outro fator que tem grande influencia na adsorção é a dosagem do lodo, devido ao fato de que o aumento da área superficial de adsorção interfere diretamente na eficiência de remoção de fósforo, uma vez que o aumento da capacidade de adsorção é proporcional ao número de sítios ativos.

**Tabela 3.** Comparação de capacidade de adsorção de fósforo em diferentes adsorventes utilizando soluções de fósforo preparada em laboratório.

<b>Adsorvente</b>	<b>Capacidade de adsorção (mg g<sup>-1</sup>)</b>	<b>Referência</b>
Gel de hidróxido de alumínio	20,0 - 30,0	Chitrakar et al. (2006)
Cinza de carvão	0,1 - 0,2	Can e Yildiz (2006)
Lamas a base de ferro	32,2	Krishna et al. (2016)
Lama a base de alumínio	47,6	Krishna et al. (2016)
Zeólito	0,7	Chen et al. (2013)
Bentonita	5,0	Das et al. (2006)
Apatita I	1,1	Bellier, Chazarenc, Comeau (2006)
Cinza de casca de ovo	121,0	Torit e Phihusut (2019)
Lodo de ETA	7,3	Ribeiro (2017)

Na Tabela 4 encontram-se os dados do ensaio de cinética. Verificou-se que o lodo da ETA apresentou remoção média de 85% do fósforo presente nas soluções preparadas em laboratório.



**Tabela 4.** Concentrações de fósforo ( $\text{mg L}^{-1}$ ) ao longo do tempo e percentual de remoção de fósforo (R).

Tempo (h)	Concentrações ( $\text{mg L}^{-1}$ )									
	5,0	10,0	20,0	30,0	40,0	50,0	60,0	80,0	100,0	200,00
<b>0</b>	5,0	10,0	20,0	30,0	40,0	50,0	60,0	80,0	100,0	200,00
<b>1</b>	0,2	0,0	0,1	2,8	6,0	8,6	13,7	34,9	41,4	130,3
<b>2</b>	0,1	0,0	0,0	2,6	5,7	8,1	13,5	30,1	42,3	113,3
<b>3</b>	0,0	0,0	0,0	2,0	5,5	7,2	12,1	29,8	39,6	113,0
<b>4</b>	0,0	0,0	0,0	2,0	5,5	7,2	11,7	28,4	39,0	112,9
<b>5</b>	0,0	0,0	0,0	1,8	5,5	7,2	11,7	25,4	39,0	109,5
<b>6</b>	0,0	0,0	0,0	1,7	4,9	7,2	11,6	24,8	38,7	108,8
<b>7</b>	0,0	0,0	0,0	1,1	4,7	7,1	11,6	23,7	34,0	108,3
<b>8</b>	0,0	0,0	0,0	1,1	4,7	6,1	11,4	23,2	33,9	107,9
<b>9</b>	0,0	0,0	0,0	1,1	4,1	6,1	11,1	23,2	33,9	107,9
<b>10</b>	0,0	0,0	0,0	1,1	4,1	6,1	10,9	23,2	33,9	107,7
<b>11</b>	0,0	0,0	0,0	1,1	4,0	6,1	10,9	22,1	33,5	107,7
<b>12</b>	0,0	0,0	0,0	1,0	3,8	5,9	10,1	22,1	33,2	102,2
<b>R (%)</b>	100	100	100	97	90	89	84	73	65	48

\*valores médios de 2 ensaios realizados;

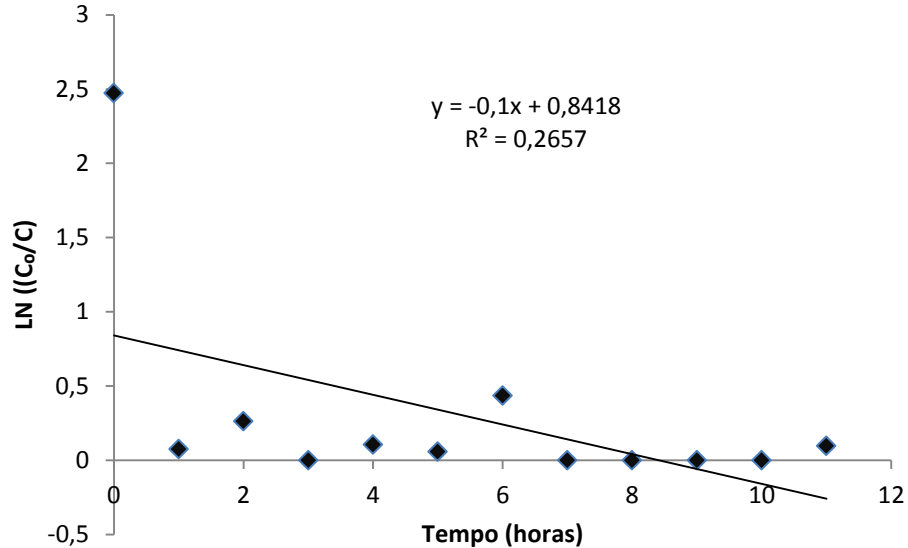
Observa-se que nos instantes iniciais, a adsorção é rápida para todas as concentrações, entretanto, à medida que ocorre a saturação dos sítios de adsorção se verifica uma diminuição na taxa de adsorção. Além disso, para concentrações menores que  $60 \text{ mg L}^{-1}$ , obteve-se as melhores eficiências.

Por tratar-se de uma solução com esgoto sanitário, o fósforo presente encontra-se nas formas particulada e solúvel, sendo que na forma solúvel, este pode estar na forma orgânica, na forma de polifosfatos e ortofosfatos. Sabe-se, portanto, que compostos orgânicos solúveis são passíveis de serem removidos por processos de adsorção nos flocos formados quando se adiciona um resíduo rico em ferro. E uma vez removidos, a eficiência tenderá a valores constantes.

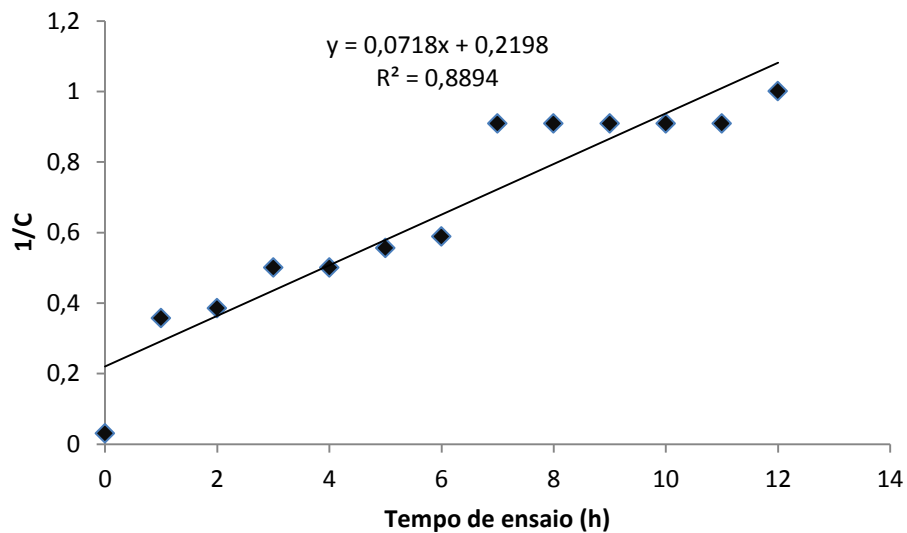
E nos ensaios foram determinadas as cinéticas de 1ª e 2ª ordem para se verificar qual dos modelos cinéticos se ajusta melhor aos dados observados. Pela Figura 2 pode-se verificar que a cinética de 1ª ordem não se ajustou bem aos dados, pois o coeficiente de correlação ( $R^2$ ) ficou abaixo de 1. Já para cinética de 2ª ordem verificou-se um melhor ajuste, com  $R^2$  de 0,8894.

**Figura 2.** a) Cinética de 1ª ordem para  $C_0$  de  $30 \text{ mg L}^{-1}$  de P b) Cinética de 2ª ordem para  $C_0$  de  $30 \text{ mg L}^{-1}$  de P.

a)



b)



Para verificar as melhores condições para a adsorção de fósforo na matriz sólida, os resultados foram ajustados a um modelo cinético de pseudo-segunda ordem, em vista do fato de apresentar melhores ajustes dos dados em relação ao modelo de pseudo-primeira ordem.

Na Tabela 5 se encontram os valores da constante da taxa de adsorção de pseudo-segunda ordem ( $k_2$ ) e quantidade adsorvida por grama de adsorvente no equilíbrio ( $q_{eq}$ ), nos quais demonstraram que este é um adsorvente com uma cinética de reação bastante rápida

para as primeiras concentrações iniciais de fósforo. Esta rapidez das reações deve-se provavelmente às dimensões microscópicas das partículas de ferro que possuem uma grande área de superfície.

**Tabela 5.** Valores dos parâmetros de pseudo-segunda ordem ( $q_{eq}$ ,  $k_2$ ,  $R^2$ ).

Concentração inicial (mg L <sup>-1</sup> )	$q_{eq}$ (mg g <sup>-1</sup> )	$k_2$ (h <sup>-1</sup> )	$R^2$
5	0,144a	4,8611a	0,2217a
10	0,272a	4,9265a	0,1545a
20	0,410a	9,9512a	0,1507a
30	0,644a	0,3270a	0,8894a
40	0,710a	0,1412a	0,7231a
50	0,968a	0,0979a	0,6053a
60	1,050a	0,0570a	0,5113a
80	1,216a	0,0166a	0,7391a
100	1,248a	0,0137a	0,6245a
200	1,896a	0,0026a	0,5122a

\*Valores seguidas pela mesma letra, não difere entre si pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade.

A influência da concentração inicial de fósforo sobre a cinética de adsorção pode ser claramente observada na Tabela 4, onde é possível verificar o aumento do tempo necessário para se atingir o equilíbrio com o aumento da  $C_0$ . Além disso, na Tabela 5 é possível observar o decréscimo dos valores das constantes de velocidade ( $k_2$ ) com o aumento de  $C_0$ , o que confirma a influência da concentração inicial e dos constituintes do efluente.

Na maioria dos estudos relatados há uma tendência de que o processo de adsorção esteja de acordo com o modelo cinético de pseudo-segunda ordem. Wang et al. (2016) verificaram que o modelo de pseudo-segunda ordem se ajustou melhor aos dados obtidos experimentalmente na adsorção de fósforo em material cerâmico carregado com ferro ( $R^2$  de 0,991). Os autores encontraram o valor da capacidade de adsorção no equilíbrio de 12,35 mg g<sup>-1</sup> obtida nos 100 minutos iniciais de ensaio, com a concentração inicial de fósforo de 10 mg L<sup>-1</sup>.

Chen et al. (2018) verificaram capacidade de adsorção de fósforo no equilíbrio de 0,24 mg g<sup>-1</sup> P em argila do tipo bentonita natural e de 0,48 mg g<sup>-1</sup> P e 6,94 mg g<sup>-1</sup> P para o mesmo material pré-tratado em temperaturas de 400 e 800°C, respectivamente. Os autores notaram que o modelo de pseudo-segunda ordem ( $R^2 > 0,982$ ) foi o que melhor descreveu a cinética de adsorção para os materiais estudados, indicando que o principal mecanismo deste processo foi a adsorção química, assim como observado no presente trabalho.

Os estudos de adsorção mostraram a viabilidade técnica da remoção de fósforo com lodo de ETA. Por apresentar boa capacidade e rápida adsorção de fósforo, o lodo de ETA apresenta potencial de utilização no tratamento de esgoto para remoção de fósforo no efluente final.

## 5. CONCLUSÃO

As isotermas de adsorção se ajustaram bem aos dados experimentais e o melhor ajuste foi obtido utilizando-se o modelo de Freundlich, sendo a capacidade de adsorção máxima de fósforo no lodo de ETA igual a  $1,4 \text{ mg g}^{-1}$ . Os ensaios demonstraram que este é um adsorvente com uma cinética de reação bastante rápida, e provavelmente o mecanismo cinético é de segunda ordem. Os dados apresentados nesse trabalho indicam que o lodo ETA tem capacidade de adsorver fósforo, sinalizando uma alternativa tecnológica que possa vir a ser utilizada em projetos sustentáveis, em que as estações de tratamento de esgotos e estações de tratamento de água sejam planejadas de forma integrada, considerando o reaproveitamento e encaminhamento do lodo de ETA para o tratamento de efluente. Porém, ainda são necessários mais estudos quanto a sua capacidade de adsorção em diferentes tipos de efluentes e diferentes concentrações iniciais de fósforo.

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, J. A.; TORRENT, J.; BARRÓN, V. Cor de solo, formas do fósforo e adsorção de fosfatos em Latossolos desenvolvidos de basalto do extremo-sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 6, p. 985-1002, 2003.

ANTUNES, E. et al. Isotherms, kinetics and mechanism analysis of phosphorus recovery from aqueous solution by calciumrich biochar produced from biosolids via microwave pyrolysis. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 6, n. 1, p. 395-403, 2018.

APHA [AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION]; AWWA [AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION]; WEF [WATER118 ENVIRONMENT FEDERATION]. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21th. ed. Washington. D.C.: APHA/AWWA/WEF, 2005, [s.n.].

ATKINS, P.; PAULA, De J. **Physical Chemistry** 9th Edition. RTC. 2013.

BAL KRISHNA, K. C.; ARYAL, A.; JANSEN, T. Comparative study of ground water treatment plants sludges to remove phosphorous from wastewater. **Journal of Environmental Management**, v. 180, p. 17-23, 2016.

BELLIER, N.; CHAZARENC, F.; COMEAU, Y.. Phosphorus removal from wastewater by mineral apatite. **Water research**, v. 40, n. 15, p. 2965-2971, 2006.

BRASIL. CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº. 430 de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente

CAN, M. Y.; YILDIZ, E. Phosphate removal from water by fly ash: Factorial experimental design. **Journal of hazardous materials**, v. 135, n. 1-3, p. 165-170, 2006.

CHAO, I. R. S.; YABROUDI, S. C.; MORITA, D. M. Remoción de fósforo de efluentes de lagunas de estabilización empleando lodo de estaciones de tratamiento de agua. **Interciencia**, v. 36, n. 10, p. 774-778, 2011.

CHEN, K. et al. Phosphorus removal from aqueous solutions using a synthesized adsorbent prepared from mineralized refuse and sewage sludge. **Environmental technology**, v. 34, n. 11, p. 1489-1496, 2013.

CHEN, X. et al. Performance and mechanisms of thermally treated bentonite for enhanced phosphate removal from wastewater. **Environmental Science and Pollution Research**. v. 25, n. 16, p. 15980-15989, 2018.

CHENG, X. et al. Phosphate adsorption from sewage sludge filtrate using zincaluminum layered double hydroxides. **Journal of Hazardous Materials**. n. 169, p.958964, 2009.

CHITRAKAR, Ramesh et al. Phosphate adsorption on synthetic goethite and akaganeite. **Journal of colloid and interface science**, v. 298, n. 2, p. 602-608, 2006.

DAS, J. et al. Adsorption of phosphate by layered double hydroxides in aqueous solutions. **Applied Clay Science**, v. 32, n. 3-4, p. 252-260, 2006

DASSANAYAKE, K. B. et al. A review on alum sludge reuse with special reference to agricultural applications and future challenges. **Waste Management**, v. 38, p. 321-335, 4// 2016.

FANG, H. et al. Phosphorus adsorption onto clay minerals and iron oxide with consideration of heterogeneous particle morphology. **Science of the Total Environment**, v. 605–606, p. 357–367, 2017.

JESUS, I. M. S. Adsorção de fosfato em adsorvente produzido a partir do lodo de esgoto. **Anais Seminário de Iniciação Científica**, n. 20, 2018.

KONG, L.; TIAN, Y.; LI, N.; et al. Highly-effective phosphate removal from aqueous solutions by calcined nano-porous palygorskite matrix with embedded lanthanum hydroxide. **Applied Clay Science**, v. 162, n. June, p. 507–517, 2018

KRISHNA, KC Bal; ARYAL, Ashok; JANSEN, Troy. Comparative study of ground water treatment plants sludges to remove phosphorous from wastewater. **Journal of environmental management**, v. 180, p. 17-23, 2016.

LALLEY, J. et al. Phosphate adsorption using modified iron oxide-based sorbents in lake water: Kinetics, equilibrium, and column tests. **Chemical Engineering Journal**, 2016.

LIN, J. et al. Effect of calcium ion on phosphate adsorption onto hydrous zirconium oxide. **Chemical Engineering Journal**. v. 309, p. 118–129, 2017.

MARGUTI, A. L.; FERREIRA FILHO, S. S.; PIVELI, R. P. Otimização de processos físico-químicos na remoção de fósforo de esgotos sanitários por processos de precipitação química com cloreto férrico. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 13, n. 4, p. 395-404, 2008.

METCALF e EDDY. **Wastewater Engineering Treatment Disposal Reuse**. Hill Book, New York, USA, 2003. 1819p.

NASCIMENTO, R. F. et al. **Adsorção: Aspectos teóricos e aplicações ambientais**. Fortaleza, 2014.

NGUYEN, T. A. H. et al. Modification of agricultural waste/by-products for enhanced phosphate removal and recovery: Potential and obstacles. **Bioresource Technology**, v. 169, p. 750-762, 2014.

OLIVEIRA, A. B. et al. Pós-tratamento de efluente sanitário por coagulação com íons de alumínio recuperados de lodo de ETA. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v. 6, n. 2, p. 257-271, 2017.



RIBEIRO, I. C. A **Remoção de fósforo do esgoto tratado utilizando lodo de ETA e casca triturada de ovo como sorventes**. 2017. 73 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas)-Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2017.

TORIT, Jirawan; PHIHUSUT, Doungkamon. Phosphorus removal from wastewater using eggshell ash. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 33, p. 34101-34109, 2019.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA/UFMG), 2014. 472 p. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v. 1).

WANG, D. et al. Investigation on the adsorption of phosphorus by Fe-loaded ceramic adsorbent. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 464, p. 277–284, 2016.

## CAPÍTULO 3 – ARTIGO 2

### REMOÇÃO DE FÓSFORO EM FILTROS DE ESCOAMENTO ASCENDENTE COM LODO DE ETA E SERRAGEM COMO ADSORVENTES

#### RESUMO

Com o intuito de minimizar o impacto causado pela carga de fósforo presente nos efluentes, diferentes estudos foram implementados visando à remoção desse nutriente, a partir da sua adsorção em resíduos alternativos. O aproveitamento do lodo de estações de tratamento de água na remoção de fósforo tem sido considerada uma importante alternativa de uso benéfico, permitindo minimizar dois problemas ambientais: o lançamento de efluentes com concentrações de fósforo em corpos hídricos e a disposição inadequada do lodo gerado durante o processo de tratamento da água. Sendo assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar a remoção de fósforo em filtros preenchidos com serragem e lodo de ETA. Foram construídas duas colunas de filtração com tubo de PVC com diâmetro interno de 0,10 m e 1,00 m de altura. As camadas internas foram preenchidas na seguinte ordem para o Filtro 1 (F1) - uma camada de 0,30 m de serragem, seguido por uma camada de 0,40 m do resíduo, finalizando com outra camada de 0,30 m de serragem; para o Filtro 2 (F2) – mistura de serragem e resíduo na proporção de 1:1, sendo que foi utilizado lodo seco peneirado proveniente da Estação de Tratamento de Água da Universidade Federal de Lavras (UFLA). Além disso, tanto na extremidade inferior quanto na superior foram colocadas telas de malha fina para evitar a perda de resíduos. O experimento foi conduzido por um período de 6 meses, sendo realizadas análises de pH, P total, ortofosfato, condutividade elétrica, Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), DQO e sólidos totais, suspensos e dissolvidos. E para o lodo, foi avaliado o ponto de carga zero (PCZ) e uma amostra foi encaminhada para o Laboratório de Análises de Solos da UFLA para sua caracterização química. Pela a caracterização do lodo em laboratório foi possível notar que é um resíduo com grande quantidade de ferro, potássio e manganês. Os filtros tiveram boas eficiências de remoção de fósforo total de 91 %, de fosfato 85 e 83%, respectivamente para F1 e F2. Em relação à matéria orgânica, os valores médios de DQO foram de 142,05 mg L<sup>-1</sup> para o efluente ao final do dia para o filtro 1 e de 142,17 mg L<sup>-1</sup> para o efluente ao final do dia para o filtro 2, não se diferenciando estatisticamente e obteve-se eficiência de remoção de aproximadamente 58% para nitrogênio (NTK), para ambos os filtros.

**Palavras-chaves:** adsorção; resíduo sólido; efluente sanitário;

## ABSTRACT

*In order to minimize the impact caused by the phosphorus load present in the effluents, different studies have been implemented aiming at the removal of this nutrient from the effluents, from its adsorption in alternative residues. The recycling of sludge from water treatment plants to remove phosphorus has been considered an important alternative for beneficial use of sludge, allowing to solve two environmental problems: the release of phosphorus into water bodies and the inadequate disposal of the sludge generated during the process of water treatment. Therefore, the objective of this work is to evaluate the removal of phosphorus in biological filters filled with sawdust and ETA sludge. Two filtration columns were constructed with PVC pipe with an internal diameter of 0.10 m and 1.00 m in height. The inner layers were filled in the following order for filter 1 - a layer of 0.30 m of sawdust, followed by a layer of 0.40 m of residue, ending with another layer of 0.30 m of sawdust; for filter 2 - mixture of sawdust and residue in the proportion of 1: 1, using dry sieved sludge from the Water Treatment Station of the Federal University of Lavras (UFLA). In addition, fine mesh screens were placed on both the lower and the upper ends to prevent waste loss. The experiment was conducted for a period of 6 months, with analyzes of pH, total P, orthophosphate and electrical conductivity, total nitrogen Kjeldahl, COD and total solids, suspended and dissolved. And for the sludge, the zero load point (PCZ) was evaluated and a sample was sent to the Soil Analysis Laboratory of the Federal University of Lavras for its chemical characterization. By characterizing the sludge made in the laboratory, it is possible to note that it is a waste with a large amount of iron, potassium and manganese. The filters had good efficiency in removing total phosphorus of 91%, phosphate 85 and 83%, respectively for filter 1 and 2. Regarding organic matter, the average COD values were 142.05 mg L<sup>-1</sup> for the effluent at the end of the day for filter 1 and 142.17 mg L<sup>-1</sup> for effluent at the end of the day for filter 2, not statistically differentiating and removal efficiency of approximately 58% for nitrogen (NTK) was obtained.*

**Keywords:** *adsorption; solid waste ; sanitary effluent;*

## 1. INTRODUÇÃO

O lançamento inadequado de águas residuárias com concentrações elevadas de fósforo em corpos hídricos está associado a uma série de alterações ambientais, econômicas e sociais. Estas alterações estão relacionadas com a morte de espécies aquáticas pela desoxigenação da água, o aumento significativo dos custos de purificação de água potável, riscos para a saúde humana em função de toxinas produzidas por cianobactérias, dentre outros (MAJED et al., 2012).

Com o intuito de minimizar o impacto causado pela carga de fósforo presente nos efluentes, diferentes estudos foram implementados visando à remoção desse nutriente dos efluentes, a partir da sua adsorção em resíduos alternativos (YUAN et al., 2012; MARONEZE et al., 2014). Dentre os resíduos de utilização com esse fim tem-se o biocarvão (NOVAIS et al. 2018; WAN et al. 2017) e lodo de estações de tratamento de água (BAL KRISHNA; ARYAL; JANSEN, 2016; DASSANAYAKE et al., 2016).

O lodo de estações de tratamento de água tem características variáveis de acordo com as características da água antes do tratamento e da sequência dos processos de tratamento (LIBÂNIO, 2008). De forma geral o lodo de ETA é composto por resíduos sólidos provenientes da água bruta, elementos químicos dissolvidos e produtos químicos utilizados no tratamento da água, principalmente os coagulantes (RICHTER, 2001).

Se este resíduo sólido for lançado de forma indiscriminada em corpos hídricos, pode acarretar um aumento da concentração de metais tóxicos ao ambiente. Segundo Dassanayake et al. (2015) podem ser encontrados neste tipo de lodo, metais como: cromo, níquel, chumbo, mercúrio, zinco, cádmio, cobre e ferro, além do alumínio. As altas concentrações de sólidos suspensos, também são um problema, pois diminuem significativamente a luminosidade do meio líquido, reduzindo a produtividade do fitoplâncton.

Com toda esta problemática, alternativas de disposição final adequadas são descritas por diversos autores: disposição em aterro sanitário, cultivo de grama comercial e plantas cítricas, no setor agrícola e de construção civil, além de aplicação em indústrias e a utilização como adsorvente de contaminantes e metais pesados (AHMAD; AHMAD; ALAM, 2016; BOTERO, 2009; RAMALHO, 2015).

A reciclagem de lodo de estações de tratamento de água na remoção de fósforo tem sido considerada uma importante alternativa de uso benéfico do lodo, permitindo minimizar dois problemas ambientais: o lançamento de efluentes com concentrações de fósforo em

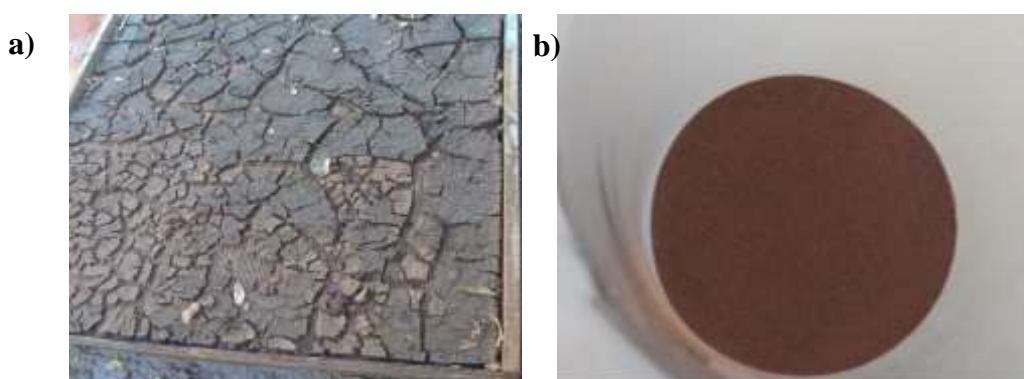
corpos hídricos e a disposição inadequada do lodo gerado durante o processo de tratamento da água. Com isso, o intuito deste trabalho foi avaliar a remoção de fósforo de esgoto sanitário da UFLA em filtros preenchidos com serragem e lodo da ETA/UFLA

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido nas dependências da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) da Universidade Federal de Lavras (UFLA), em Lavras, Minas Gerais, latitude  $21^{\circ}14'S$ , longitude  $44^{\circ}59'W$ , altitude média de 919 m e clima Cwa, segundo a classificação de Köppen.

O resíduo utilizado nestes ensaios foi proveniente da Estação de Tratamento de Água (ETA) da Universidade Federal de Lavras (UFLA), cuja classificação é de tratamento convencional, ou seja, possui o ciclo completo de tratamento composto por: captação, pré-oxidação com hipoclorito de cálcio, controle de pH com carbonato de sódio, coagulação com cloreto férrico, floculação, decantação, filtração em areia e carvão ativado, e desinfecção com hipoclorito de cálcio. O lodo foi obtido a partir da desidratação em leitos de secagem (Figura 1a), do efluente proveniente da limpeza dos filtros e do decantador da ETA/UFLA. Após o período de secagem, o lodo foi retirado do leito, triturado em liquidificador e passado em peneira de 0,425 mm de espessura (Figura 1b), de acordo com o RIBEIRO (2017).

**Figura 1. a)** Lodo seco em leito de secagem construído na ETA da UFLA; **b)** Lodo seco, triturado e passado em peneira de 0,425mm.



O efluente tratado foi proveniente da ETE/UFLA após passar pelo tratamento em reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor*) e Filtros Biológicos Aerados Submersos (FBAS). A estação recebe diariamente o efluente resultante das diversas atividades realizadas dentro da instituição, que incluem os departamentos, pavilhões de aulas,

laboratórios e hospital veterinário, excetuando-se os resíduos químicos de laboratórios, que são coletados separadamente.

Os filtros (Figura 1) foram confeccionados baseados no protótipo desenvolvido por Ribeiro (2017). Foram utilizados tubos de policloreto de vinila (PVC), com diâmetro interno de 0,10 m e 1,00 m de altura. As camadas internas foram preenchidas na seguinte ordem: para o Filtro 1 - uma camada de 0,30 m de serragem, seguido por uma camada de 0,40 m do resíduo, finalizando com outra camada de 0,30 m de serragem; para o Filtro 2 – mistura de serragem e resíduo na proporção de 1:1. O resíduo utilizado foi lodo seco peneirado proveniente da Estação de Tratamento de Água (ETA) da UFLA. A serragem empregada foi de madeira pinus com diâmetro médio entre 1,19 e 2,00 mm. Além disso, tanto na extremidade inferior quanto na superior foram fixadas telas de malha fina (tela mosquiteiro) para evitar a perda de resíduos.

O escoamento dos filtros foi ascendente, proporcionado por bomba dosadora da marca ProMinent, com vazão afluente de  $60 \text{ mL min}^{-1}$ . O tempo de detenção hidráulica (TDH) foi de 2,2h , calculado pela Equação 1 (CHERNICHARO, 2007).

$$TDH = \frac{V}{Q_{méd}} \quad (1)$$

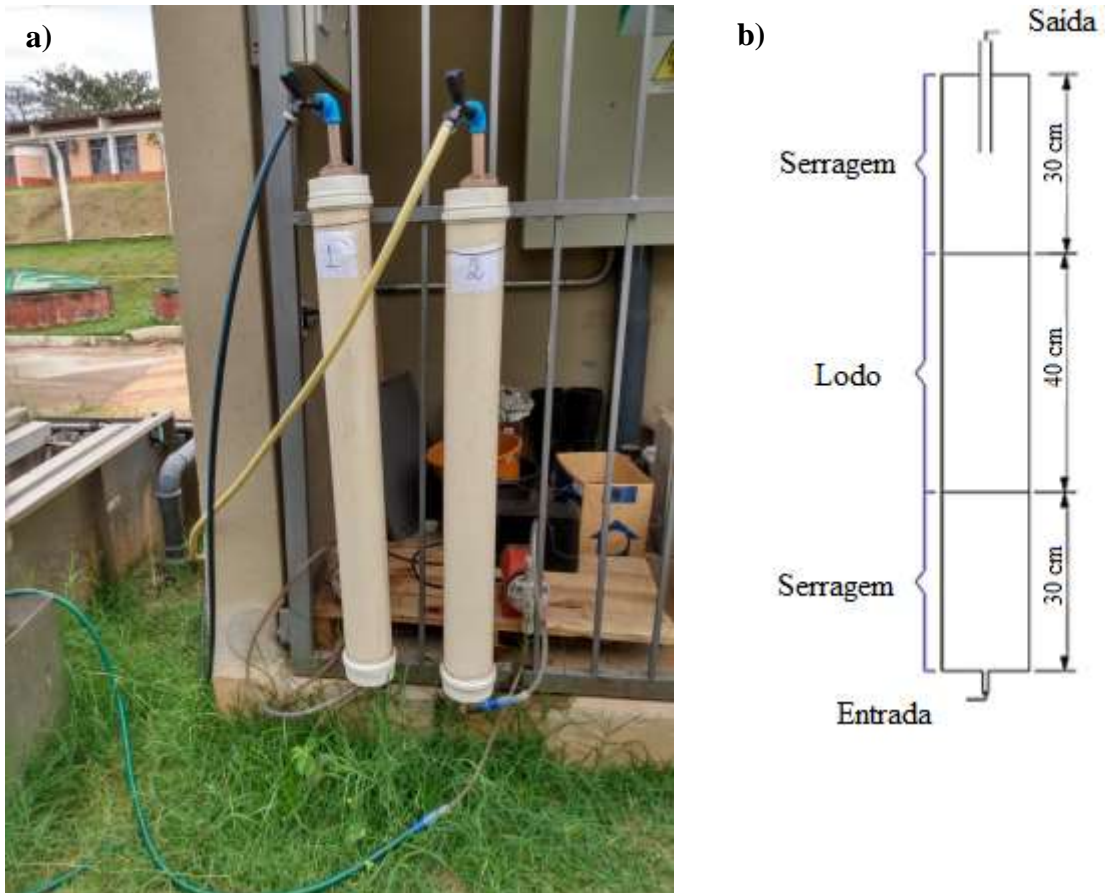
em que:

TDH: tempo de detenção hidráulico (h)

V: volume total do filtro (7,85 L)

$Q_{méd}$ .: vazão média afluente ( $\text{L h}^{-1}$ )

**Figura 1.** a) Filtros de policloreto de vinila (PVC), com diâmetro interno de 0,10 m e 1,00 m de altura. b) Esquema do preenchimento do filtro 1.



Fonte: autor

O experimento foi conduzido no período de julho a dezembro de 2019. Foram realizadas coletas de amostras a cada uma hora durante um período de 10h de monitoramento, utilizando frascos plásticos previamente ambientados na entrada e na saída dos filtros, para análise dos variáveis pH, fósforo total, ortofosfato e condutividade elétrica, análise de nitrogênio total Kjeldahl, demanda química de oxigênio e sólidos totais, suspensos e dissolvidos. Esse procedimento de coleta foi realizado em triplicata e sempre com a renovação das camadas internas, serragem e resíduo.

As amostras foram encaminhadas para o Laboratório de Análise de Águas Residuárias do Núcleo de Engenharia Ambiental e Sanitária do Departamento de Recursos Hídricos e Saneamento (DRS) da Universidade Federal de Lavras (UFLA), onde foram analisadas em triplicata as variáveis pH por potenciometria, fósforo total (PT), pelo método refluxo fechado titulométrico, condutividade elétrica (CE) por potenciometria, nitrogênio total Kjeldahl (NTK), pelo método micro-Kjeldahl, demanda química de oxigênio (DQO), em refluxo fechado e sólidos totais (ST), suspensos e dissolvidos, por gravimetria (APHA et al., 2005).

Como forma de avaliação do lodo, foi determinado o ponto de carga zero (PCZ) pela diferença entre pH em água e pH em KCl (1:2,5) e uma amostra foi encaminhada para o Laboratório de Análises de Solos da UFPA para sua caracterização química.

Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância, as médias dos resultados foram comparadas pelo teste de Tukey considerando o nível de significância de 5%. Para as análises foram usados o programa de análises estatísticas e planejamento de experimentos, SISVAR versão 5.3 (FERREIRA, 2011).

### 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1. Caracterização do lodo de ETA

O ponto de carga zero do lodo de ETA encontrado foi de 1,47 e este parâmetro permite prever a carga na superfície do adsorvente em função do pH, sendo possível avaliar qual será mais eficiente dependendo do pH da solução (SILVA et al., 2010). Quando o pH da solução é menor do que o PCZ do material sólido, a superfície deste ficará carregada positivamente, enquanto que se o pH da solução for maior do que o PCZ do material sólido a superfície deste ficará carregada negativamente.

Na Tabela 1 se encontra a caracterização do lodo e nota-se que é um resíduo com grande quantidade de ferro, potássio e manganês.

**Tabela 1.** Caracterização do lodo utilizado no experimento, proveniente da ETA/UFPA

Elemento	Concentração (mg dm <sup>-3</sup> )	Elemento	Concentração
K	419,71	Ca (cmolc dm <sup>-3</sup> )	1,85
P	8,73	Mg (cmolc dm <sup>-3</sup> )	1,11
Zn	1,80	H+Al (cmolc dm <sup>-3</sup> )	4,70
Fe	1173,40	M.O (dag kg <sup>-1</sup> )	2,90
Cu	2,09	P-Rem (mg L <sup>-1</sup> )	10,40
Mn	217,80	V (%)	46,24
B	0,26	T (cmolc dm <sup>-3</sup> )	8,75
S	35,90	t (cmolc dm <sup>-3</sup> )	4,05
Na	Não detectado	N (g kg <sup>-1</sup> )	5,53

\* P- Rem: fósforo remanescente; SB: soma das bases trocáveis; V: índice de saturação de base; T: capacidade de troca catiônica a pH 7,0; t: capacidade de troca catiônica efetiva. pH (água) = 6,4



Foi observado valores diferentes ao apresentados na Tabela 1 por Arantes (2019), que caracterizou os resíduos da mesma unidade de tratamento de água. Portanto, deve-se considerar que, além das características do manancial de captação, outras variáveis podem interferir tanto na produção de lodo quanto nos parâmetros físico-químicos do resíduo. Alguns fatores interfere na composição desse resíduo como períodos chuvosos, época em que há uma queda na qualidade geral das águas dos mananciais. As chuvas influenciam diretamente em parâmetros como cor e turbidez, o que exige, conseqüentemente, há a necessidade de aplicação de maiores quantidades de produtos químicos para o tratamento (RODRIGUES, 2015)

Abraão (2016) ao analisar amostra de lodo de ETA do município de Curitibanos- SC, obteve valores semelhantes a esse trabalho para pH(água), Zn, Cu e Mg, (6,4 ; 1,8 mg dm<sup>-3</sup> ; 2,1 mg dm<sup>-3</sup> e 1,28, cmolc dm<sup>-3</sup>, respectivamente), e valores inferiores para K, Fe e Mn (21 ; 155e 46 mg dm<sup>-3</sup>). O que confirma que o lodo utilizado nesse presente trabalho, possui constituintes semelhantes a outros lodos de ETA, e pode ser considerado rico em ferro, potássio e manganês, em comparação a literatura. Tornando-o um material com grande potencial como adsorvente, bem como aproveitamento na agricultura.

A superfície química dos óxidos de ferro varia com o pH. Em pH baixo, os grupos hidroxilas na superfície do óxido de ferro são duplamente protonados ( $\equiv \text{FeOH}_2^+$ ) e a carga de superfície do óxido de ferro é positiva. Valores de pH acima do PCZ, como é o caso deste lodo (pH 6,4 > PCZ 1,47) o óxido de ferro é negativamente carregado, formando grupos hidroxila desprotonados, e ocorre a repulsão entre adsorvente e fosfato. Os íons hidroxila também entram em competição com o fosfato para ocupar os sítios de adsorção. Conseqüentemente, a adsorção é reduzida pela repulsão, podendo acontecer nessa fase os mecanismos de interação ácido/base de Lewis (KUNASCHK et al., 2015; LI et al., 2016).

O mecanismo de interação ácido/base de Lewis são dependentes do pH da solução. No qual, pH ácido, os sítios ativos do adsorvente são protonados (há excesso de íons de hidrogênio na solução) e tornando- o um ácido de Lewis, que atua como receptores de elétrons. Assim, os ânions de fosfato tornam-se um base de Lewis, doando elétrons e fazendo a ligação entre adsorvente e adsorbato, ocorrendo a adsorção dos mesmos (BRAUN, 2018).

### 3.2. Monitoramento dos filtros

Os valores médios de pH e condutividade elétrica da água residuária encontram-se na Tabela 2. O pH se manteve dentro da faixa de condições ideais para sobrevivência das bactérias responsáveis pela degradação da matéria orgânica, que varia de 6,0 a 9,0 (METCALF; EDDY, 2003). Nota-se também uma leve redução dos valores de pH com o decorrer dos ensaios, o que pode ter acontecido devido a geração de ácidos durante a degradação da matéria orgânica renascente.

**Tabela 2.** Valores médios\* de pH e condutividade elétrica afluente (Tempo 0) e efluente aos filtros coletadas a cada uma hora.

pH				CE ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )			
	Tempo	Filtro 1	Filtro 2		Tempo	Filtro 1	Filtro 2
<b>Entrada</b>	<b>0</b>	7,09a	7,09a	<b>Entrada</b>	<b>0</b>	915a	915a
	1	7,08a	6,57a		1	930a	930a
	2	7,14a	6,63a		2	1169a	1157a
	3	7,17a	6,79a		3	897a	1018a
<b>Saída</b>	4	6,34a	6,74a	<b>Saída</b>	4	869a	990a
	5	6,82a	6,93a		5	867a	986a
	6	6,46a	6,77a		6	860a	861a
	7	7,00a	6,64a		7	768a	988a
	8	7,20a	6,92a		8	602a	956a
	9	6,89a	6,66a		9	836a	937a
	10	6,90a	6,84a		10	856a	918a

\*valores médios de 3 ensaios realizados;

Médias seguidas pela mesma letra na linha, não difere entre si pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade.

Para fins de lançamento do efluente tratado em corpo hídrico, o pH atendeu plenamente aos valores estabelecidos na legislação ambiental vigente, sendo mínimos e máximos permitidos de 6,0 a 9,0, respectivamente (MINAS GERAIS, 2008).

Os valores médios de sólidos totais (ST), dissolvidos (SD) e suspensos (SS) da saída dos Filtros 1 e 2, foram de 0,56; 0,61 e 0,0  $\text{mg L}^{-1}$ , respectivamente. Como os SS não foram detectados na saída dos filtros, entende-se que todo sólido presente estava na forma de sólido dissolvido (Tabela 5).

**Tabela 5.** Valores médios\* de ST, SDT e SST das entradas dos filtros e das saídas coletadas nos tempos 1,5 e 10.

	Tempo	ST		SD		SS	
		Filtro 1	Filtro 2	Filtro 1	Filtro 2	Filtro 1	Filtro 2
<b>Entrada</b>	<b>0</b>	0,45a	0,45a	0,44a	0,44a	0,01a	0,01a
	1	6,31a	2,57a	6,21a	2,47a	0,10a	0,10a
<b>Saída</b>	5	0,68a	0,59a	0,68a	0,59a	0a	0a
	10	0,56a	0,61a	0,56a	0,61a	0a	0a

\*valores médios, em mg L<sup>-1</sup>, de 3 ensaios realizados;

Médias seguidas pela mesma letra na linha, não difere entre si pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade.

Em relação à matéria orgânica, os valores médios de DQO, efluente ao final do dia, foram de 142 mg L<sup>-1</sup> para o Filtro 1 e de 142 mg L<sup>-1</sup> para o Filtro 2, não se diferenciando estatisticamente (Tabela 3), sendo a eficiência de remoção de aproximadamente 25% para os dois filtros. Verificou-se ainda, que não ocorreu diferença entre os dois filtros, pelo Teste de Tukey ao nível de significância de 5%.

**Tabela 3.** Valores médios\* DQO das entradas e saídas dos filtros coletadas de hora em hora.

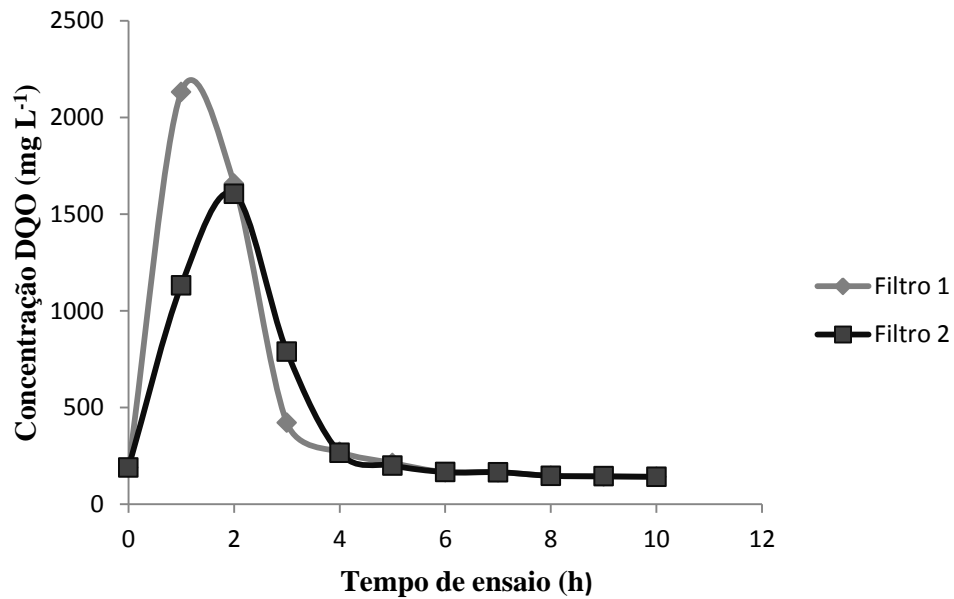
	Tempo	DQO (mg L <sup>-1</sup> )	
		Filtro 1	Filtro 2
<b>Entrada</b>	<b>0</b>	189,47a	189,47a
	1	2131,58a	1131,58a
	2	1657,89a	1605,26a
	3	421,05a	789,47a
	4	271,05a	265,78a
<b>Saída</b>	5	213,16a	200,00a
	6	165,79a	166,53a
	7	165,78a	165,78a
	8	147,36a	147,34a
	9	143,76a	144,52a
	10	142,05a	142,17a
<b>Eficiência (%)</b>		25,03a	24,96a

\*valores médios de 3 ensaios realizados;

Médias seguidas pela mesma letra na linha, não difere entre si pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade.

Nota-se na Tabela 3 e na Figura 2 um pico inicial na concentração de DQO, o que deve-se provavelmente ao arraste e à solubilização de material da serragem e do lodo de ETA, nas primeiras horas de aplicação do efluente, e que por possuírem carbono em suas composições resultou no aumento de DQO na saída dos filtros, o que influenciou nos valores de condutividade elétrica.

**Figura 2.** Comportamento da concentração de DQO em função do tempo.



A baixa eficiência encontrada pode estar relacionada a maior concentração de compostos recalcitrantes de difícil degradação, já que esse efluente já passou por um sistema de reatores anaeróbios e aeróbios e bem como o baixo TDH, por isso era esperado uma baixa eficiência dos filtros na remoção de DQO.

Com relação ao Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) observa-se na Tabela 6 que os valores médios de nitrogênio (NTK) foram de 9,97 e 9,89 mg L<sup>-1</sup> para o efluente ao final do dia para os Filtros 1 e Filtro 2, respectivamente, obtendo, portanto, eficiência de remoção de aproximadamente 58% para os dois filtros sem apresentar diferença entre eles pelo Teste de Tukey ao nível de significância de 5%.

**Tabela 6.** Valores médios\* NTK das entradas dos filtros e das saídas coletadas de hora em hora.

NTK (mg L <sup>-1</sup> )			
	Tempo	Filtro 1	Filtro 2
<b>Entrada</b>	<b>0</b>	23,74a	23,74a
	1	23,74a	23,74a
	2	22,79a	23,74a
	3	20,89a	21,84a
<b>Saída</b>	4	19,94a	19,94a
	5	18,94a	18,93a
	6	16,62a	15,66a
	7	15,67a	15,19a
	8	13,29a	13,29a
	9	12,34a	11,39a
	10	9,97a	9,89a
<b>Eficiência (%)</b>		58,00a	58,34a

\*valores médios de 3 ensaios realizados;

Médias seguidas pela mesma letra na linha, não difere entre si pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade.

Acredita-se que a volatilização de NH<sub>3</sub> tenha sido pequena e pouco tenha contribuído com a remoção de NTK, já que os valores de pH da água residuária se mantiveram próximo à neutralidade e de acordo com Kadlec e Wallace (2008), essas perdas se tornam significativas quando o pH se encontra superior a 9.

Santos (2016) ao avaliar a eficiência do uso de um filtro piloto com carvão ativado no tratamento de efluentes de abatedouros de bovinos, obteve uma eficiência média de 36,9% para remoção de nitrogênio amoniacal e de 37,7% para fósforo. Eficiências inferiores a obtidas no presente trabalho, o que confirma o potencial do lodo de ETA com serragem na remoção desses nutrientes.

Na remoção de fósforo, os filtros por serem unidades de tratamento terciário, se mostram mais eficientes como pode ser observado na Tabela 4. Os valores médios das concentrações de saída dos dois filtros foram de 0,71 mg L<sup>-1</sup> para fósforo total (PT), 0,67 e 0,75 mg L<sup>-1</sup> para fosfato, para os Filtros 1 e 2, respectivamente, sendo as eficiências, respectivamente, de 91% para PT e 85 e 83% para fosfato (Tabela 4). Pelo Teste de Tukey ao nível de significância de 5%, verificou-se ainda que não ocorreu diferença entre os dois filtros.

Valores diferentes do presente trabalho foram obtidos por Scalize (2003) ao estudar a aplicação do lodo de ETA, com cloreto férrico, em uma estação piloto de tratamento de esgoto, composta de lagoa aerada seguida de sedimentação e verificou que tal resíduo

melhorou a qualidade do efluente, obtendo eficiências de remoção de fosfato total, NTK e DQO de 28,0; 81,8; e 94,0%, respectivamente. No entanto, ao contrário desse trabalho, o autor obteve baixa eficiência em remoção de fosfato e alta eficiência de DQO. Isso pode ser, devido ao fato do autor ter utilizado efluente bruto, ou seja, ainda não havia passado por nenhum tratamento, tendo uma carga orgânica inicial maior.

**Tabela 4.** Valores médios\* de PT e Fosfato das entradas dos filtros e das saídas coletadas de hora em hora

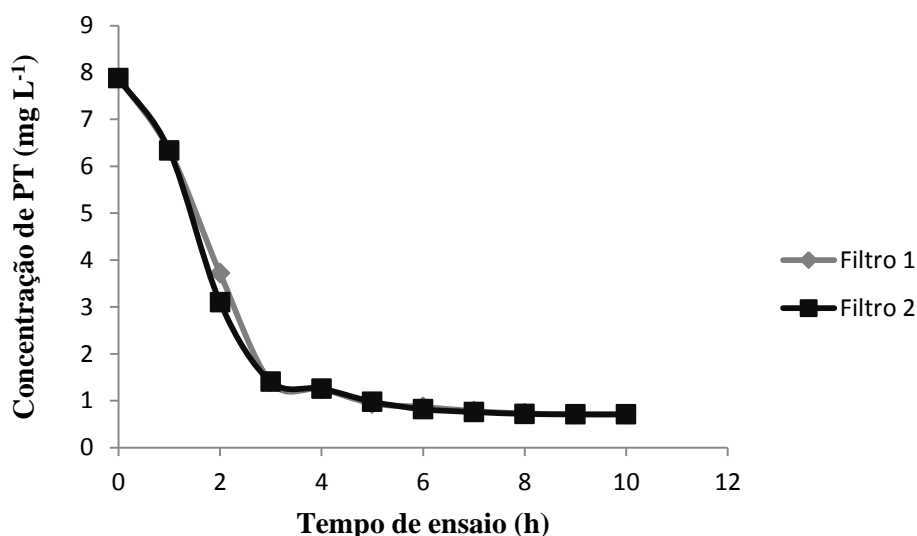
PT (mg L <sup>-1</sup> )				Fosfato (mg L <sup>-1</sup> )			
	Tempo	Filtro 1	Filtro 2		Tempo	Filtro 1	Filtro 2
<b>Entrada</b>	<b>0</b>	7,88a	7,88a	<b>Entrada</b>	<b>0</b>	4,41a	4,41a
	1	6,34a	6,34a		1	4,35a	4,33a
	2	3,72a	3,10a		2	3,19a	2,57a
	3	1,40a	1,41a		3	3,12a	1,55a
	4	1,25a	1,26a		4	2,21a	1,47a
<b>Saída</b>	5	0,94a	0,98a	<b>Saída</b>	5	1,47a	1,15a
	6	0,87a	0,82a		6	1,10a	0,91a
	7	0,78a	0,76a		7	0,97a	0,88a
	8	0,73a	0,72a		8	0,84a	0,82a
	9	0,71a	0,71a		9	0,75a	0,77a
	10	0,71a	0,71a		10	0,67a	0,75a
<b>Eficiência (%)</b>		90,99a	90,99a	<b>Eficiência (%)</b>		84,81a	82,99a

\*valores médios de 3 ensaios realizados;

Médias seguidas pela mesma letra na linha, não difere entre si pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade.

Como pode-se observar na Figura 3, nas primeiras horas a remoção foi maior, entretanto, à medida que ocorreu a saturação dos sítios de adsorção se verifica uma diminuição na taxa de remoção. A interação do fósforo com o lodo pode ser explicada pela presença da argila e do cloreto de férrico (BENLALLA et al., 2015; BAL KRISHNA; ARYAL; JANSEN, 2016). A argila é proveniente do solo, presente na bacia de captação da água, e o cloreto de ferro é o coagulante utilizado no processo de tratamento da água na UFLA. Verifica-se ainda, na Figura 3, que a partir de 6 horas de ensaio ocorre uma diminuição da adsorção tendendo essa para uma estabilização.

**Figura 3.** Comportamento da concentração de PT em função do tempo



Em pesquisa semelhante a este trabalho, Ribeiro (2017) simulou, em aparelho JarTest, a remoção de P em lagoas de tratamento de efluentes. O autor preparou soluções de P em laboratório e empregou sacos adsorventes preenchidos com lodo originário da unidade de tratamento de água da UFLA para a adsorção do P presente nessas soluções, obtendo uma remoção média de 80% do PT. Além disso, verificou-se que o material atingiu maiores remoções em amostras com concentrações de até  $150 \text{ mg L}^{-1}$  de P, destaca-se, então, a boa eficiência do lodo da ETA.

Rodziewicz et al. (2016) ao estudar a eficiência de remoção de fósforo de águas residuárias em filtros verticais preenchidos com cascalho e grânulos de cinzas geradas durante o processo de combustão do lodo de esgoto, alimentado com esgoto sintético contendo  $7,36 \text{ mg L}^{-1}$  de fosfato. Obteve eficiências médias de 72,8% para filtros com enchimento de cascalho (sem granulado), 87,7% para filtros com 50% de teor de cascalho e granulado e 83,6% para filtros com 100% de granulado. Valores esses, semelhantes a eficiência de fosfato encontrado nesse trabalho, confirmando a boa capacidade de adsorção desse material.

Arantes (2019), em estudo semelhante com lodo de ETA e areia como material filtrante em reator de escoamento ascendente no tratamento terciário de efluente sanitário da UFLA, obteve desempenho satisfatório no processo de sorção de P, alcançando 96% de eficiência média após 20 horas de operação. Valores semelhantes ao encontrado na presente pesquisa, reafirmando a boa adsorção do lodo de ETA.

Utilizando outro tipo de adsorvente, Torit e Phihusut (2019) obteve remoção de mais de 90% do fósforo com cinza de casca de ovo. Os autores utilizaram 5 g de cinza da casca de ovo como um adsorvente para remover o fósforo das águas residuárias com  $1,5 \text{ mg L}^{-1}$  da

concentração inicial P. Obtendo eficiência semelhante a encontrada no presente trabalho, o que reforçar o potencial do uso de adsorventes alternativos e de baixo custo para tratamento de poluentes domésticos e industriais águas residuais.

Portanto, é possível constatar que os testes realizados no presente trabalho, corroboraram com os resultados encontrados por vários pesquisadores cujo objetivo, em seus trabalhos, foram avaliar a remoção do P presente em águas residuárias, a partir do lodo de ETA.

Oliveira et al. (2017) realizaram ensaios em escala laboratorial, em Jar test, utilizando lodo da ETA do município de Gurupi, TO, para avaliar as condições de recuperação de íons de alumínio pela acidificação de lodo de ETA, para posterior aplicação como coagulante de esgoto sanitário, bem como a eficiência do coagulante recuperado e o seu desempenho em relação ao sulfato de alumínio comercial. Utilizando  $32 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{Al}^{3+}$ , a maior eficiência de remoção de 94,6% foi observada para o fósforo total, o que torna o tratamento proposto de extrema importância para a melhoria da qualidade do efluente lançado. Para as variáveis DBO, DQO, nitrato, nitrogênio amoniacal, sólidos totais e sólidos suspensos, as eficiências de remoção foram de 43,2%, 59,8%, 50,0%, 11,1%, 27,1% e 75,5%, respectivamente.

O autor obteve eficiência de remoção de fósforo semelhante ao presente trabalho. Devido ao aumento no teor de fósforo no resíduo, o mesmo apresenta capacidade de serem utilizados na substituição parcial de fertilizantes químicos na agricultura, contudo o uso de sulfato de alumínio gera um composto tóxico para as plantas. O que torna o resíduo utilizado nesse experimento, um substrato rico nesse elemento químico que pode retornar ao meio ambiente como na substituição parcial ou total de fertilizantes fosfatados utilizados no cultivo agrícola.

Comparando os resultados com o padrão de lançamento de efluentes em corpos de água de Minas Gerais, determinados pelo Conselho Estadual de Política Ambiental em conjunto com o Conselho Estadual de Recursos Hídricos (MINAS GERAIS, 2008), pode-se verificar que o valor de SST foi inferior a concentração máxima de SST de  $100 \text{ mg L}^{-1}$  e que as unidades atenderam o preconizado na Deliberação Normativa em questão para DQO menor ou igual a  $180 \text{ mg L}^{-1}$ .

Sabe-se que o excesso de P nas águas causa transtornos sob os aspectos ambientais, econômicos e sanitários, porém a legislação ambiental brasileira não dispõe de padrões de lançamento de P em cursos d'água provenientes de efluentes tratados. Apesar de não existir padrões de lançamento para fósforo, o sistema teve uma boa eficiência, 91%, além disso, as concentrações finais dos efluentes foram menores que  $1 \text{ mg L}^{-1}$  observando as legislações de



Santa Catarina e do Rio Grande do Sul que tem padrão para P, e são de até  $1 \text{ mg L}^{-1}$ , esse sistema atenderia a normativa.

Com relação ao nitrogênio a legislação exige que as concentrações de nitrogênio na forma amoniacal em efluentes industriais não sejam maiores que  $20 \text{ mg L}^{-1}$ . E observa-se, que apesar de ter sido avaliado nitrogênio total Kjeldahl que representa as formas orgânica e amoniacal, os efluente dos filtros atenderam o valor padrão estabelecido.

#### 4. CONCLUSÃO

De maneira geral, os filtros se mostraram eficientes como pós-tratamento do sistema de tratamento de efluente sanitário. Uma vez que o sistema apresentou eficiências de remoção elevadas para fósforo, objetivo desse trabalho. Além disso, constatou-se que não houve diferenças estatísticas entre os filtros, sendo portanto a escolha do melhor de acordo com a facilidade de construção.

Atendeu-se a legislação ambiental estadual, em relação ao pH (entre 6,0 e 9,0), à DQO (concentração final menor que  $180 \text{ mg L}^{-1}$ ), aos sólidos suspensos totais (até  $100 \text{ mg L}^{-1}$ ) e ao limite máximo de N (até  $20,0 \text{ mg L}^{-1}$ ). Apesar de não existir padrões de lançamento para fósforo, o sistema teve uma boa eficiência, 91%.

Apesar dos resultados obtidos, são necessários estudos complementares, no sentido de melhor compreensão da eficiência do sistema implantado e da capacidade de adsorção de outros compostos.

## 5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRAÃO, R. et al. **Aplicação de lodo de estação de tratamento de água no crescimento de *Salvia officinalis***. 2016. 18p. Projeto – Universidade Federal de Santa Catarina, Curitibanos, 2016.

AHMAD, T; AHMAD, K.; ALAM, M. Sustainable management of water treatment sludge through 3‘R’ concept. **Journal of Cleaner Production**, v. 124, p. 1– 13, 2016.

APHA [AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION]; AWWA [AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION]; WEF [WATER118 ENVIRONMENT FEDERATION]. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21th. ed. Washington. D.C.: APHA/AWWA/WEF, 2005, [s.n.].

ARANTES, R. B. D. S. **Sorção de fósforo de efluente doméstico tratado em lodo de eta e aplicação do resíduo em solo cultivado com milho**. 2019. 87p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2019.

BAL KRISHNA, K. C.; ARYAL, A.; JANSEN, T. Comparative study of ground water treatment plants sludges to remove phosphorous from wastewater. **Journal of Environmental Management**, v. 180, p. 17-23, 9/15/ 2016

BENLALLA, A.; ELMOUSSAOUITI, M.; DAHHOU, M.; ASSAFI, M. Utilization of water treatment plant sludge in structural ceramics bricks. **Applied Clay Science**, v. 118, p. 171-177, 2015.

BRASIL. CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº. 430 de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente CONAMA. Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente, 2006.

BRAUN, J. C. A. **Adsorção de fósforo em carvão ativado impregnado com óxidos de ferro**. 2018. 92p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal da Fronteira Sul, Cerro Largo, 2018.

BOTERO, W. G. et al. Caracterização de lodo gerado em estações de tratamento de água: perspectivas de aplicação agrícola. **Química Nova**, v. 32, n. 8, p. 2018-2022, 2009.

CHERNICHARO, C.A.L. **Reatores Anaeróbios**. 2ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA/UFMG), 2007. 380 p. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v. 5).

DASSANAYAKE, K. B. et al. A review on alum sludge reuse with special reference to agricultural applications and future challenges. **Waste Management**, v. 38, p. 321–335, 2015.

DASSANAYAKE, K. B. et al. A review on alum sludge reuse with special reference to agricultural applications and future challenges. **Waste Management**, v. 38, p. 321-335, 2016.

FERREIRA, D. F. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 35, p. 1039-1042, 2011.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment SACs**. 2ed. Florida: CRC, 2008. 1016 p.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Editora Átomo, 2ª edição. Campinas 2008. 444p.

LO MONACO, P. A. et al. Influência da granulometria da serragem de madeira como material filtrante no tratamento de águas residuárias. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 8, n. 1, p. 116-119, 2004.

MAJED, N.; LI, Y.; GU, A. Z. Advances in techniques for phosphorus analysis in biological sources. **Current Opinion in Biotechnology**, v. 23, p. 1-8, 2012.

MARONEZE, M. M.; ZEPKA, L. Q.; VIEIRA, J. G.; QUEIROZ, M. I.; JACOB-LOPES, E. A tecnologia de remoção de fósforo: gerenciamento do elemento em resíduos industriais. **Revista Ambiente & Água**, v. 9, p. 445-458, 2014. ISSN 1980-993X.

METCALF, L.; EDDY, H. P.; TCHOBANOGLOUS, G. **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, and Reuse**. McGraw-Hill, 2010. Disponível em: < <https://books.google.com.br/books?id=1gBcNAEACAAJ> >.

MINAS GERAIS – COPAM – Conselho de Política Ambiental; CERH – Conselho Estadual de Recursos Hídricos. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Estado de Minas Gerais CERH-MG nº 01, de 05 de maio de 2008. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

NOVAIS, S. V. et al. Phosphorus removal from eutrophic water using modified biochar. **Science of the Total Environment**, v. 633, p. 825-835, 2018.

OLIVEIRA, A. B. et al. Pós-tratamento de efluente sanitário por coagulação com íons de alumínio recuperados de lodo de ETA. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v. 6, n. 2, p. 257-271, 2017.

RAMALHO, R. P. R.S. **Avaliação do uso de resíduo de estação de tratamento de água na produção de espécies vegetais com ocorrência no cerrado**. Trabalho de Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Goiás, 2015, 96 p.

RIBEIRO, I. C. A. **Remoção de fósforo do esgoto tratado utilizando lodo de ETA e casca triturada de ovo como adsorvente**. 2017. 73p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2017.

RICHTER, C.A. **Tratamento de Lodos de Estações de Tratamento de Água**. 1ª ed. São Paulo: Edgard Blucher Ltda, 2001. 112p.

RODRIGUES, F. N. **Caracterização dos resíduos da estação de tratamento de água da UFLA e aproveitamento na confecção de tijolos de solo-cimento.** 2015. 117 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas)-Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2015

RODZIEWICZ, J. et al. Usowanie fosforu na filtrach z wypełnieniem z granulatu z popiołów ze spalania osadów ściekowych. **Inżynieria Ekologiczna**, 2016.

SANTOS, N. M. **Remoção de nitrogênio amoniacal e fósforo de efluente de abatedouro de bovinos, utilizando carvão ativado.** 2016. Trabalho de Conclusão de Curso – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão, 2016.

SCALIZE, P. S. **Disposição de resíduos gerados em estações de tratamento de água em estações de tratamento de esgoto.** Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 171p. 2003.

SILVA, A.G.M. et al. Application of coagulants in pretreatment of fish wastewater using factorial design. **Desalination and Water Treatment**. v.1, p.208-214, 2009.

SILVA, F. M. et al. Adsorção do Corante Têxtil Azul de Remazol R por Pseudocaulis da Bananeira (Musa sp). **Cad. Pesq.**, São Luís, v. 17 n. 3, p. 71-77, 2010.

TORIT, J.; PHIHUSUT, D. Phosphorus removal from wastewater using eggshell ash. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 33, p. 34101-34109, 2019.

TSUTIYA, M.T.; HIRATA, A.Y. **Aproveitamento e Disposição Final de lodos de Estação de Tratamento de Água do Estado de São Paulo.** In : Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 21., 2001. João Pessoa. Anais... João Pessoa: ABES, 2001.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgoto.** Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA/UFMG), 1996. 211 p. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v. 2).

WAN, S. et al. Functionalizing biochar with Mg–Al and Mg–Fe layered double hydroxides for removal of phosphate from aqueous solutions. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, v. 47, p. 246-253, 2017.

YUAN, Z.; PRATT, S.; BATSTONE, D. J. Phosphorus recovery from wastewater through microbial processes. **Current Opinion in Biotechnology**, v. 23, n. 6, p. 878-883, 12// 2012.

## CAPÍTULO 4 – ARTIGO 3

### AVALIAÇÃO DO DESENVOLVIMENTO DO CAPIM-TIFTON 85 CULTIVADO EM LATOSSOLO ADUBADO COM RESÍDUO DOS FILTROS APÓS O USO PARA ADSORÇÃO DE FÓSFORO (RF)

#### RESUMO

O uso de resíduo dos filtros após o uso para adsorção de fósforo (RF) em áreas agrícolas pode gerar diversos benefícios para o solo, entretanto, tal prática apresenta algumas restrições de uso que podem ocasionar riscos sanitários e ambientais. A disposição de resíduos sólidos em pastagem torna-se uma alternativa interessante, uma vez que a pastagem é utilizada como principal alimento para o rebanho no Brasil. O capim-tifton 85 é uma gramínea forrageira de clima tropical e subtropical e constitui uma alternativa bastante viável na alimentação animal, dado ao seu alto potencial de produção e valor nutricional, fácil cultivo e baixo custo. Diante disso, objetivou-se neste trabalho avaliar o potencial agrônomo de um RF, constituído por lodo de ETA e serragem, no cultivo do capim-tifton 85. O experimento foi conduzido nas dependências do Núcleo de Engenharia Ambiental e Sanitária do Departamento de Recursos Hídricos e Saneamento (DRS) da Universidade Federal de Lavras (UFLA). O RF utilizado como fertilizante foi proveniente de filtros experimentais, preenchidos com serragem e lodo seco peneirado proveniente da Estação de Tratamento de Água da Universidade Federal de Lavras (UFLA), empregados para o tratamento do esgoto sanitário proveniente da UFLA após o mesmo passar pelo tratamento em reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor*) e Filtros Biológicos Aerados Submersos (FBAS). O experimento foi montado em vasos de plástico nº 05 com dimensões de 19 x 23 x 23 cm, sendo T1(Testemunha) – Solo + Fertipar (100%) + Capim-tifton 85; T2- Solo + Fertipar (80%) +RF (20%) + Capim-tifton 85; T3- Solo+ Fertipar (50%) + RF(50%) + Capim-tifton 85; T4- Solo+ RF(100%) + Capim-tifton 85; Os tratamentos possuíam 3 repetições cada, sendo que o solo utilizado foi retirado da área pertencente à UFLA no qual é classificado como Latossolo Vermelho Distrófico, textura argilosa. Para a utilização desse solo foi realizado a calagem para correção de seu pH, no qual foi aplicado 2,64 t ha<sup>-1</sup> de calcário. A avaliação do crescimento do Capim-tifton 85 foi realizada através da diagnose visual, da produtividade e da quantidade de nutrientes extraída pela planta. O experimento foi monitorado de 13 de janeiro de 2020 a 13 de fevereiro de 2020. Diante dos resultados obtidos, conclui-se que o RF utilizado neste trabalho apresenta potencial agrônomo como fertilizante parcial. Porém, para as condições avaliadas o capim-tifton 85 cultivado em Latossolo Vermelho adubado com o resíduo apresentou uma redução de produtividade e massa seca, entretanto a adubação não supriu as exigências para um adequado desenvolvimento do capim, o que sugere que algum elemento possa ter exercido efeito tóxico nas planta, limitando o seu desenvolvimento ou não ainda, devido ao pequeno período de monitoramento, não houve tempo para adaptação das plantas. O capim-tifton 85 produziu 51,7; 46,7; 21,2 e 24,9 g de matéria seca para os tratamentos T1, T2, T3 e T4, respectivamente, em um período de 30 dias (de 13 de janeiro de 2020 a 13 de fevereiro de 2020).

**Palavras-chaves:** resíduo; produtividade ; capacidade extratora;



## ABSTRACT

*The use of biosolids in agricultural areas can generate several benefits for the soil, however, such practice presents some restrictions of use that can cause sanitary and environmental risks. The disposal of solid waste on pasture becomes an interesting alternative, since pasture is used as the main food for the herd in Brazil. Tifton 85 grass is a forage grass with a tropical and subtropical climate and is a very viable alternative in animal feed, given its high production potential and nutritional value, easy cultivation and low cost. Therefore, the objective of this work was to evaluate the agronomic potential of a biosolid, consisting of ETA sludge and sawdust, in the cultivation of Tifton 85 grass. The experiment was conducted at the Environmental and Sanitary Engineering Nucleus of the Department of Water Resources and Sanitation (DRS) of the Federal University of Lavras (UFLA). The biosolid used as a fertilizer came from experimental filters, filled with sawdust and dry sieved sludge from the Water Treatment Station of the Federal University of Lavras (UFLA), used for the treatment of sanitary sewage from UFLA after the same treatment. in UASB reactors (Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor) and Submerged Aerated Biological Filters (FBAS). The experiment was set up in plastic pots n° 05 with dimensions of 19 x 23 x 23 cm, T1 (Witness) - Solo + Fertipar (100%) + Tifton 85 grass; T2- Soil + Fertipar (80%) + biosolid (20%) + Tifton 85 grass; T3- Soil + Fertipar (50%) + biosolid (50%) + Tifton 85 grass; T4- Soil + biosolid (100%) + Tifton 85 grass; The treatments had 3 repetitions each, and the soil used was removed from the area belonging to UFLA in which it is classified as Red Dystrophic Latosol, clay texture. For the use of this soil, liming was performed to correct its pH, in which 2.64 t ha<sup>-1</sup> of limestone was applied. The growth evaluation of Capif tifton 85 was carried out through visual diagnosis, productivity and the amount of nutrients extracted by the plant. The experiment was monitored from January 13, 2020 to February 13, 2020. In view of the results obtained, he concludes it is said that the biosolid used in this work has agronomic potential as a partial fertilizer. However, for the conditions evaluated, Tifton 85 grass grown in an Oxisol fertilized with the residue showed a reduction in productivity and dry mass, however the fertilization did not meet the requirements for an adequate development of the grass, which suggests that some element may have exerted toxic effect on plants, limiting their development or not yet, due to the short monitoring period, there was no time for plant adaptation. Tifton grass 85 produced 51.7; 46.7; 21.2 and 24.9 g of dry matter for treatments T1, T2, T3 and T4, respectively, over a period of 30 days (from January 13, 2020 to February 13, 2020).*

**Keywords:** residue; productivity; extracting capacity;

## 1. INTRODUÇÃO

O uso de resíduos sólidos em áreas agrícolas pode gerar diversos benefícios para o solo, como aumento da matéria orgânica, melhoria da estrutura, maior infiltração e retenção de água no solo, aumento da capacidade de troca catiônica (CTC), maior complexação de elementos tóxicos, entre outros (SANTOS et al., 2011).

E a utilização de resíduos agrícolas e de saneamento como biofertilizantes, substituindo os fertilizantes industriais vem crescendo cada vez mais na agricultura, pois evita gastos econômicos e energéticos próprios da atividade de fertilização do solo. Além disso, os elevados teores de matéria orgânica, nutrientes tais como nitrogênio e fósforo, essenciais para o desenvolvimento das plantas e obtenção de boa produtividade, estão presentes nesses resíduos e permitem-no ser comparado a um biofertilizante potencial (QUINTANA, 2006).

Entretanto, tal prática apresenta algumas restrições de uso que podem ocasionar riscos sanitários e ambientais e que devem ser investigadas, principalmente aquelas relacionadas à presença de metais pesados, microrganismos patogênicos e poluentes orgânicos (CARVALHO JUNIOR et al., 2011; PELISSARI et al., 2009).

Atualmente, no Brasil tem-se a Resolução Nº 375, de 29 de agosto de 2006, onde o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados. Porém, estes critérios e procedimentos estão limitados apenas para o uso de lodos de esgoto, não incluindo o uso de resíduos industriais (BRASIL, 2006a) .

Em complemento a essa resolução, o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento lançou as Instruções Normativas número 25 (BRASIL, 2009) e número 27 (BRASIL, 2006b), regulamentando o registro de fertilizantes orgânicos para o uso agrícola.

A disposição de resíduos em pastagem torna-se uma alternativa interessante, uma vez que a pastagem é o principal alimento de rebanho no Brasil, ocupando grandes áreas agricultáveis (GUIMARÃES, 2012). De acordo com Sarmiento et al. (2006), o Tifton 85 constitui uma alternativa bastante viável na alimentação animal, dado ao seu alto potencial de produção e nutricional, fácil cultivo e baixo custo, e tem sido uma pastagem muito utilizada por produtores brasileiros.

O capim-tifton 85 (*Cynodon ssp*) é uma gramínea forrageira de clima tropical e subtropical e de acordo como Matos et al. (2008) possui características como colmos compridos, folhas extensas e de coloração verde escura e estolões que se expandem rapidamente, possuindo rizomas grandes e em menor número do que das outras cultivares desse gênero. Esse capim também se destaca por apresentar alta produtividade de matéria

seca, boa resposta à adubação e digestibilidade (VIELMO, 2008), maior teor de proteína bruta e boa relação cálcio/fósforo. Estas características favorecem a produção animal, sendo utilizado nos mais diversos sistemas produtivos (HANCOCK et al., 2010).

Além do Tifton apresentar grande potencial de uso como forrageira, se mostra também promissor para a revegetação de áreas contaminadas, pois apresenta certa tolerância a metais pesados como o Cd e Zn (SILVA, 2009; CARNEIRO et al., 2002).

Com isso, objetivou-se neste trabalho avaliar o potencial agrônômico de um RF, constituído por lodo de ETA e serragem, no cultivo do capim-tifton 85.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido nas dependências do Núcleo de Engenharia Ambiental e Sanitária do Departamento de Recursos Hídricos e Saneamento (DRS) da Universidade Federal de Lavras (UFLA), em Lavras, Minas Gerais, latitude 21°14'S, longitude 44°59'W, altitude média de 919 m e clima Cwa, segundo a classificação de Köppen.

O solo utilizado foi retirado da área pertencente à UFLA no qual é classificado como Latossolo Vermelho Distrófico, textura argilosa, conforme nomenclatura do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 1999). De acordo com o resultado da análise o solo possuía as seguintes características químicas, antes da instalação do experimento: pH de 4,4; 2,49 dag kg<sup>-1</sup> de M.O.; 0,36 mg dm<sup>-3</sup> de P; 39,67 36 mg dm<sup>-3</sup> de K; 5,77; 0,24; 0,14 cmolc dm<sup>-3</sup> de H+Al, Ca e Mg, respectivamente; saturação por bases (V) de 7,71%. Para a utilização desse solo foi realizado o método de ajuste de pH por meio de calagem, no qual foi aplicado 2,64 t ha<sup>-1</sup> de calcário e para a adubação complementar utilizou-se o fertilizante Fertirpar 04 - 14 - 08, uma vez que este fertilizante atende às demandas nutricionais da cultura e tem custo baixo no mercado.

Foi utilizada a espécie capim-tifton 85, que é uma gramínea perene estolonífera com grande massa folhear e rizomas grossos.

O resíduo dos filtros após o uso para adsorção de fósforo (RF) utilizado como fertilizante parcial foi proveniente de filtros experimentais, confeccionados baseados no protótipo desenvolvido por Ribeiro (2017). Foram utilizados tubos de policloreto de vinila (PVC), com diâmetro interno de 0,10 m e 1,00 m de altura. As camadas internas foram preenchidas na seguinte ordem: para o Filtro 1 - uma camada de 0,30 m de serragem, seguido por uma camada de 0,40 m do resíduo, finalizando com outra camada de 0,30 m de serragem; para o Filtro 2 - mistura de serragem e resíduo na proporção de 1:1. O resíduo utilizado foi lodo seco peneirado proveniente da Estação de Tratamento de Água (ETA) da UFLA. A

serragem empregada foi de madeira pinus com diâmetro médio entre 1,19 e 2,00 mm. Além disso, tanto na extremidade inferior quanto na superior foram fixadas telas de malha fina (tela mosquiteiro) para evitar a perda de resíduos. Empregados para o tratamento do efluente proveniente da UFLA após o mesmo passar pelo tratamento em reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor*) e Filtros Biológicos Aerados Submersos (FBAS). A Tabela a seguir (Tabela 1) contém a caracterização química do RF utilizado com pH 5,4.

**Tabela 1.** Caracterização do RF utilizado no experimento, proveniente dos filtros experimentais.

Elemento	Concentração (mg dm <sup>-3</sup> )	Elemento	Concentração
K	187,67	Ca (cmolc dm <sup>-3</sup> )	1,85
P	6,15	Mg (cmolc dm <sup>-3</sup> )	1,07
Zn	17,70	H+Al (cmolc dm <sup>-3</sup> )	3,00
Fe	1148,60	M.O (dag kg <sup>-1</sup> )	7,11
Cu	3,98	P-Rem (mg L <sup>-1</sup> )	15,70
Mn	283,10	V (%)	53,14
B	0,13	T (cmolc dm <sup>-3</sup> )	6,40
S	30,20	t (cmolc dm <sup>-3</sup> )	3,40
Na	Não detectado	N (g kg <sup>-1</sup> )	4,44

\* P- Rem: fósforo remanescente; SB: soma das bases trocáveis; V: índice de saturação de base; T: capacidade de troca catiônica a pH 7,0; t: capacidade de troca catiônica efetiva.

O experimento foi montado em vasos de plásticos nº 05 com dimensões de 19 x 23 x 23 cm e com volume útil de 10L com 4 tratamentos. De acordo com Silva et al., 2009, foi definida a necessidade de fósforo da cultura e calculada para cada tratamento (Tabela 2). Sendo T1 (Testemunha) – Solo + Fertipar (100%) + Capim-tifton 85; T2- Solo + Fertipar (80%) + RF (20%) + Capim-tifton 85; T3- Solo + Fertipar (50%) + RF (50%) + Capim-tifton 85; T4- Solo + RF (100%) + Capim-tifton 85; Os tratamentos possuíam 3 repetições cada. A avaliação do crescimento do Capim-tifton 85 foi realizada através da diagnose visual, da produtividade, da quantidade de nutrientes extraída pelo mesmo.

**Tabela 2.** Massa de lodo (g) e massa de fertilizante Fetirpar para cada tratamento.

<b>Tratamento</b>	<b>Lodo (g)</b>	<b>Fetirpar (g)</b>
T1	0	3,2
T2	4,7	2,6
T3	1,7	1,6
T4	23,4	0

Para o cálculo da produtividade de massa verde (PMV) foi realizada a pesagem da biomassa, logo após o corte da parte aérea da planta após 30 dias do plantio, com auxílio de balança digital (equação 1). E para a produtividade de matéria seca (PMS), o material foi seco em estufa com circulação de ar a 65° C por 72 horas (equação 2).

$$PMV = \frac{MV}{A} \quad (1)$$

$$PMS = \frac{MS}{A} \quad (2)$$

em que:

PMV – Produtividade de massa verde (g m<sup>-2</sup>);

PMS – Produtividade de matéria seca (g m<sup>-2</sup>);

MV – Massa verde (g);

MS - Matéria seca (g); e

A – Área (m<sup>2</sup>)

A amostra seca foi encaminhada para o Laboratório de Análise Foliar do Departamento de Química da Universidade Federal de Lavras (UFLA), para avaliação das variáveis N, P, K, Ca, Mg, S, B, Cu, Mn, Zn e Fe, para cada tratamento, de acordo com as metodologias de Malavolta et al. (1997).

Para o cálculo da quantidade extraída de nutrientes, foram utilizados os valores obtidos em análises laboratoriais realizadas no Departamento de Química da Universidade Federal de Lavras (UFLA) e aplicados na equação 3.

$$QE = MSx Conc \quad (3)$$

em que:

QE – Quantidade extraída (g);

MS – Matéria seca (kg); e

Conc – Concentração do nutriente com base em matéria seca ( $\text{g kg}^{-1}$ ).

A capacidade extratora foi calculada utilizando a equação 4.

$$CE = \frac{QE}{A \times dias} \quad (4)$$

em que:

CE – Capacidade extratora ( $\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ );

QE – Quantidade extraída (g);

A – Área de cada balde ( $\text{m}^2$ ); e

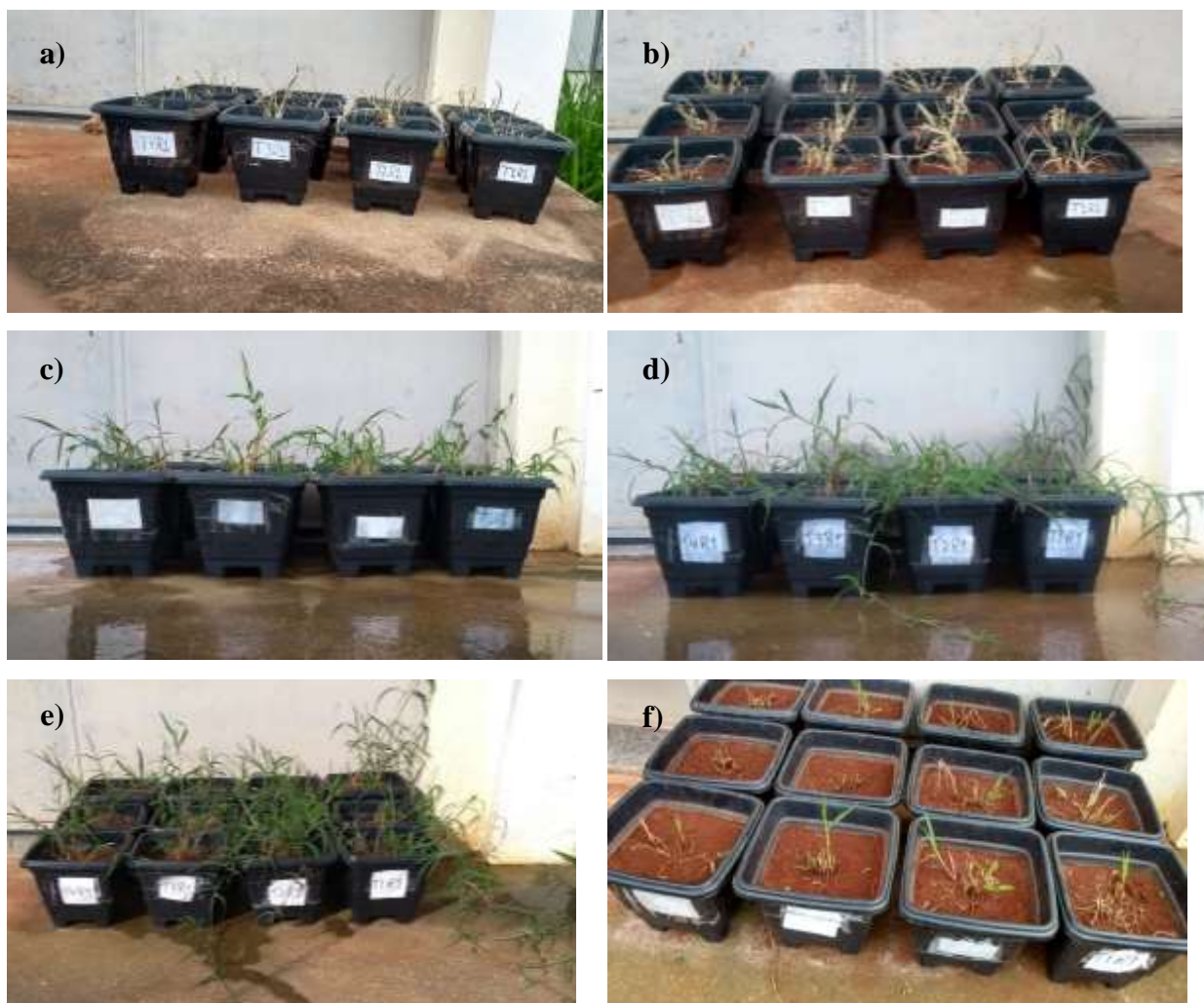
Dias - Quantidades de dias desde o plantio do Capim-tifton até o dia do corte.

Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância, as médias dos resultados foram comparadas pelo método de Tukey considerando o nível de significância de 5%. Para a análise foi usado o programa de análises estatísticas e planejamento de experimentos, SISVAR versão 5.3 (FERREIRA, 2011).

### 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Com relação à vegetação, pode-se observar o desenvolvimento da espécie na Figura 1, na qual pode ser visualizada uma sequência temporal do crescimento do capim-tifton 85 durante o experimento e na Tabela 3, está apresentada o número de ramificações ao final de cada semana do experimento, observando seu aumento ao longo do tempo.

**Figura 1.** Sequência temporal do crescimento do capim-tifton 85: (a) Capim-tifton ao ser plantado em 13 janeiro de 2020; (b) Desenvolvimento do capim-tifton em 25 janeiro de 2020; (c); 31 de janeiro de 2020; (d) 07 de fevereiro de 2020; (e) 14 fevereiro de 2020, antes do corte; (f) Capim-tifton em 17 fevereiro de 2020, após corte.



**Tabela 3.** Número de ramificações do capim-tifton 85 correspondente a cada tratamento (T1, T2, T3 e T4) e sua repetição (R1, R2, R3 e R4) em cada semana do experimento, totalizando 4 semanas correspondentes aos 30 dias do experimento.

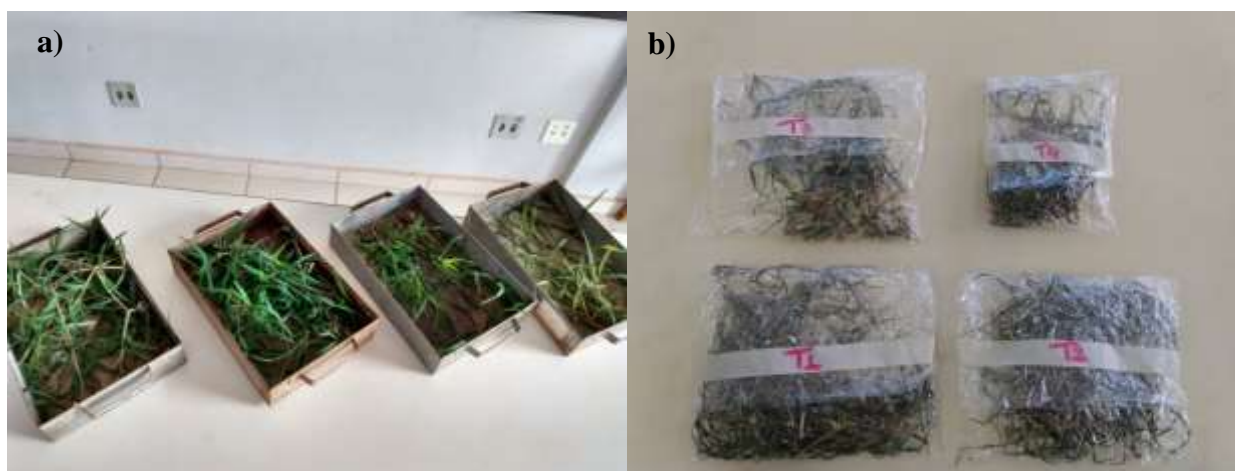
Número de ramificações												
Semana	T1			T2			T3			T4		
	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3
Primeira	2a	2a	3a	3a	2a	1a	1a	1a	3a	4a	2a	4a
Segunda	4a	2a	3a	5a	4a	4a	5a	2a	3a	2a	2a	7a
Terceira	12a	4a	6a	14a	8a	7a	5a	5a	4a	5a	5a	9a
Quarta	24a	8a	12a	22a	16a	16a	13a	7a	5a	7a	6a	10a

Médias seguidas pela mesma letra, na linha, não difere entre si pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade

As plantas adubadas convencionalmente (T1) apresentaram, em média, folhas mais longas e maiores números de ramificações em relação aos tratamentos T2, T3 e T4, devido ao curto tempo de experimento, o uso de adubo comercial tem a vantagem de nutrientes prontamente disponível em relação ao lodo que precisa passar por degradação para liberar para as plantas. entretanto não houve diferença estatística entre elas.

Na Figura 2, está representada a massa verde e a massa seca ao final do experimento; na Tabela 3, está apresentada a produtividade de matéria seca (PMS) e de massa verde (PMV) da parte aérea das plantas, obtida a partir do corte efetuado ao final do experimento.

**Figura 2.** a) Massa verde dos diferentes tratamentos, T1, T2, T3 e T4, respectivamente, após corte ao final do experimento, 30 dias; b) Massa seca dos diferentes tratamentos, T1, T2, T3 e T4, após corte ao final do experimento, 30 dias.



Com base na Tabela 4, o capim-tifton 85 produziu 51,7; 46,7; 21,2 e 24,9 g de matéria seca para os tratamentos T1, T2, T3 e T4, respectivamente, em um período de 30 dias, estimando-se uma produtividade total, em termos de matéria seca, de 1,72; 1,56; 0,71 e 0,83 g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, para T1, T2, T3 e T4, respectivamente. Com base na produtividade diária, estimou-se a produtividade anual, sem levar em consideração possíveis variações sazonais, obtendo 8,92; 8,06; 3,65 e 4,31 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> para T1, T2, T3 e T4, respectivamente.

A produtividade de biomassa é uma das variáveis escolhidas para avaliar o desempenho dos capins cultivados (JESUS, 2016), pois quanto maior é a biomassa produzida maior o potencial em acumular nutrientes no tecido vegetal e consequentemente aumentar a eficiência do tratamento. Portanto, nota-se que a maior biomassa obtida foi no T1, uma vez



que é composto somente por adubo comercial, na qual os nutrientes estão prontamente disponíveis para planta.

De acordo com Fontaneli et al. (2012) a produtividade de matéria seca do capim-tifton 85 pode variar de 8 a 20 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, dependendo do nível de fertilidade que é submetido. Em trabalho realizado por Matos et al. (2008), o capim-tifton 85, adubado por quatro meses com fertirrigação de água residuária de laticínio, apresentou elevadas produtividades acumuladas de matéria seca, 15 t ha<sup>-1</sup>, matéria verde de 3,7 t ha<sup>-1</sup>, e relativamente grande capacidade de remover nutrientes e sódio. Observa-se que os valores de produtividade apresentados na literatura foram muito superiores ao encontrado no presente trabalho, o que deve-se provavelmente ao curto período de tempo no qual o experimento foi avaliado e a pequena área utilizada para o cultivo, uma vez que é notável a diferença entre dados de campos e dados em vasos.

**Tabela 4.** Produtividade de matéria seca (PMS) e massa verde (PMV) do capim-tifton 85 cultivada durante 30 dias.

Produtividade (g m <sup>-2</sup> )	PMS	PMV
T1	51,67a	240,77a
T2	46,69a	229,87a
T3	21,17a	95,97a
T4	24,95a	98,11a

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

Outro trabalho realizado por Matos et al. (2013) no qual foi avaliado o efeito da produtividade e composição química do capim-tifton 85 submetido a diferentes taxas de aplicação do percolado de resíduo sólido urbano, observou-se aumento nos teores de nitrogênio, potássio, sódio, cálcio, magnésio, manganês, cádmio, chumbo e ferro no solo, com o aumento nas doses de aplicação desse percolado, e conseqüentemente uma boa resposta do capim, com aumento no rendimento de matéria seca e teores de proteína bruta.

Segundo os autores o capim-tifton 85 tem capacidade de crescimento e conseqüentemente, capacidade de absorção e retenção de nutrientes na biomassa. Porém, segundo Marques et al. (2011), a queda da produtividade de massa seca das plantas é um indicativo de efeitos adversos de substâncias às plantas, indicando uma provável toxidez das plantas devido à presença de alguma substância no resíduo, o que provavelmente pode ter acontecido no presente trabalho.

Em relação às concentrações de macro e micronutrientes no tecido foliar, estão apresentados na Tabela 5, os valores encontrados na espécie vegetal ao final do experimento e observou-se que as médias dos mesmos não variaram significativamente entre os tratamentos, pelo Teste de Tukey a 5% de significância.

**Tabela 5.** Concentrações de macro e micronutrientes na matéria seca do capim-tifton 85 cultivado durante 30 dias.

T	N	P	g kg <sup>-1</sup>				mg kg <sup>-1</sup>				
			K	Ca	Mg	S	B	Cu	Mn	Zn	Fe
T1	25,28a	3,43a	25,99a	8,05a	2,84a	6,09a	6,49a	20,27a	73,69a	69,99a	368,84a
T2	32,72a	3,67a	23,40a	9,26a	2,77a	6,64a	11,08a	20,58a	154,56a	59,29a	643,49a
T3	35,67a	3,16a	23,23a	8,11a	2,51a	5,48a	9,38a	19,62a	178,38a	51,61a	741,79a
T4	29,78a	1,61a	20,36a	6,51a	2,25a	4,05a	7,51a	17,01a	119,35a	57,06a	582,99a

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

Arantes (2019) com objetivo de comparar o aporte de P pela cultura de milho (*Zea mays*), submetida ao tratamento convencional do solo com o aporte de P pela cultura, em dois tratamentos híbridos distintos, sendo os tratamentos F1 (adubação com NPK comercial); F2 (adubação com N, K, 50% de P comerciais e 50% de P proveniente de lodo de ETA utilizado na adsorção de fósforo de esgoto doméstico) e F3 (adubação com N e K comerciais e 100% de P proveniente de lodo de ETA utilizado na adsorção de fósforo de esgoto doméstico). Observou em relação ao aporte de P na área foliar de 1,86; 1,20 e 0,99 g kg<sup>-1</sup> de P, para F1, F2 e F3, respectivamente. Valores esses inferiores aos encontrado nessa pesquisa, uma vez que para adubação 50% lodo e 50% adubo convencional, obteve-se 3,16 g kg<sup>-1</sup> de P na área foliar do capim. Vale ressaltar que a diferença pode estar ligada ao tipo de cultura empregada.

As concentrações de manganês nas plantas variam entre 5 e 1500 mg kg<sup>-1</sup> de massa seca da planta, dependendo da parte da planta e da espécie (DECHEN; NACHTIGALL, 2006). Já para Malavolta (1992), para cultura de gramíneas essa faixa é mais restrita, e valores entre 80 e 300 mg kg<sup>-1</sup> são ideais para uma produção adequada. De acordo com os resultados (Tabela 3), os teores de manganês presente no capim-tifton 85 se encontram dentro do limite adequado para um crescimento normal de gramíneas, com exceção do T1, onde não houve a utilização do resíduo como fertilizante.

A concentração de manganês nas folhas do Tifton 85, obtidas em todos os tratamentos neste trabalho, foram inferiores as concentrações encontradas por Matos et al. (2013) que

obteve o valor máximo de manganês igual a  $276 \text{ mg kg}^{-1}$ , encontrado no 1º ciclo do tratamento.

De acordo com Dechen e Nachtigall (2006), as concentrações de Zn nas plantas podem variar entre 3 e  $150 \text{ mg kg}^{-1}$  da massa seca. Considera-se então que as concentrações entre  $52$  e  $70 \text{ mg kg}^{-1}$  (Tabela 4) estão dentro da faixa recomendada.

Sabe-se que a presença de cobre e ferro pode inibir a absorção de Zn e mesmo a mistura solo-resíduo tendo apresentado a presença desses metais, o capim-tifton 85 apresentou teores de Zn dentro do limite de adequação. De acordo com o resultado acima, isso pode ser justificado pelo fato de as gramíneas forrageiras terem alta eficiência na absorção de zinco (MALAVOLTA, 1980).

A concentração ótima de cobre na maioria das plantas, geralmente, está entre 5 e  $20 \text{ mg kg}^{-1}$  na matéria seca foliar, de acordo com Dechen e Nachtigall (2006). Em comparação com os valores de referência dos teores de micronutrientes nas folhas dos autores citados acima, observou-se que o cobre encontrado está no limite da faixa adequada para o crescimento normal das plantas.

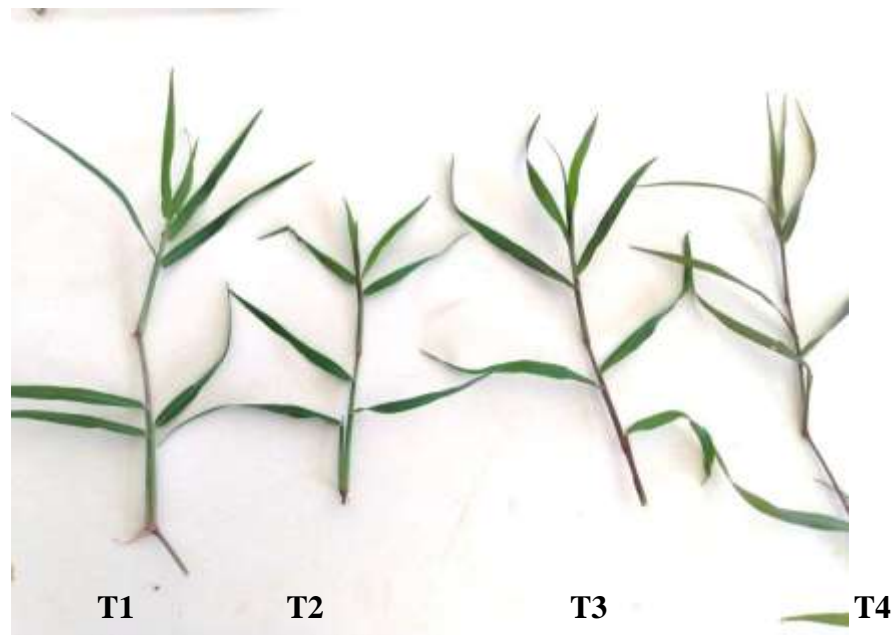
De acordo com os mesmos autores, entre todos os micronutrientes, a deficiência de cobre é a mais difícil de diagnosticar devido à interferência de outros elementos, além da deficiência de cobre apresentar-se raramente nas plantas, uma vez que este elemento se encontra disponível em quase todos os solos.

Quanto ao fósforo, notou-se baixa concentração no lodo aplicado no filtro, o que pode estar relacionada à reduzida concentração no efluente da ETE/UFLA. Os teores de ferro encontrado neste trabalho foram menores que os encontrados por Matos et al. (2013), no 1º corte do capim adubado com percolado de resíduo sólido, onde o teor de ferro chegou a  $1419 \text{ mg kg}^{-1}$ . Além disso, o Fe no lodo não causou problema às plantas, uma vez que, provavelmente, estava na forma oxidada, e as plantas não o absorvem.

Observa-se na Figura 3, que houve mudanças na coloração do colmo do capim ao longo dos tratamentos, apresentando aspecto arroxeadado. Marques et al. (2011) apontaram um aumento na espessura da epiderme radicular proporcional ao aumento da concentração de cádmio em mudas de *Eucalyptus camaldulensis*. Segundo os mesmos autores, alterações na arquitetura e estrutura do sistema radicular como modificações na espessura da epiderme e endoderme são frequentemente observadas em plantas cultivadas na presença de metais pesados, podendo ou não afetar o desenvolvimento das plantas, dependendo da capacidade da espécie vegetal em se adaptar à ambientes estressantes.

Segundo Pereira et al. (2011), a toxicidade por metais pesados inicia-se na raiz, que é o principal órgão da planta tanto na absorção quanto no acúmulo desses elementos. Nesta pesquisa, pode-se observar que, provavelmente as plantas sofreram adaptações, porém, nas maiores dosagens de RF pode ter havido um efeito tóxico, o que afetou a produtividade de massa seca da parte aérea.

**Figura 3.** Comparação de amostras de capim-tifton em cada tratamento.



Modificações anatômicas relacionadas com estresse ambiental já foram relatadas em plantas de mandioca (RIBEIRO et al., 2012), braquiária (MEDEIROS et al., 2011), eucalipto, (MARQUES et al., 2011) e macrófitas aquáticas (PEREIRA et al., 2011).

Na Tabela 6 estão apresentados os valores obtidos da extração de nutrientes, nitrogênio e fósforo, pelo capim-tifton durante os 30 dias de experimento.

**Tabela 6.** Quantidade extraída (QE) e capacidade extratora (CE) de nitrogênio e fósforo do capim-tifton 85 cultivado durante 30 dias.

	QE (g)	CE (g m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )
Nitrogênio		
T1	0,207a	0,043a
T2	0,187a	0,039a
T3	0,085a	0,018a
T4	0,100a	0,021a
Fósforo		
T1	0,028a	0,006a
T2	0,025a	0,005a
T3	0,011a	0,002a
T4	0,013a	0,003a

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

De acordo com Medeiros et al. (2011), o nitrogênio, é o principal nutriente responsável pela manutenção da produtividade, sendo o principal constituinte das proteínas que participam ativamente na síntese dos compostos orgânicos constituintes da estrutura vegetal, portanto responsável por características ligadas ao desenvolvimento da planta.

Queiroz et al. (2004), trabalhando com o capim-tifton 85 submetido à aplicação de água residuária da suinocultura em sistema de tratamento por escoamento superficial, obtiveram extração de 552 kg ha<sup>-1</sup> de N-total e 61 kg ha<sup>-1</sup> de fósforo, no tempo de 4 meses de cultivo. Tais valores foram superiores aos encontrados no presente estudo, que pode ter sofrido influência do tipo de efluente em tratamento, da época do ano (condições climáticas), da área e do tipo de sistema e da disponibilidade dos nutrientes, uma vez que efluente de suinocultura tem mais nutrientes comparado ao adubo comercial (4-14-8) e ao lodo.

Diante do exposto, a aplicação de RF não resultou em diminuição de biomassa vegetal. Arantes (2019) ao realizar a análise de metais no lodo de ETA da UFLA, encontrou no lodo: Cr = 5,5 mg kg<sup>-1</sup>; Cd = 1,41 mg kg<sup>-1</sup>; Pb = 7,76 mg kg<sup>-1</sup> e Hg = 0,28 µg kg<sup>-1</sup>. Indicando que há presença de elementos que podem causar efeito tóxico nas planta, limitando o seu desenvolvimento. Embora os metais pesados apresentem riscos ao sistema solo-planta e, sobretudo, à saúde humana, é preciso considerar os mecanismos de sorção. Assim, não se pode descartar a possibilidade de reaproveitamento do lodo como biofertilizante agrícola.

#### **4. CONCLUSÃO**

Diante dos resultados obtidos, conclui-se que o RF utilizado neste trabalho apresenta potencial agrônômico como fertilizante parcial. Porém, para as condições avaliadas o lodo de ETA proporcionou, em média, o mesmo desenvolvimento das plantas comparado à aplicação de adubação convencional.

Recomenda-se estudos a longo prazo com uso do RF a fim de averiguar a real produtividade do Capim-tifton 85 em uma escala temporal maior, bem como dosagens diferentes, além de verificar a segurança do uso do RF ao meio ambiente e à saúde humana.

## 5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANUALPEC. **Anuário da pecuária brasileira**. São Paulo: ENP Consultoria e Comércio/Argos. 2008. 392 p.

ARANTES, R. B. D. S. **Sorção de fósforo de efluente doméstico tratado em lodo de eta e aplicação do resíduo em solo cultivado com milho**. 2019. 87p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2019.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - Conama. **Resolução N° 375**, de 29 de ago. 2006. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 30 de ago. 2006. Seção 1. p.141-6, 2006a.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento – MAPA. **Instrução Normativa N° 25, de 23 de julho de 2009**. Aprova as Normas sobre as especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 28 de julho de 2009, Seção 1, p. 20.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento – MAPA. **Instrução Normativa 27, de 05 de junho de 2006**. Dispõe sobre fertilizantes, corretivos, inoculantes e biofertilizantes, para serem produzidos, importados ou comercializados, deverão atender aos limites estabelecidos nos Anexos I, II, III, IV e V desta Instrução Normativa no que se refere as concentrações máximas admitidas para agentes fitotóxicos, patogênicos ao homem, animais e plantas, metais pesados tóxicos, pragas e ervas daninhas. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 09 de junho de 2006b. Seção 1, p. 15.

BURTON, G.W.; GATES, R.N.; HILL, G.M. Registration of Tifton-85 bermudagrass. **Crop Science**, v.33, p.644-645, 1993.

CARNEIRO, M. A. C. et al. Comportamento de espécies herbáceas em misturas de solo com diferentes graus de contaminação com metais pesados. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 37, n. 11, p. 1629-1638, 2002.

CARVALHO JÚNIOR, G. S. et al. Atributos químicos de um latossolo vermelho tratado com resíduo têxtil. **Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia**, v. 8, n. 1, p. 164-176, 2011.

CECATO, U. et al. Influência da adubação nitrogenada e fosfatada na produção, na rebrota e no perfilhamento do capim-marandu (*Brachiaria brizantha* Hochst. Stapf. cv. Marandu), **Acta Scientiarum**, v.22, n.3, p.817-822, 2000.

DECHEN, A. R.; NACHTIGALL, G. R. Micronutrientes. In: FERNANDES, M. S. (Ed.). **Nutrição mineral de plantas**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2006. 327-354p.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – **Embrapa Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Brasília: Embrapa Produção de Informações, 1999. 61p.

FERREIRA, D. F. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 35, p. 1039-1042, 2011.

FONTANELI, R.S.; SANTOS, H.P.; FONTANELI, R.S. **Forrageiras para integração lavoura-pecuária-floresta na região sul-brasileira**. 2.ed. Brasília: Embrapa, 2012. Cap.8, p.247-295.

GUIMARÃES, M. S. **Desempenho produtivo, análise de crescimento e características estruturais do dossel de dois capins do gênero *Cynodon* sob duas estratégias de pastejo intermitentes**. Trabalho de Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, 2012, 83 p.

HANCOCK, D.W.; EDWARDS, N.R.; GREEN, T.W. **Selecting a forage bermudagrass variety**. University of Georgia, Cooperative Extension Colleges of Agricultural and Environmental Sciences. (Circular 919), 2010.

JESUS, F. L. F. **Desempenho e influência dos capins tifton 85 (*Cynodon sp.*) e vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) no tratamento de esgoto sanitário em Sistemas Alagados Construídos**. 2016. 113p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2016.



MALAVOLTA, E. **ABC da análise de solo e folhas: amostragem, interpretação e sugestão de adubação**. São Paulo: Editora Agrônoma CERES Ltda. 1992.124p.

MALAVOLTA, E. **Elementos de nutrição mineral de plantas**. Editora Agrônoma CERES, 1980. 251p.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas : princípios e aplicações**. 2 ed. Piracicaba : Potafos, 1997, 319 p.

MARQUES, T.C.L.L.S.M. et al. Respostas fisiológicas e anatômicas de plantas jovens de eucalipto expostas ao cádmio. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.35, n.5, p.997-1006, 2011.

MATOS, A. T.; DE CARVALHO, A. L.; AZEVEDO, I. C. D'A. Viabilidade do aproveitamento agrícola de percolados de resíduos sólidos urbanos, **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 12, n. 4, p. 435–440, 2008.

MATOS, A. T; SILVA, D. F; MONACO, P. A. V; PEREIRA, O. G. Produtividade e composição química do capim-tifton 85 submetido a diferentes taxas de aplicação do percolado de resíduo sólido urbano. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.33, n.1, p.188-200, jan./fev. 2011.

MEDEIROS, L. T. et al. Nitrogênio e as características anatômicas, bromatológicas e agrônomicas de cultivares de brachiaria brizantha. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 35, n. 3, p. 598-605, 2011.

PELLISSARI, R. A. Z. et al. Lodo têxtil e água residuária de suinocultura na produção de mudas de Eucaliptus grandis. **Engenharia Agrícola**, v.29, n.2, p. 288–300, 2009.

PEREIRA, F.J. et al. Mecanismos anatômicos e fisiológicos de plantas de aguapé para a tolerância à contaminação por arsênio. **Planta Daninha**, Viçosa-MG, v. 29, n. 2, p. 259-267, 2011.

QUEIROZ, F. M. et al. Características químicas do solo e absorção de nutrientes por gramíneas em rampas de tratamento de águas residuárias da suinocultura. **Engenharia na Agricultura**, v.12, n.2, p.77-90, 2004.

RIBEIRO et al. Anatomia foliar de mandioca em função do potencial para tolerância à diferentes condições ambientais, **Ciência Agronômica**, v. 43, n. 2, p. 354-361, 2012.

ROCHA, G. N. et al. Mudanças da fertilidade do solo e crescimento de um povoamento de *Eucalyptus grandis* fertilizado com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.28, n.4, p.623-639, 2004.

SANTOS C. H. et al. Fertilidade do solo e nutrição de tangerineiras ‘Ponkan’ manejados com resíduos sólidos e adubação química, **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.15, p.75–83, 2011.

SARMENTO, P. et al. Nutrientes limitantes ao desenvolvimento do capim-tifton 85 em argissolo vermelho-amarelo. **B. Industr. Anim.**, N.Odessa, v.63, n.1, p.11-18, 2006.

SILVA, F. C. et al. (Ed.). **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes. Brasília:** Embrapa Informação Tecnológica; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2009.

SILVA, M. W. R. **Características estruturais, produtivas e bromatológicas das gramíneas Tifton 85, Marandu e Tanzânia submetidas à irrigação.** 2009. 55f. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) - Programa em Pós-graduação em Zootecnia. Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, 2009.

VIELMO, H. **Dejeto líquido de suínos na adubação de pastagens de Tifton 85.** 2008. 94 f. Tese. Doutorado (Agronomia) – Universidade Federal do Paraná. Curitiba.