



REGINALDO BENTO DE SOUZA ARANTES

**SORÇÃO DE FÓSFORO DE EFLUENTE DOMÉSTICO
TRATADO EM LODO DE ETA E APLICAÇÃO DO RESÍDUO
EM SOLO CULTIVADO COM MILHO**

**LAVRAS-MG
2019**

REGINALDO BENTO DE SOUZA ARANTES

**SORÇÃO DE FÓSFORO DE EFLUENTE DOMÉSTICO TRATADO EM LODO DE
ETA E APLICAÇÃO DO RESÍDUO EM SOLO CULTIVADO COM MILHO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas, área de concentração Saneamento Ambiental, para a obtenção do título de Mestre.

Prof. Dr. Ronaldo Fia - Orientador

**LAVRAS-MG
2019**

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

Arantes, Reginaldo Bento de Souza.

Sorção de Fósforo de Efluente Doméstico Tratado em
Lodo de ETA e Aplicação do Resíduo em Solo Cultivado com
Milho / Reginaldo Bento de Souza Arantes. - 2019.

86 p. : il.

Orientador(a): Ronaldo Fia.

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal
de Lavras, 2019.

Bibliografia.

1. Adsorção do fosfato. 2. Eutrofização. 3. Oxi-hidróxidos
de alumínio e ferro. I. Fia, Ronaldo. II. Título.

REGINALDO BENTO DE SOUZA ARANTES

**SORÇÃO DE FÓSFORO DE EFLUENTE DOMÉSTICO TRATADO EM LODO DE
ETA E APLICAÇÃO DO RESÍDUO EM SOLO CULTIVADO COM MILHO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas, área de concentração Saneamento Ambiental, para a obtenção do título de Mestre.

Aprovada em 29 de julho de 2019.

Dr. Ronaldo Fia	UFLA
Dra. Paula Peixoto Assemany	UFLA
Dra. Rosângela Francisca de Paula Vitor Marques	Unincor

Prof. Dr. Ronaldo Fia - Orientador

**LAVRAS-MG
2019**

AGRADECIMENTOS

A Deus por me proporcionar forças para superar todos os obstáculos encontrados no decorrer desta nova etapa da vida.

À minha família e, principalmente, aos meus pais Moacir e Maria do Carmo, pelo apoio e amor incondicionais, pelos cuidados dispensados em minha criação, sendo sempre meus exemplos de caráter, humildade e responsabilidade.

Ao meu irmão Renato Jorge Arantes e ao Pós-graduando Ivan Célio Andrade Ribeiro, por me incentivarem à continuidade dos estudos.

À minha esposa Denise Possato Arantes, pelos cuidados, companheirismo e amor dedicados a mim e às minhas filhas Ana Luiza Possato Arantes e Isabela Possato Arantes.

Ao professor e orientador Dr. Ronaldo Fia, pela oportunidade, pelos conhecimentos compartilhados, paciência e apoio para a realização deste projeto bem como pelos seus exemplos de dignidade, honradez e ética profissional.

Aos componentes da banca examinadora Profa. Dra. Paula Peixoto Assemany, Profa. Dra. Rosângela Francisca de Paula Vitor Marques e Prof. Dr. Ronaldo Fia, pela colaboração no presente estudo.

À Universidade Federal de Lavras e ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas, pela oportunidade.

Aos técnicos da Estação de Tratamento de Água da UFLA, pela ajuda na construção e manuseio dos equipamentos utilizados na pesquisa, em especial, ao operador João Batista de Souza.

Aos técnicos da Estação de Tratamento de Esgoto da UFLA, pela presteza, cordialidade e auxílio em momentos decisivos no desenvolvimento do projeto.

À ex-coordenadora do Laboratório de Análises de Água (LADEG) Profa. Dra. Fátima Resende Luiz Fia, ao coordenador de Saneamento da UFLA Dyego Maradona Ataíde de Freitas e aos técnicos Marcos Antônio de Sousa e Alex Teodoro, pelo apoio e ajuda incondicionais.

Aos professores, servidores e companheiros do programa PPGRHSA, em especial, ao discente Fidel Luiz Tambo e, também, ao Dr. Gilberto Coelho e Dr. Adriano Valentim Diotto e servidores Luíza Andrade Costa e Jean de Souza Arantes, pela cordialidade, hombridade e presteza.

E aos que contribuíram direta ou indiretamente para a realização deste trabalho.

MUITO OBRIGADO!

RESUMO

Embora o Brasil tenha apresentado avanços nas ações de saneamento, nos últimos anos, é uma prática habitual por parte das empresas de saneamento do país o lançamento sistêmico de resíduos originários das operações de tratamento de água ou de esgoto em mananciais próximos às fontes geradoras. Por ser tratar de resíduos ricos em nutrientes como o P e o N, são várias as consequências geradas nesses mananciais em razão do aporte excessivo desses elementos. A eutrofização é notadamente uma das principais consequências do lançamento de resíduos ricos em nutrientes. Embora seja um dos elementos primários responsáveis por estimular a proliferação demasiada de algas, em ambientes aquáticos, o P é indispensável à vida e suas fontes estão sob risco iminente de escassez. Nesse contexto, o lodo de ETA surge como um possível aliado sob o ponto de vista ambiental, podendo minimizar tanto os casos de eutrofização quanto o risco iminente de escassez das fontes de fosfato. O lodo de ETA é um resíduo rico em oxi-hidróxidos de AL e Fe o que favorece os mecanismos de adsorção do P presente em efluentes de esgoto tratado. Além dessa possibilidade, existe a perspectiva de utilização do subproduto resultante do processo de adsorção como biofertilizante agrícola. Assim, o presente estudo teve como objetivo comparar o aporte de P pela cultura de milho (*Zea mays*), submetida ao tratamento convencional do solo com o aporte de P pela cultura, submetida a dois tratamentos híbridos distintos, perfazendo os tratamentos F1 (adubação com NPK); F2 (adubação com N, K, 50% de P e 50% de lodo de ETA) e F3 (adubação com N, K e lodo de ETA). O lodo empregado nos tratamentos F2 e F3 foi previamente utilizado como material filtrante, em reator de escoamento ascendente no tratamento terciário de efluente doméstico, compondo, dessa forma, os testes R1, R2 e R3 realizados na primeira fase da pesquisa. A remoção do P, a partir do lodo de ETA, ocorreu nos três testes. No teste R1, a remoção foi total em 50% das amostras e parcial nas demais, enquanto, nos testes R2 e R3, a remoção foi total em 100% das amostras. As concentrações foliares de macro e micronutrientes observadas, na cultura de milho, foram satisfatórias, quando comparadas com outras literaturas. Em relação ao aporte de P, os resultados demonstraram que a maior média de concentração foliar verificada pertenceu ao tratamento F1: $1,86 \text{ g kg}^{-1}$. Na sequência, os tratamentos F2 e F3 apresentaram um aporte de $1,20 \text{ g kg}^{-1}$ e $0,99 \text{ g kg}^{-1}$ de P, respectivamente. Observou-se também que o reaproveitamento do lodo, nas doses aplicadas, foi suficiente para que o material vegetal analisado atingisse teores de Pb consideráveis, o qual deve ser monitorado na utilização do resíduo no cultivo agrícola.

Palavras-chave: Adsorção do fosfato. Eutrofização. Oxi-hidróxidos de alumínio e ferro. Biofertilizante agrícola. Metais pesados.

ABSTRACT

Although Brazil has presented advances in sanitation actions in recent years, it is a common practice for sanitation companies in the country to launch systemic waste from water treatment or sewage operations in springs near the generating sources. There are several environmental consequences due to the excessive levels of nutrients in these rich residues, such as phosphorus (P) and nitrogen (N). Eutrophication is notably one of the major consequences of the release of nutrient rich waste. Although it is one of the primary elements responsible for stimulating the overgrowth of algae in aquatic environments, P is indispensable to life and its sources are under imminent risk of scarcity. In this context, sewage sludge produced from wastewater treatment plants appears as a possible environmental ally, and it can minimize both eutrophication and the imminent risk of a shortage of phosphate sources. Sewage sludge is a residue rich in oxy-hydroxides of Al and Fe, which favor the adsorption mechanisms of P present in treated sewage effluents. In addition, there is the prospect of using the by-product resulting from the adsorption process as an agricultural biofertilizer. The objective of this study was to compare the uptake of P by maize crop (*Zea mays*) submitted to conventional soil treatment with P uptake by the crop submitted to two different hybrid treatments, which included: F1 treatment (fertilization with NPK); F2 treatment (fertilization with N, K, 50% of P and 50% of sewage sludge) and F3 treatment (fertilization with N, K and sewage sludge). The sludge samples used in the treatments F2 and F3 were previously used as a filter material in an up flow reactor in the tertiary treatment of the wastewater treatment plant of UFLA; The removal of P from the sludge occurred in the three tests. In the R1 test, the removal was total in 50% of the samples and partial in the others, whereas in the R2 and R3 tests, the removal was total in 100% of the samples. The macro and micronutrient leaf concentrations observed in the maize crop were satisfactory, when compared with other literature. Regarding the uptake of P, the results showed that the highest leaf concentration observed was F1: 1.86 g kg^{-1} , followed by treatments F2 and F3, which presented a contribution of 1.20 g kg^{-1} and 0.99 g kg^{-1} of P, respectively. It was also observed that the reuse of the sludge in the applied doses was enough for the analyzed plant material to reach considerable levels of lead (Pb), which should be monitored when the residue is used in the agricultural cultivation.

Keywords: Phosphate adsorption. Eutrophication. Aluminum and iron oxyhydroxides . Agricultural biofertilizer. Heavy metals.

LISTA DE QUADROS E FIGURAS

Quadro 1 —	Características químicas do solo (camada 0-20 cm) empregado no cultivo do milho.....	43
Quadro 2 —	Características químicas do lodo de ETA empregado na sorção do P presente no efluente tratado da UFLA.....	55
Figura 1 —	Leito de secagem construído para a desidratação do lodo: (a) camada inicial composta por brita 1; (b) camada intermediária composta por areia média comercial; (c) última camada composta por tijolos vazados e maciços; (d) camada de lodo fresco.....	36
Figura 2 —	Lodo da ETA/UFLA (a) desidratado e adequado para a trituração e (b) triturado e peneirado.....	37
Figura 3 —	Esquema do filtro de escoamento ascendente empregado nos ensaios e suas camadas (a) e filtro instalado na lateral do medidor Parshall que mede a vazão efluente do esgoto tratado da ETE (b).....	39
Figura 4 —	Vista geral da casa de vegetação utilizada para a acomodação dos vasos cultivados com milho.....	42
Figura 5 —	Visualização da proveta preenchida com solo na qual foi adicionada água e mantida em repouso por 5 horas.....	45
Figura 6 —	Vista geral dos vasos com o solo preparado para receber as sementes de milho.....	47
Figura 7 —	Pesagem dos vasos e reposição da lâmina d'água consumida por evapotranspiração.....	49
Figura 8 —	Varição dos valores médios de P afluente e efluente do filtro com lodo de ETA.....	53
Figura 9 —	Varição de resposta à germinação de sementes da cultura de milho.....	61
Figura 10 —	Desenvolvimento das plantas de milho ao receber diferentes fontes de fósforo.....	62
Figura 11 —	Volume de água consumido pela cultura e a distribuição dos turnos de rega.....	64
Figura 12 —	Média dos valores e medida de variação (\pm), em relação às médias de concentração de nutrientes primários e secundários, observada nos tratamentos F1, F2 e F3.....	67

Figura 13 — Média dos valores e medida de variação (\pm), em relação às médias de concentração de micronutrientes, observada nos tratamentos F1, F2 e F3..... 70

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 —	Características dos efluentes dos filtros e decantador enviados para o adensador e características dos resíduos após o adensamento.....	24
Tabela 2 —	Estádios vegetativos e reprodutivos de uma planta de milho.....	29
Tabela 3 —	Extração média de nutrientes pela cultura do milho destinada à produção de grãos e silagem em diferentes níveis de produtividade.....	30
Tabela 4 —	Valores estatísticos de macro e micronutrientes para a cultura de milho e suas respectivas produtividades para a região do Alto Parnaíba - MG (safras 2011/2012 e 2012/ 2013)	33
Tabela 5 —	Teores médios observados e suficientes de nutrientes, nas folhas da cultura de milho, aos 45 e 63 dias após a emergência (dae).....	34
Tabela 6 —	Caracterização físico-química do lodo resultante da lavagem do decantador da ETA/ UFLA após o processo de adensamento.....	51
Tabela 7 —	Caracterização do solo antes e após o cultivo do milho submetido a diferentes fontes de nutrientes.....	57
Tabela 8 —	Concentração foliar de metais nas plantas dos tratamentos que receberam lodo como biofertilizante.....	59
Tabela 9 —	Dados fisiológicos de cada planta, referentes à altura das plantas, comprimento de duas folhas e diâmetro do colmo (0,20 m do solo), avaliados 48 dias após a emergência completa da cultura.....	63
Tabela 10 —	Teores médios de macro e micronutrientes na parte aérea de milho cultivado em solo com diferentes tratamentos.....	66

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
Al	Alumínio
ANVISA	Agência Nacional de Vigilância Sanitária
APHA	American Public Health Association
ARC	Água residuária de café
AWWA	American Water Works Association
B	Boro
Ca	Cálcio
Cc	Capacidade de Campo
Cd	Cádmio
CERH	Conselho Estadual de Recursos Hídricos
Cl	Cloro
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
COPAM	Conselho de Política Ambiental de Minas Gerais
Cr	Cromo
CTC	Capacidade de Troca Catiônica
Cu	Cobre
DTH	Tempo de Detenção Hidráulica
ETA	Estação de Tratamento de Água
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
Fe	Ferro
Hg	Mercúrio
K	Potássio
Kc	Coeficiente da cultura
MAPA	Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
MERCOSUL	Mercado Comum do Sul
Mg	Magnésio
Mn	Manganês
Mo	Molibdênio
N	Nitrogênio
NBR	Norma Técnica
Ni	Níquel
NTK	Nitrogênio Total kjeldahl

P	Fósforo
Pb	Chumbo
pH	Potencial Hidrogeniônico
PRNT	Poder Relativo de Neutralização Total
PT	Fósforo Total
PVC	Policloreto de Polivinila
Q méd.	Vazão média
Q	Vazão
S	Enxofre
SB	Saturação por bases
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
S sed.	Sólidos Sedimentáveis
SST	Sólidos Suspensos Totais
ST	Sólidos Totais
SVT	Sólidos Voláteis Totais
UFLA	Universidade Federal de Lavras
UTR	Unidade de Tratamento de Resíduos
Zn	Zinco

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
2	OBJETIVO	17
3	REFERENCIAL TEÓRICO	18
3.1	A problemática ambiental do fósforo	18
3.2	A origem do fósforo nos efluentes domésticos e formas de remoção	19
3.3	Lodo de estação de tratamento de água - ETA	21
3.4	A dinâmica do fósforo no sistema solo-planta	25
3.5	A cultura de milho e suas exigências nutricionais	28
3.6	Características e dados nutricionais dos solos brasileiros	31
3.7	Composição nutricional foliar da cultura do milho e sintomas visuais provocados por excesso ou deficiência nutricional	32
4	MATERIAL E MÉTODOS	35
4.1	Caracterização da área experimental	35
4.2	Primeira etapa: adsorção de fósforo em lodo de ETA	35
4.2.1	Obtenção do lodo da estação de tratamento de água da UFLA	35
4.2.2	Obtenção do esgoto tratado na ETE-UFLA	37
4.2.3	Instalação e monitoramento do filtro com lodo da ETA	38
4.3	Segunda etapa: utilização do lodo como fonte de fósforo	41
4.3.1	Descrição da área utilizada para o plantio de milho	41
4.3.2	Caracterização inicial do solo empregado no cultivo do milho	42
4.3.3	Cálculos aplicados para a obtenção das dosagens dos fertilizantes utilizados na correção do solo	43
4.3.4	Determinação da capacidade de campo (Cc) dos vasos	44
5	Tratamentos e delineamento experimental	46
5.1	Monitoramento e suprimento da demanda transpirativa da cultura	48
5.2	Diagnose foliar e caracterização do solo pós-colheita	49
6	RESULTADOS E DISCUSSÃO	51
6.1	Resultados da primeira etapa	51
6.1.1	Caracterização do lodo de ETA	51
6.1.2	Resultados obtidos de vazão, TDH e massas do material de enchimento do filtro	52
6.1.3	Comportamento do lodo de ETA quanto à sorção do fósforo presente no efluente tratado	53

6.1.4	Caracterização e avaliação do potencial agrícola do lodo empregado na sorção do fósforo.....	55
6.2	Resultados da segunda etapa	57
6.2.1	Influência do lodo nos atributos químicos do solo empregado no cultivo do milho.....	57
6.2.2	Efeitos da incorporação do lodo quanto ao aporte de metais pesados	59
6.2.3	Germinação das sementes do milho, desenvolvimento da planta e dados fisiológicos observados.....	61
6.2.4	Demanda evapotranspirativa da cultura	64
6.2.5	Teor foliar de macro e micronutrientes verificados na cultura de milho	65
7	CONCLUSÕES	72
	REFERÊNCIAS	73

1 INTRODUÇÃO

Com um incremento nas ações de saneamento, sobretudo, em regiões metropolitanas do país, têm-se observado avanços significativos nos serviços de fornecimento de água e tratamento de esgoto no Brasil. A instauração e ampliação de estações de tratamento de água e esgoto nessas localidades figuram entre as medidas que mais contribuíram para esse feito. De acordo com o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS (BRASIL, 2018), em 2016, o contingente da população urbana atendida pelo abastecimento de água cresceu 1% em relação ao ano de 2015, enquanto o volume de esgotos tratados saltou de 3,81 bilhões de m³ em 2015 para 4,06 bilhões de m³ em 2016, correspondendo a um crescimento de 6,6% no volume de esgotos tratados (BRASIL, 2018). Porém um dos impasses enfrentados pelos órgãos ambientais e empresas de saneamento do país refere-se à disposição final dos resíduos produzidos nas estações de tratamento de água (ETA) e estações de tratamento de esgoto (ETE).

Esse inconveniente traz sérios problemas, no que diz respeito ao desequilíbrio dos sistemas aquáticos, favorecendo inclusive os processos de eutrofização. Tal transtorno pode ser resultante não somente em razão da disposição inadequada de águas residuárias em corpos receptores, mas também da ausência de práticas conservacionistas de controle de erosão do solo e do dimensionamento incorreto de adubações em áreas próximas aos cursos d'água. Nos ambientes aquáticos, dado que as relações tróficas são moduladas pela disponibilidade de nitrogênio (N) e fósforo (P), o excesso de um desses nutrientes é o principal responsável pela eutrofização (RESENDE, 2002).

A principal consequência da eutrofização é a floração de cianobactérias, as quais se reproduzem em águas doces, quando a concentração de P é elevada e a disponibilidade de N é baixa. Os efeitos da eutrofização são altamente indesejáveis, pois, com a floração das cianobactérias, ocorre a liberação de toxinas para o meio, bem como a degradação das algas, podendo causar redução do oxigênio dissolvido no ambiente, resultando em danos à população aquática aeróbia. O fenômeno tem como um dos agentes primários o P, elemento limitante no ambiente não poluído e que, quando presente em excesso nos cursos d'água, é proveniente, na maioria das vezes, dos despejos domésticos e industriais não tratados adequadamente (CONLEY et al., 2009).

De uma forma geral, a concentração média de P, nas águas residuárias tratadas ou in natura, é relativamente alta, o que pode representar um risco para o desequilíbrio dos sistemas aquáticos. A presença de P é um pouco mais comum em efluentes originários de estações

projetadas apenas para o tratamento secundário, condição bastante usual no Brasil. A redução da carga orgânica nessas estações ocorre pelo processo de oxidação bacteriana dos compostos orgânicos, inclusive, o N. Durante o tratamento, parte do P presente no efluente é removida por incorporação no lodo biológico, sendo o restante encontrado na forma solubilizada e em concentrações biodisponíveis ainda mais elevadas (CHAO, 2006).

Nesse cenário, surge um inconveniente para as empresas de saneamento, quanto à remoção do P de efluentes, em razão dos altos custos das técnicas de precipitação química. Embora consideradas eficientes, essas técnicas se relacionam intimamente com os gastos empregados em reagentes. Assim, uma das alternativas que vem sendo pesquisada com o intuito de minimizar esses custos é a precipitação do P em forma de estruvita ($Mg NH_4 PO_4 \cdot 6H_2O$). O método surge como uma opção, para a recuperação do P em águas residuárias, apresentando elevado potencial de recuperação, a partir de diferentes tipologias de efluentes (CASTRO et al., 2015; FORREST et al., 2008).

Nessa mesma ótica, outra técnica de remoção do P, em águas residuárias, que vem sendo analisada, é a adsorção em diferentes matrizes, incluindo o lodo de ETA (DAI et al., 2019; HOU et al., 2018; KRISHNA; ARYAL; JANSEN, 2016; LIN et al., 2018).

O lodo de ETA é composto por precipitados de oxi-hidróxidos de Al e Fe os quais possuem forte afinidade por substâncias aniônicas, sendo o P uma dessas substâncias. Algumas pesquisas demonstram que a adsorção de P pelo lodo de ETA é rápida e quase irreversível, resultando na imobilização estável e em longo prazo do nutriente. Nesse sentido, pressupõe-se que essa técnica possa contribuir tanto para a diminuição dos casos de eutrofização quanto para o reaproveitamento do lodo nos processos agrícolas de fertilização (CHAO, 2006; CHITTOO; SUTHERLAND, 2014; IPPOLITO; BARBARICK; ELLIOTT, 2011; RIBEIRO, 2017).

Quanto ao reaproveitamento do lodo como insumo agrícola, deve-se destacar que, no Brasil, não existe normativa que regulamenta a disposição de lodo de ETA no solo, entretanto, por analogia, desde que cumpridos os critérios da Resolução do Conama nº 375/2006, que define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados (BRASIL, 2006), o uso agrícola do lodo é considerado uma destinação sustentável.

Afora os problemas causados pelo excesso de P, nos corpos d'água, é indispensável evidenciar que, por outro lado, o nutriente é fundamental para a produção global de alimentos. Sujeito à escassez nos próximos 50 a 100 anos, esse elemento é um dos nutrientes que mais contribui para o rendimento e desenvolvimento das culturas (PANTANO et al., 2016).

De acordo com a Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO, 2015), a demanda global do insumo (P_2O_5 com base em H_3PO_4) aumentaria 3% entre os anos de 2014 e 2018. No Brasil, as perspectivas apontam um aumento de 4% na demanda do insumo nesse mesmo período. Frisa-se, também, que o P constitui um dos principais nutrientes limitantes para as culturas agrícolas, especialmente em solos tropicais. Dessa forma, tal como em outras culturas, o P é um dos nutrientes mais exigidos pela cultura de milho, sendo precedido apenas pelo N e o potássio (K). Por serem absorvidos em maior abundância, esses elementos são designados macronutrientes. Além desses, são também indispensáveis à cultura de milho os macronutrientes secundários (Ca, Mg e S) e alguns micronutrientes como o Cu, B e o Zn (BARROS; CALADO, 2014).

2 OBJETIVO

Diante dos aspectos apresentados, o presente estudo teve como objetivo avaliar a sorção de fósforo em lodo de ETA, utilizado como material filtrante em reator de escoamento ascendente, no tratamento terciário de efluente doméstico e comparar o desenvolvimento da cultura de milho (*Zea mays*), submetida ao aporte de diferentes fontes de fósforo, incluindo o material filtrante utilizado no reator.

Como objetivos específicos, têm-se:

- Determinar a eficiência do lodo de ETA na remoção do P presente no efluente de esgoto tratado ETE/UFLA.
- Caracterizar e avaliar o potencial agrônômico do lodo, após a aplicação do resíduo como material filtrante no tratamento terciário do efluente ETE/UFLA.
- Averiguar a influência do lodo nos atributos químicos (nutricionais) do solo empregado no cultivo do milho.
- Identificar os efeitos da incorporação do lodo à cultura, quanto ao aporte de metais pesados nos tratamentos, em que o resíduo foi empregado como biofertilizante agrícola.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 A problemática ambiental do fósforo

A presença de P na água está relacionada aos processos naturais ou antrópicos. Os processos naturais estão ligados a eventos, como dissolução de rochas, carreamento de solo e decomposição de matéria orgânica, ao passo que os processos antrópicos estão relacionados ao descarte inadequado de efluentes e ao uso incorreto de fertilizantes. Da mesma maneira que no solo, o P pode ser encontrado de duas formas em ambientes aquáticos: orgânica e inorgânica. A matéria orgânica dissolvida e particulada na biomassa representa a forma orgânica do P presente na água. As frações solúvel e insolúvel representam a forma inorgânica do nutriente. As formas orgânica e inorgânica juntas compõem o fósforo total (PT). Os ortofosfatos, fosfatos orgânicos e fosfatos condensados (fração solúvel) representam as formas mais comuns de P encontradas nesse ambiente. Em ambientes aquáticos, os ortofosfatos (PO_4^{-3} , HPO_4^{-2} , H_2PO_4^-) ligam-se aos cátions formando sais inorgânicos, enquanto os fosfatos condensados sofrem hidrólise convertendo-se rapidamente em ortofosfatos (BAHIA FILHO et al., 1983; ESTEVES, 1998).

Sobre a influência do pH, em relação às formas de P encontradas na água, o íon de P, predominante em condições ácidas, encontra-se na forma H_2PO_4^- , enquanto, em condições alcalinas, as formas prevalentes do nutriente são: HPO_4^{-2} e PO_4^{-3} , sendo este último recorrente em pH maior que 10. No solo, esses íons se ligam aos cátions existentes no meio conforme as variações do pH. Esse fenômeno é conhecido como fixação (FAQUIN, 2005; NUVOLARI, 2011; PARRON; MUNIZ; PEREIRA, 2011).

Embora indispensável para os seres vivos, o excesso de P, em águas residuárias, pode resultar na contaminação dos corpos receptores. De uma forma geral, o lançamento de águas residuárias tratadas incorretamente ou os despejos de esgoto in natura contribuem para a contaminação dos corpos hídricos. Além do esgoto, os resíduos gerados nas operações de tratamento de água favorecem consideravelmente a degradação das águas superficiais. No caso das águas residuárias domésticas, estudos mostram que, além dos casos de contaminação por metais pesados, várias mudanças no desenvolvimento reprodutivo e comportamental dos peixes e em outros organismos vêm ocorrendo. Nesta conjuntura, o problema ocorre, em decorrência da exposição desses seres a produtos farmacêuticos, produtos de higiene pessoal e outros poluentes presentes no efluente (HOLETON et al., 2011).

Além dos problemas citados, o despejo indevido de águas residuárias é uma das principais causas da eutrofização dos cursos d'água. O processo resulta na degradação dos sistemas de água doce o que reduz a qualidade da água, alterando sobremaneira sua estrutura e função no ecossistema. Em virtude disso, surge uma crescente preocupação com o gerenciamento das cargas de P dos efluentes. Uma das medidas que visam prevenir a contaminação de corpos hídricos diz respeito à inserção de unidades de tratamento terciário junto às estações convencionais de tratamento de esgoto. No entanto essa alternativa está intimamente ligada a gastos eventuais, em razão dos custos de investimento e das despesas com substâncias químicas utilizadas no processo de remoção (BASHAR et al., 2018; DODDS et al., 2009; ETIENNE; MARIELINE; MATHIEU, 2001; NORRIS; TITSHALL, 2012).

3.2 A origem do fósforo nos efluentes domésticos e formas de remoção

O P pode ser encontrado em efluentes domésticos na forma de ortofosfatos e fósforo orgânico, dando origem ao P total (PT). A concentração de PT nos efluentes domésticos varia de 4 mg L⁻¹ a 15 mg L⁻¹, sendo, de uma forma geral, 7 mg L⁻¹ o valor típico dessa concentração. A faixa de contribuição per capita varia de 0,7 g hab⁻¹ d⁻¹ a 2,5 g hab⁻¹ d⁻¹, ficando em torno de 1 g hab⁻¹ d⁻¹ a contribuição típica. Apesar de a redução estabelecida pela Resolução CONAMA nº 359 do P, em detergentes em pó (BRASIL, 2005), o P encontrado na forma de ortofosfatos é teoricamente originário de detergentes sintéticos utilizados nas residências e indústrias, enquanto o P orgânico pode ser encontrado nos aminoácidos e proteínas associados à matéria orgânica (JORDÃO; PESSÔA, 2011; METCALF; EDDY; AECOM, 2014; VON SPERLING, 2014).

Diante disso, com o intuito de minimizar os impactos, causados pelo lançamento de efluentes ricos em P, nos corpos receptores e, diante das exigências de padrões mais restritivos de qualidade dos corpos hídricos, algumas técnicas de remoção vêm sendo avaliadas, visando não só à diminuição das concentrações de P nesses resíduos, mas também pretendendo à reinserção do nutriente no meio ambiente (HENRIQUE et al., 2010).

Nesse contexto, surgem diversas tecnologias com o objetivo de remover o P presente em efluentes. Os sistemas de lodo ativado pós-reatores anaeróbios e sistemas alagados construídos (*constructed wetlands*) aparecem inicialmente como boas opções para a remoção biológica do P, no entanto, dependendo da origem do efluente ou da configuração desses sistemas, a eficiência na remoção do P não é satisfatória e pode ser relativamente instável. Essa instabilidade sinaliza que avaliações de desempenho de tratamento e dados operacionais

de longo prazo são ainda raros (CALIJURI et al., 2009; FIA et al., 2016; LOURENÇO et al., 2018; QUEIROZ et al., 2018; RODRIGUES; SANTOS; LAPOLLI, 2015; SEZERINO et al., 2015).

Ainda em relação ao tratamento biológico, Silva et al. (2018), ao comparar a eficiência de remoção de nitrogênio e fósforo de dois reatores operados, em bateladas sequenciais (utilizando material suporte em um desses reatores), constatou eficiências máximas de 47% e 58% na remoção de ortofosfatos. Lamego Neto e Costa (2011), empregando reator de lodo ativado com adição de um suporte fixo de rede de nylon, operando em bateladas sequenciais e com enchimento escalonado, observaram uma eficiência de 45% e 67% desse sistema quanto à remoção de fósforo.

Em contraste à remoção biológica, a remoção físico-química por floco-sedimentação, que demanda o uso de diferentes agentes coagulantes (cloreto férrico, sulfato de alumínio, óxido e cloreto de cálcio), é uma das mais eficientes, contudo o uso desses coagulantes resulta na elevada produção de lodo, tornando essa tecnologia mais onerosa. Uma alternativa com esse mesmo objetivo e já consolidada é a precipitação química combinada com processos biológicos de tratamento. O método surge como opção interessante, no que diz respeito à remoção do P, sendo considerada uma técnica de elevada aceitação quando da concepção de estações de tratamento de esgotos (FERREIRA FILHO; MARGUTI; PIVELI, 2009; MENEGAZ et al., 2011).

Outra forma de remoção de P refere-se à sorção desse elemento por diferentes adsorventes. Os óxidos e hidróxidos de Fe e Al, a alumina ativada e a caulinita figuram entre os principais elementos utilizados para sorção do P presente nesses sistemas. Características como alta capacidade e seletividade, elevada força química e física, ausência de poluentes perigosos em sua composição, regeneração simples, regeneração de substâncias químicas, baixo custo e reutilização são algumas das vantagens observadas quando aplicados esses elementos visando à adsorção do P na água (BROGGI et al., 2001; CHEN; BUTLER; STUMM, 1973; HANO et al., 1997; SILVA; SANTANA, 2013; STUMM; SIGG; SULZBERGER, 1992; URANO; TACHIKAWA, 1991).

Apesar de o reconhecimento de que o excesso de P nas águas causa transtornos sob os aspectos ambientais, econômicos e sanitários, a legislação ambiental brasileira não dispõe de padrões de lançamento de P em cursos d'água provenientes de efluentes tratados. A Resolução do CONAMA, nº 430 de 2011, que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes no Brasil, não estabelece padrões de lançamento específicos para o P, restando aos órgãos ambientais dos estados essa incumbência (BRASIL, 2011).

Em Minas Gerais, a Deliberação Conjunta COPAM/CERH nº 1 de 2008 é o ato administrativo que rege as condições e padrões de lançamento de efluentes. A norma não dispõe de padrões de lançamento de fósforo, mas atesta que os valores máximos estabelecidos, para os parâmetros relacionados, em cada uma das classes de enquadramento, deverão obedecer às condições de vazão de referência, ou seja, após a mistura do efluente tratado no curso d'água, os valores máximos de lançamento obtidos não devem ultrapassar os valores de referência atribuídos à classe na qual o corpo receptor se enquadra (MINAS GERAIS, 2008).

É evidente que o P tem um dos mais importantes papéis bioquímicos no meio ambiente e, apesar das técnicas de tratamento de efluentes existentes, é considerado ainda uma fronteira do conhecimento dos sistemas emergentes de tratamento. Além disso, o reúso desse elemento, no sentido da valorização dos resíduos, é também um desafio para as empresas de saneamento. No entanto, já que é frequentemente encontrado em resíduos da produção de água potável e nos resíduos resultantes do tratamento de esgotos, o P vem sendo analisado com a finalidade de ser compreendido como recurso renovável e passível de exploração tecnológica. Nesse contexto, algumas pesquisas sugerem alternativas de aplicação do P encontrado nesses resíduos, como insumo na produção de fertilizantes, aditivo de rações animais e matéria-prima na manufatura de produtos de alto valor agregado (MARONEZE et al., 2014).

3.3 Lodo de estação de tratamento de água - ETA

Os resíduos sólidos (lodo) de ETAs são provenientes das limpezas ou descargas dos decantadores e da lavagem dos filtros ou eventualmente de flotores. Esses resíduos são compostos basicamente de partículas do solo, material orgânico, água e subprodutos resultantes da adição de produtos químicos. As partículas a serem removidas da água, nos processos de potabilização, são basicamente coloides que conferem a mesma cor e turbidez (ANDREOLI, 2001).

Caracterizado por possuir grande umidade (> 95%), o lodo é um dos principais subprodutos resultante do processo de potabilização. Sua toxicidade dependerá de inúmeros fatores, como características físico-químicas e biológicas do manancial de captação da água bruta, produto químico utilizado para a coagulação e quantidades aplicadas nos processos de potabilização, procedimentos de limpeza dos decantadores bem como outras condições

operacionais que diferenciam uma ETA da outra (LUSTOSA et al., 2017; NASCIMENTO et al., 2017).

Para Franco (2009), o declínio na qualidade das águas superficiais tem exigido a adição de produtos químicos cada vez mais concentrados, nos processos de tratamento, o que provoca um aumento significativo na produção dos resíduos de ETAs, sobretudo, do lodo. Esse aumento ocorre, porque as variáveis de qualidade da água bruta, como turbidez, cor, pH e alcalinidade estão correlacionados com a dosagem de coagulante a ser aplicada no processo de tratamento.

O montante de sólidos produzido é geralmente estimado, por meio do uso de equações empíricas, as quais consideram os parâmetros de qualidade da água bruta e dosagens de produtos químicos. Essas equações são utilizadas também para estimar a quantidade total de sólidos na impossibilidade da realização de ensaios de tratabilidade da água. Outra forma de quantificar o lodo é quanto ao volume de água bruta captada. Neste caso, do volume de água bruta que adentra a ETA, 3 a 5% dessa porção, pode terminar em resíduos sólidos, semissólidos e ou líquidos, ou seja, em lodo. Do mesmo modo, os valores de produção de lodo (base seca) por m^3 de água tratada variaram de 10 g m^{-3} a 60 g m^{-3} , sendo os menores valores obtidos para ETAs que tratam águas de melhor qualidade e vice-versa. Outra forma de cálculo está relacionada às características do coagulante utilizado, sendo, para o cloreto férrico (FeCl_3), coagulante utilizado nas operações de tratamento de água da UFLA, estimada uma produção de 0,66 kg de lodo seco por kg de coagulante (CRITTENDEN et al., 2012; JANUÁRIO; FERREIRA FILHO, 2007; KATAYAMA et al., 2015; LIBÂNIO, 2010; VIESSMAN et al., 2009).

Rodrigues (2015) realizou a estimativa de geração de resíduos diária na ETA/UFLA por meio de várias equações empíricas (AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION - AWWA, 1996; CORNWELL, 1987; KAWAMURA, 1991; LIBÂNIO, 2010; WRC, 1979 apud REALI, 1999; RITCHER, 2001). As médias de produção de resíduos, observadas com emprego das diferentes equações, num intervalo de cinco meses (maio a setembro de 2014), foram: $20,7 \text{ kg d}^{-1}$; $17,3 \text{ kg d}^{-1}$; $20,7 \text{ kg.d}^{-1}$; $13,6 \text{ kg d}^{-1}$; $25,1 \text{ kg d}^{-1}$ e $25,5 \text{ kg d}^{-1}$, respectivamente.

Nesse cenário, é possível constatar que, além do aumento na produção de resíduos, o declínio da qualidade das águas superficiais pode resultar na maximização do potencial poluidor dos subprodutos gerados em ETAs.

Os resíduos de ETA têm um alto potencial poluidor e de contaminação. Isso ocorre em razão da presença de impurezas removidas da água bruta e dos compostos químicos

resultantes da adição de coagulantes nos processos de tratamento. Diante desse potencial poluidor, da quantidade de resíduos gerados nos processos de potabilização e da dificuldade encontrada pelas empresas de saneamento em descartar esses resíduos, resta aos órgãos ambientais e às empresas buscarem alternativas que minimizem os impactos provocados pela disposição ambientalmente inadequada do lodo (LOMBARDI, 2009). Para Achon, Barroso e Cordeiro (2013), a grande maioria das estações de tratamento de água do Brasil reflete um quadro comum, em virtude de que muitas destas estações não dimensionam a quantidade de resíduos gerados e somente uma pequena parcela dessas empresas destinam, adequadamente, seus resíduos, dificultando, em muitos casos, o uso de indicadores como ferramentas de gestão.

Nesse cenário, a aplicação do lodo de estações de tratamento de água, em solo degradado, o uso deste material na pavimentação rodoviária, a aplicação do lodo na produção de tijolos e o emprego do resíduo na remoção de fósforo de efluente de esgoto doméstico são formas de reúso que vêm sendo estudadas, tendo em vista o “gerenciamento” adequado desse resíduo e, sobretudo, a preservação ambiental (BITTENCOURT et al., 2012; COELHO et al., 2015; RIBEIRO, 2017; RODRIGUES, 2015).

Quanto à possibilidade de reaproveitamento do lodo produzido em ETAs e seu descarte adequado, compete às empresas de saneamento uma análise criteriosa de vários parâmetros físico-químicos, bem como estudos de viabilidade técnica e econômica os quais atendam aos critérios ambientais requeridos pelo poder público e pela sociedade em geral (WAGNER; PEDROSO, 2014).

Nesse sentido, considerando que as principais fontes futuras de fósforo serão provenientes dos lagos e reservatórios eutrofizados, 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, visto que o resíduo não necessita de beneficiamento prévio para ser utilizado, o lodo resultante do processo de sorção melhora a qualidade do solo, em razão da eventual reserva de cargas de fósforo removidas dos mananciais eutrofizados e efluentes no próprio material adsorvente (AHMAD; AHMAD; ALAM, 2016; CHAO, 2006; PANTANO et al., 2016).

Alguns parâmetros físico-químicos do lodo da ETA/UFLA, analisados por Rodrigues (2015), são demonstrados na Tabela 1.

Tabela 1 - Características dos efluentes dos filtros e decantador enviados para o adensador e características dos resíduos após o adensamento.

Parâmetro	Unidades	Efluente do Filtro e Decantador	Resíduo Adensado
Turbidez	UNT	893	ND
Cor	UC	2.036	ND
pH	-	7,5	7,6
S.Sed	mg L ⁻¹	94	1.000
ST	mg L ⁻¹	1.441	109.073
SD	mg L ⁻¹	505	1.561
SV	mg L ⁻¹	466	22.640
TS	%	0,14	10,07
P	mg L ⁻¹	-	110
DQO	mg L ⁻¹	-	23.568
N	mg L ⁻¹	-	44

Fonte: Adaptado de Rodrigues (2015).

Considerado resíduo sólido pela NBR 10.004 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 2004), o lodo de ETA, em regra, deve ser encaminhado para aterros sanitários conforme determina a Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei 12.305/2010). No entanto, além do encaminhamento para os aterros sanitários, a Lei permite que outros destinos sejam dados ao resíduo, como reutilização, reciclagem, compostagem, recuperação ou aproveitamento energético (BRASIL, 2010).

Atualmente, existem no país mais de 7.500 ETAs em funcionamento e boa parte dessas estações emprega o ciclo completo de tratamento: coagulação, floculação, decantação e filtração. No entanto grande parte dessas empresas descarta o lodo produzido nos processos de potabilização, em mananciais próximos às próprias unidades de tratamento, sendo, portanto o descarte indevido do lodo a origem de um número significativo de passivos ambientais (ACHON; BARROSO; CORDEIRO, 2013; ALMEIDA NETO; MACENA; OLIVEIRA, 2016; AMÂNCIO et al., 2017).

Diante dessa problemática, o estado de Minas Gerais, por meio da Deliberação Normativa do Conselho Estadual de Política Ambiental – COPAM, nº 153/2010, estabelece que as ETAs operantes no estado realizem estudos para o dimensionamento da Unidade de Tratamento de Resíduos (UTR). De acordo com a Deliberação, ETAs com capacidade de tratamento superior a 20 L.s⁻¹ até 100 L.s⁻¹ devem formalizar, até dezembro de 2020, o processo de regularização ambiental. A UTR tem o propósito de coibir o descarte do lodo in natura, no meio ambiente, minimizando os impactos provocados em corpos receptores pelos despejos desse resíduo (MINAS GERAIS, 2010b).

A disposição ambientalmente correta e economicamente viável dos resíduos gerados em ETAs é alvo de diversos estudos. Esse fato, em geral, ocorre em consequência das dificuldades encontradas pelas companhias de saneamento ou até mesmo pela inércia dessas empresas quanto ao descarte de seus resíduos. Por essa razão, diversas pesquisas propõem alternativas sustentáveis, quanto à disposição final desses rejeitos, sobretudo, no que está relacionado ao lodo.

A aplicação controlada do resíduo no solo, sua utilização na compostagem, na fabricação de material cerâmico, na pavimentação asfáltica, na produção de geopolímeros, bem como o seu emprego na remoção de fósforo presente em efluente de esgoto, figuram entre os diversos estudos que abordam esse assunto (BITTENCOURT et al., 2012; COELHO et al., 2015; RIBEIRO, 2017; ROCHA et al., 2015; SANTOS; FILHO; MANZATO, 2018; WAGNER; PEDROSO, 2014).

Da mesma forma, são diversas as pesquisas que tratam da utilização do lodo de ETA pretendendo reaproveitamento do resíduo como biofertilizante agrícola (DAYTON; BASTA, 2001; ELLIOTT; DEMPSEY, 1991; OLIVEIRA et al., 2015).

3.4 A dinâmica do fósforo no sistema solo-planta

As fórmulas químicas do P no solo e na água dependem das condições do pH do meio, sendo no solo a forma H_2PO_4^- a principal fonte de P para as plantas. Nesse ambiente, o P pode ser encontrado em sua forma fixa: a) inorgânico e fortemente adsorvido pela argila; disponível; b) inorgânico e fracamente adsorvido ou presente na solução do solo e, por fim, orgânica; c) ligado aos compostos orgânicos presentes no meio. Isto posto, formas de P presentes no solo se relacionam diretamente com os mecanismos de sorção e dessorção (KLEIN; AGNE, 2013).

Embora seja o menos absorvido pelas plantas (cerca de 20%), o P é o macronutriente mais utilizado nas adubações em solos das regiões tropicais e subtropicais úmidas. Isso ocorre porque o P tem grande interação com os óxidos de Fe e Al, abundantes nessas localidades (VILAR et al., 2010).

A dinâmica do P no solo está associada aos fatores ambientais que controlam a atividade dos microrganismos, que imobilizam ou liberam os íons ortofosfato e às propriedades físico-químicas e mineralógicas do solo. A principal reserva de P na natureza corresponde a rochas fosfáticas as quais sofrem erosão e lixiviação o que permite a disponibilização progressiva deste elemento na fração inorgânica dissolvida. No solo, o

fosfato está incorporado em óxidos de Fe, hidróxidos de Al, em partículas de argila ou na matéria orgânica. A concentração no solo de ortofosfatos, que constitui a forma de P assimilável pelas plantas, é de modo geral insuficiente. Em solos jovens e nos moderadamente intemperizados, como os Vertissolos, Chernossolos e os Neossolos, ainda ocorre P, em minerais primários, porém a maior parte desse elemento se encontra na forma orgânica ou na forma mineral adsorvida fracamente aos minerais secundários (SANTOS; GATIBONI; KAMINSKI, 2008).

Em solos altamente intemperizados, como os Latossolos, predominam as formas inorgânicas ligadas à fração mineral com alta energia e às formas orgânicas estabilizadas física e quimicamente. As formas de fosfatos lábeis e não lábeis são enquadradas de acordo com o maior ou menor grau de estabilidade dos compostos de P existentes no solo. Assim, a porção lábil é representada pelo conjunto de compostos fosfatados capazes de repor rapidamente a solução do solo, facilitando a absorção do nutriente pelas plantas ou microrganismos. Nas plantas, o P desempenha uma função importante em fenômenos, como fotossíntese, metabolismo de açúcares, armazenamento e transferência de energia, divisão celular, alargamento das células e transferência de informações genéticas. Além disso, os materiais genéticos dos vegetais, DNA e RNA são construídos ao redor da estrutura de átomos de P (REETZ; LOPES, 2017; RIBEIRO; SILVA; ROSA, 2017).

Em razão da deficiência generalizada de P no solo e da natureza complexa das interações entre fosfato e solo, as reações de sorção e dessorção do P são um dos assuntos mais estudados na ciência do solo. Ambas as reações, direta (sorção) e inversa (dessorção), são influenciadas pela concentração de fosfato, pH, concentração de eletrólito, período de reação e temperatura (BARROW, 2015).

De acordo com Chaves (2016), a adsorção difere da absorção por ser um processo que ocorre na superfície de sólidos, ao contrário da absorção, que se dá na matriz do sólido. A adsorção de fósforo é um fenômeno de superfície decorrente da aderência de moléculas dissolvidas na fase líquida sobre a superfície de um sólido. A absorção refere-se a todos os processos de sorção pelo qual o “contaminante” (Fósforo) é incorporado à fase cristalina do adsorvente, incluída a formação de um precipitado ou difusão do “contaminante” na fase sólida (mineral).

O adsorvente é, geralmente, poroso permitindo a difusão do adsorvato em seu interior, neste caso, o fósforo. O estudo da adsorção de fósforo em resíduos sólidos tem como objetivo a separação desse elemento químico do efluente e, se possível, a reutilização do substrato

formado na suplementação de fertilizantes químicos utilizados na agricultura (RIBEIRO, 2017).

Segundo Meurer, Rhenheimer e Bissani (2006), a adsorção ocorre, quando o íon, como exemplo o fosfato (adsorvato), é sorvido pela superfície sólida (adsorvente). A adsorção de ânions no solo ocorre pela presença de grupos reativos de superfície OH⁻ (aluminossilicatos não cristalizados, óxidos e hidróxidos de Fe, Mn e AL e as bordas dos argilominerais silicatados), os quais podem adsorver especificamente os ânions presentes no solo, na forma de complexos de esfera interna. Segundo os autores, a reação de quimiossorção (adsorção) dos ânions pode ser representada de forma genérica pela Equação 1:



em que:

Aⁿ⁻: ânion da solução do solo;

> S-OH: grupo reativo OH da fase sólida.

Além de ser atraído por elementos como Fe, Al e Ca, o fosfato presente no solo pode ser adsorvido pelas argilas silicatadas do tipo 1:1, pela matéria orgânica do solo (pontes de cátions) e, principalmente, adsorvido pelo os oxi-hidróxidos de Al e Fe. O fenômeno da adsorção do fosfato aos oxi-hidróxidos de Al e Fe ocorre, basicamente, nas formas de baixa cristalinidade e com alto desbalanço de cargas. Esta reação transcorre nos sítios ácidos, em que os grupos OH e OH₂⁺ ligados mono e tricordenadamente ao metal (Fe ou Al) são substituídos pelo fosfato, configurando o fenômeno denominado troca de ligantes. Caso sofra interferências pela competição com outros ânions ou pelo pH, o mecanismo de adsorção pode dificultar significativamente a disponibilidade do P para as plantas, resultando em severos distúrbios no metabolismo e desenvolvimento dos vegetais (NOVAIS; SMYTH, 1999; PARFITT, 1978, 1989).

O alumínio amorfo ou os íons férricos são abundantemente encontrados nos resíduos resultantes das operações de tratamento de água. Esses compostos têm maior afinidade pelos ânions, o que os torna potenciais adsorventes no processo de remoção de fósforo de águas residuárias (BABATUNDE; ZHAO, 2010). Keeley et al. (2016), ao empregaram ultrafiltração na recuperação de coagulante (sulfato férrico), em lodos originários de várias operações de tratamento de água, concluíram que o coagulante recuperado acidificado apresentou

resultados semelhantes na remoção de fósforo de águas residuárias em relação ao sulfato férrico fresco.

Em trabalho semelhante, Krishna, Aryal e Jansen (2016) analisaram lodos de ETA, à base de ferro e à base de alumínio, na remoção de P de efluentes sintéticos e originários do tratamento secundário. Os resíduos foram obtidos de diferentes estações de tratamento de águas subterrâneas na Austrália. Os autores constataram eficiências na remoção do P presentes nesses efluentes de 96 e 82%, respectivamente, para os lodos à base de alumínio e ferro. Verificou-se, também, que o lodo à base de ferro gerado pela oxidação do ferro tem uma menor capacidade de adsorção do P em comparação com o lodo à base de alumínio.

3.5 A cultura de milho e suas exigências nutricionais

Terceiro maior produtor mundial, ficando atrás somente de EUA e China, o Brasil produziu 97,8 milhões de toneladas de milho na safra 2017/2018. Em função de seu potencial produtivo, composição química e valor nutritivo, o milho constitui-se um dos mais importantes cereais cultivados e consumidos no mundo. Além do aspecto econômico, a cultura do milho é extremamente importante em termos agrônômicos, pois representa uma boa opção para a rotação de culturas (AGRICULTURAL MARKET INFORMATION SYSTEM - AMIS, 2019; CASTRO et al., 2017; PAIXÃO et al., 2016).

Para Ritchie, Hanway e Benson (2003), as plantas “normais” de milho obedecem a um padrão geral de desenvolvimento, porém os intervalos de tempo específicos entre os estádios e os números totais de folhas desenvolvidas podem variar entre diferentes híbridos, estações do ano, datas de plantio e locais. Neste cenário, a temperatura é fator de extrema importância, em consequência de que suas variações possuem uma relação multiforme com o desempenho da cultura. Assim, o período de tempo entre os diferentes estádios variará conforme as alterações de temperatura tanto dentro de uma safra quanto entre safras. Considerados os aspectos que causam variações no padrão de desenvolvimento da cultura, um sistema preciso de identificação empregado divide o desenvolvimento da planta em vegetativo (V) e reprodutivo (R) (Tabela 2).

Tabela 2 - Estádios vegetativos e reprodutivos de uma planta de milho

Estádio vegetativo	Estádio reprodutivo
VE – emergência	R1 - florescimento
V1 - primeira folha	R2 - grão leitoso
V2 - segunda folha	R3 - grão pastoso
V3 - terceira folha	R4 - grão farináceo
V6 - sexta folha	R5 - grão farináceo-duro
V9 - nona folha	R6 - maturidade fisiológica
V12 - décima segunda folha	
V15 - décima quinta folha	
V18 - décima oitava folha	
VT – pendoamento	

Fonte: Ritchie, Hanway e Benson (2003).

Para atender suas necessidades fisiológicas e suprir a sua demanda nutricional, a planta absorve água do solo, sendo a água responsável pelo transporte de nutrientes, sob a forma de fluxo de massa. No entanto a restrição hídrica ou alta demanda evaporativa provoca a ativação de certos mecanismos fisiológicos da planta. Esses mecanismos permitem aos vegetais escapar ou tolerar, quando lhes são impostas essas condições, entretanto esses mecanismos de defesa modificam seu crescimento e desenvolvimento ou até mesmo atenuam as reduções na produção final. Assim sendo, o estresse hídrico (associado à produção de grãos) merece atenção, em três estádios de desenvolvimento da planta: a) iniciação floral e desenvolvimento da inflorescência, quando o número potencial de grãos é determinado; b) período de fertilização, quando o potencial de produção é fixado; c) enchimento de grãos, quando ocorre o aumento na deposição de matéria seca, o qual está intimamente relacionado à fotossíntese (MAGALHÃES; DURÃES, 2006). O déficit hídrico nesses estádios compromete sobremaneira a produção final da cultura.

Andrade et al. (2006) esclarecem que a demanda de água de uma cultura é, predominantemente, a quantidade de água que essa planta transpira. No caso do milho, essa exigência por água é conhecida como demanda sazonal, porque a planta pode passar por variações de acordo com as condições climáticas da região onde ela é cultivada. Nessa perspectiva, em relação ao manejo de irrigação, adotar um turno de rega fixo (TI) pressupõe que a evapotranspiração da cultura diária (ET_c) possui um valor constante que pode ser obtido pela média diária prevista, para todo o período de desenvolvimento da cultura ou pelo valor crítico estabelecido no dimensionamento do sistema de irrigação, no entanto é preciso observar que esses valores não representam o cotidiano da ET_c da cultura no campo. Desse

modo, seria interessante a adoção de um TI fixo, para cada uma das quatro fases do ciclo fenológico da cultura relatadas, na seleção do coeficiente de cultura (Kc) e considerar a ETC média diária em cada fase.

No Brasil, a cultura de milho está associada à produção de silagem e de grãos. Em relação às suas necessidades nutricionais, o milho apresenta diferenças significativas na demanda por fertilizantes entre as várias regiões do país. Segundo Coelho (2006), a exigência nutricional da planta é determinada pela fração de nutrientes que esta extrai durante o seu ciclo. Essa extração total dependerá, portanto do rendimento obtido e da concentração de nutrientes nos grãos e na palhada. Dados médios experimentais, com doses moderadas a altas de fertilizantes, dão uma ideia da extração de nutrientes pelo milho, cultivado para a produção de grãos e silagem (Tabela 3).

Tabela 3 - Extração média de nutrientes pela cultura do milho destinada à produção de grãos e silagem em diferentes níveis de produtividade.

Categoria de Exploração	Produtividade	N	P	K	Ca	Mg
	t ha ⁻¹					
Grãos	3,65	77	9	83	10	10
	5,8	100	19	95	17	17
	7,87	167	33	113	27	25
	9,17	187	34	143	30	28
	10,15	217	42	157	32	33
Silagem (matéria seca)	11,6	115	15	69	35	26
	15,31	181	21	213	41	28
	17,13	230	23	271	52	31
	18,65	231	26	259	58	32

Fonte: Adaptado de Coelho (2006).

Além disso, é preciso considerar que há períodos do ciclo da planta em que a absorção de nutrientes é mais pronunciada. No caso do milho, nos primeiros 30 dias, a absorção é reduzida, sendo a maior parte da demanda por nutrientes suprida aos 90 dias, após a emergência da planta. A taxa de absorção é intensificada entre o trigésimo e sexagésimo dia, sendo, no nonagésimo dia, suprida a demanda de, aproximadamente, 88 % das necessidades de N, 74% de P, 100 % de K e Ca e 90% de Mg (BAHIA FILHO et al., 1983).

Coelho (2006) salienta ainda que os nutrientes são em maior parte translocados para as sementes nas proporções: P (77 a 86%), N (70 a 77%), S (60%), Mg (47 a 69%), K (26 a 43%) e, por fim, o Ca (3 a 7%). Isso sugere que a incorporação dos restos culturais do milho devolve ao solo grande parte dos nutrientes, principalmente, o K e o Ca, contidos na palhada.

No entanto é necessário afirmar que as quantidades de nutrientes absorvidas pela cultura do milho, sobretudo, o N, P e K, não são constantes, podendo variar, conforme a cultivar, com as condições climáticas, com o tipo de manejo e tecnologia empregados e com o nível de fertilidade do solo (BULL, 1993; RESENDE et al., 2012).

3.6 Características e dados nutricionais dos solos brasileiros

No Brasil, 70% dos solos cultivados apresentam alguma limitação séria de fertilidade. A baixa disponibilidade de nutrientes como P e N somada à alta saturação de Al são os fatores químicos que dificultam a exploração racional e econômica da agricultura. De forma geral, boa parte dos nutrientes está presente nos minerais existentes nas rochas. Estes elementos são essenciais para o crescimento e conclusão do ciclo de vida das culturas. Alguns desses nutrientes são exigidos em grandes quantidades, enquanto outros são exigidos em quantidades menores. Conforme sua concentração relativa nas culturas, esses elementos são divididos em macro e micronutrientes. Aqueles encontrados em concentrações mais elevadas na planta são designados macronutrientes: N, P, K, Ca, Mg e S. Já os detectados, em menores concentrações, são denominados micronutrientes: Cl, Mn, B, Zn, Fe, Cu, Ni e Mo (BARAK, 1999; MALAVOLTA, 2006; SANTOS et al., 2002).

Do ponto de vista prático, apenas três (N, P e K) dos seis macronutrientes essenciais são frequentemente gerenciados pela adição de fertilizantes nos solos, enquanto os outros são comumente encontrados em quantidades consideráveis na maioria dos solos. Dentre os nutrientes mais utilizados como fertilizantes, o P figura como o segundo elemento mais importante para as culturas, ficando atrás apenas do N. O P na solução está em equilíbrio com formas de diferentes graus de solubilidade na fase sólida. No entanto, por estar presente no solo em sua forma fixa, o P torna-se um nutriente de difícil absorção por parte das plantas (BARAK, 1999; SATYAPRAKASH et al., 2017; SOUSA; LOBATO, 2003).

Outro fator a ser considerado diz respeito ao risco iminente de escassez das fontes de P nos próximos 50 a 100. Um dos fatores que vem contribuindo para esse risco diz respeito às intervenções humanas no ciclo global do fósforo. Essas interferências vêm provocando, nos últimos anos, a mobilização de meio bilhão de toneladas do elemento originalmente imobilizado em rochas e que tiveram como destino a hidrosfera (PANTANO et al., 2016; TORRI; CORREA; RENELLA, 2017).

Grant et al. (2005) afirmam que, para se alcançar uma produtividade satisfatória, os nutrientes devem ser absorvidos em doses e quantidades adequadas do solo, porém, para

absorver essas dosagens e suprir suas necessidades, a cultura dependerá da concentração de íons na solução do solo, na superfície da raiz e na área de absorção da superfície em contato com a solução. Nesse contexto, o biossólido formado, a partir do lodo resultante do tratamento de água, pode contribuir como uma fonte de nutrição alternativa ao sistema convencional de adubação (ROCHA et al., 2003).

É uma realidade, em determinadas regiões do Brasil, a busca entre os pequenos e médios produtores agrícolas por alternativas de adubação que diminuam ou até mesmo eliminem a utilização de fertilizantes minerais industrializados. A adubação orgânica por seu efeito residual tem grande influência nos atributos de fertilidade do solo, quanto à adubação mineral, podendo trazer benefícios “ambientais” e econômicos aos adeptos dessa prática. No entanto o uso intensivo desse tipo de adubação pode resultar em modificações profundas nas propriedades químicas e na fertilidade dos solos, visto que, nos solos tropicais ou subtropicais de climas úmidos, a decomposição da matéria orgânica ocorre rapidamente, podendo afetar negativamente as funções química, física e biológica do meio (BRITO; VENDRAME; BRITO, 2005; HIGASHIKAWA; MENEZES JÚNIOR, 2017; TIRITAN et al., 2010).

3.7 Composição nutricional foliar da cultura do milho e sintomas visuais provocados por excesso ou deficiência nutricional

Segundo Coelho et al. (2010), as plantas necessitam de elementos essenciais, para o cumprimento do seu ciclo, não obstante, a incorporação de concentrações inadequadas de nutrientes no solo pode ocasionar vários distúrbios às plantas. Para evitar esses distúrbios, é necessário o conhecimento sobre quais são os nutrientes mais exigidos pela cultura.

Coelho et al. (2002) afirmam que a utilização da análise do tecido vegetal como critério diagnóstico baseia-se na premissa de existir uma relação bem definida entre o crescimento e a produção das culturas e o teor dos nutrientes em seus tecidos.

Gott et al. (2014), mediante três métodos de interpretação estatísticos, analisaram a produtividade de 120 lavouras de milho (talhões comerciais) nas safras 2011/2012 e 2012/2013 na região do Alto Parnaíba-MG. Na Tabela 4, são apresentados os dados estatísticos determinados para macro e micronutrientes e suas respectivas produtividades observadas pelos autores. Esses dados foram obtidos por meio de diagnose foliar da cultura de milho (ciclo completo).

Tabela 4 - Valores estatísticos de macro e micronutrientes para a cultura de milho e suas respectivas produtividades para a região do Alto Parnaíba - MG (safras 2011/2012 e 2012/ 2013).

Variável	Mínimo	Média	Máximo	s [#]	CV ⁻
Produtividade ⁺	7.361 ⁺	10.821 ⁺	13.835 5 ⁺	1,461 ⁺	13,5 ⁺
N [*]	26,5	36,5	44,1	1,461	9,0
P [*]	2,1	3,4	4,2	3,3	11,2
K [*]	17,7	25,4	34,3	3,5	13,7
Ca [*]	3,2	5,3	7,2	0,9	17,7
Mg [*]	1,4	2,1	3,7	0,9	44,3
S [*]	1,6	2,5	3,5	0,4	15,9
Fe ^{**}	71,79	157,08	281,13	51,75	32,9
Cu ^{**}	4,18	11,03	19,79	2,79	25,3
Mn ^{**}	13,32	30,12	78,64	14,64	48,6
Zn ^{**}	10,45	23,17	44,04	7,63	32,9
B ^{**}	4,00	12,49	28,00	4,52	36,2

* g kg⁻¹; ** mg kg⁻¹; + kg ha⁻¹; # Desvio-padrão; ⁻ Coeficiente de variação

Fonte: Adaptado de Gott et al. (2014).

Nessa mesma ótica, Ferreira et al. (2001) avaliaram os efeitos da adubação com N, Mo e Zn sobre a produção e qualidade de grãos de milho, sob o aspecto proteico e teor de nutrientes minerais. Os autores analisaram também a época mais adequada de amostragem para o diagnóstico nutricional nitrogenado da cultura e a relação entre as concentrações dos nutrientes N, P, S, Ca, Mg, K, Zn, Cu, Fe e Mn nas folhas e nos grãos. Para cumprirem os objetivos propostos na pesquisa, os autores coletaram os tecidos vegetais (folhas da parte aérea) aos 25, 45 e 65 dias após a emergência. Os autores compararam os resultados obtidos como os teores nutricionais considerados suficientes por Jones Junior, Wolf e Mills (1991). A Tabela 5 apresenta os teores médios e suficientes de nutrientes, nas folhas da cultura de milho, aos 45 e 63 dias após a emergência (dae), para a obtenção de 90 % da produção máxima de grãos em função das doses de N aplicadas.

Tabela 5 - Teores médios observados e suficientes de nutrientes nas folhas da cultura de milho aos 45 e 63 dias após a emergência (dae).

Nutrientes	45	Suficiente ⁺	63	Suficiente ⁺
N [*]	2,68	3,00-3,50	2,03	2,70-4,00
S [*]	-	0,15-0,50	-	0,21-0,50
P [*]	0,21	0,25-0,45	-	0,25-0,50
K [*]	-	2,00-2,50	1,33	1,70-3,00
Ca [*]	0,58	0,25-0,50	0,60	0,21-1,00
Mg [*]	0,39	0,13-0,30	0,37	0,20-1,00
Zn ^{**}	-	15-60	-	25-100
Cu ^{**}	13,02	3-15	-	6-20
Fe ^{**}	164,9	10-20	-	21-250
Mn ^{**}	110,48	15-300	-	20-200

* dag kg⁻¹; ** mg kg⁻¹; ⁺ Teores recomendados por Jones Junior, Wolf e Mills (1991 apud FERREIRA et al., 2001).

Fonte: Adaptado de Ferreira et al. (2001).

Resende (2014) assevera que as faixas de suficiência têm intervalos muito amplos, para a maioria dos nutrientes, o que pode gerar dúvidas na tomada de decisão de manejo a partir da interpretação da análise foliar. Nesse caso, o ideal seria a confirmação ou redefinição regional/local dos valores de referência, considerando as variantes de solo, clima, cultivar e o manejo da cultura. Interpretações equivocadas são feitas, também, quando há maior ou menor crescimento do milho. Isso afeta inversamente os teores foliares de nutrientes pelo efeito de diluição. Assim, em condições de baixa disponibilidade de nutrientes, a planta cresce menos e concentra os nutrientes absorvidos, resultando em elevados teores na análise foliar.

No campo, a identificação de deficiências nutricionais ou toxicidade pelo excesso de elementos químicos é uma importante ferramenta para auxiliar o manejo da adubação das diversas culturas. Um bom diagnóstico possibilita a tomada de decisões, em tempo suficiente, para as ações de comprovação e correção da deficiência nutricional da cultura. De acordo com Faquin (2002), o método de identificação, nas suas diversas variações, consiste basicamente, em se comparar uma planta, uma população de plantas ou uma amostra dessa população com um padrão da cultura em questão. O padrão seria uma planta “normal”, sem nenhuma limitação do ponto de vista nutricional e com alta capacidade de produtiva. Nesse sentido, as folhas são geralmente os órgãos que melhor refletem o estado nutricional da planta.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Caracterização da área experimental

O experimento foi conduzido em setores distintos da Universidade Federal de Lavras (UFLA): Estação de Tratamento de Água (ETA); Estação de Tratamento de Esgoto (ETE); Laboratório de Análises de Água (LAADeg) e em uma das Casas de Vegetação instaladas no câmpus universitário. Os dois primeiros setores são vinculados à Diretoria de Meio Ambiente (DMA) enquanto os últimos estão sob a responsabilidade do Departamento de Recursos Hídricos e Saneamento (DRSG). A universidade está localizada nas coordenadas: latitude 21°14'S e longitude 42°00'W, a uma altitude de aproximadamente 903 m (ESCOLA NACIONAL DE ADMINISTRAÇÃO PÚBLICA - ENAP, 2009). A classificação do clima local é Cwa (Clima subtropical de inverno seco). A temperatura média da região é de 19,9 °C, enquanto a pluviosidade média anual é de 1.486 mm (SÁ JUNIOR et al., 2012).

4.2 Primeira etapa: adsorção de fósforo em lodo de ETA

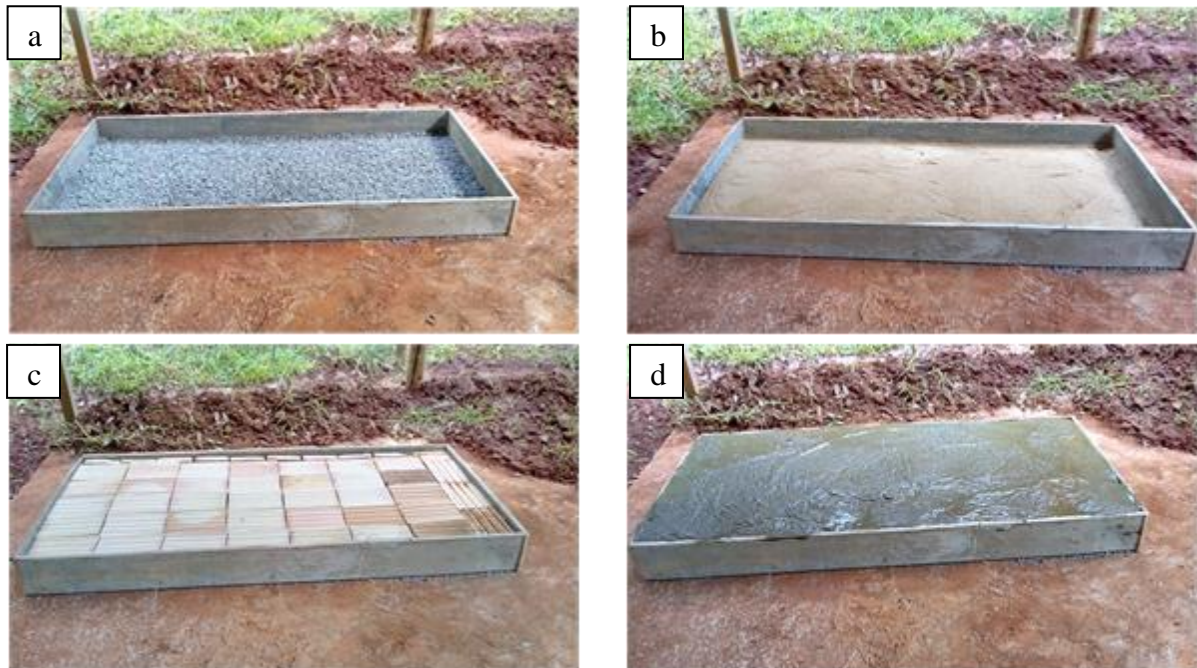
4.2.1 Obtenção do lodo da estação de tratamento de água da UFLA

O sistema de tratamento de água utilizado pela UFLA caracteriza-se como convencional, porque apresenta ciclo completo de tratamento: captação, pré-oxidação com hipoclorito de cálcio, controle do pH com carbonato de sódio, coagulação com cloreto férrico, floculação, decantação, filtração em areia e carvão ativado e, por fim, desinfecção com hipoclorito de cálcio. A estação de tratamento da universidade produz, atualmente, 500 m³ d⁻¹ de água potável e caracteriza-se como uma estação compacta, sendo dividida em quatro módulos: medidor Parshall, flocladores (com bandejas perfuradas), decantador (com colmeia) e filtros.

A água bruta é captada em uma das represas localizadas no câmpus universitário. O sistema de captação conta com uma bomba centrífuga de 7,5 cv, sendo ela capaz de gerar a vazão máxima suportada pela ETA: 9,5 L s⁻¹. A tubulação utilizada na adução da água bruta é composta por tubos de 100 mm em ferro fundido. Depois de tratada, a água é armazenada, em dois reservatórios de 250 m³ cada, localizados na cota mais elevada do câmpus e, por gravidade, essa água abastece o câmpus de forma integral.

Localizada na área externa da ETA, está instalada uma caixa de fibra de vidro com volume nominal de 15 m³, com a função provisória de realizar, por batelada, o adensamento do lodo por gravidade. O lodo proveniente da limpeza dos filtros e do decantador, após o adensamento, foi coletado, na segunda quinzena de setembro 2018, analisado e conduzido para o leito de secagem elaborado previamente para o recebimento do material (Figura 1). O leito foi construído com madeira resultante de processos de demolição e preenchido em camadas, contendo 0,05 m de brita 1, 0,05m de areia média comercial e 0,1 m de tijolos. O recipiente foi arquitetado com as dimensões: 2,1 m de comprimento, 1,00 m de largura e 0,25 m de altura. Além disso, foram perfuradas as laterais do leito, a fim de que essas aberturas funcionassem como drenos.

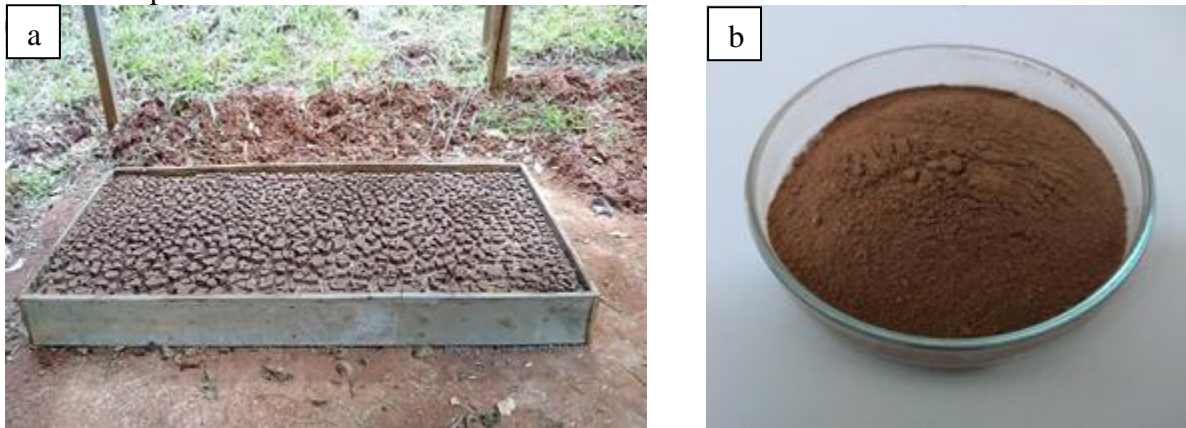
Figura 1 - Leito de secagem construído para a desidratação do lodo. (a) camada inicial composta por brita 1; (b) camada intermediária composta por areia média comercial; (c) última camada composta por tijolos vazados e maciços; (d) camada de lodo fresco.



Fonte: Do autor (2019).

O leito, abrigado em uma área coberta, recebeu, ao final de sua implantação, uma camada de 0,05 m de lodo fresco adensado, conforme observado na Figura 3d. Decorridos quarenta dias do seu encaminhamento para a desidratação, o resíduo estava adequado para a etapa de trituração (Figura 2a). Assim, o material foi coletado e pesado e, em seguida, encaminhado para a trituração.

Figura 2 - Lodo da ETA/UFLA (a) desidratado e adequado para a trituração e (b) triturado e peneirado.



Fonte: Do autor (2019).

O lodo foi triturado em um processador doméstico e peneirado em malha de 0,5 mm (Figura 2b). Terminados os processos de trituração e peneiramento, o resíduo foi armazenado em sacos plásticos.

As análises físico-químicas do lodo de ETA foram realizadas no Laboratório de Análises de Água do Departamento de Recursos Hídricos e Saneamento da UFLA. Foram realizados ensaios (em triplicata), para a determinação de sólidos totais (ST), sólidos suspensos totais (SST), sólidos dissolvidos totais (SDT), sólidos voláteis totais (SVT) e sólidos fixos totais (SFT) por gravimetria. Além dos sólidos, foram analisados o potencial hidrogeniônico (pH), por potenciometria, o ferro total e o fósforo total por colorimetria, o nitrogênio total Kjeldahl (NTK), pelo método micro Kjeldahl (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA, 2005; APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION - AWWA; WEF, 2005).

4.2.2 Obtenção do esgoto tratado na ETE-UFLA

Com uma vazão média afluyente de $200 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, a ETE da universidade é operada nas condições de escoamento contínuo e conta com os níveis de tratamento: preliminar, secundário e terciário.

A fase de tratamento preliminar objetiva a remoção de sólidos grosseiros, sendo composta por duas peneiras (com perfurações de 25 mm e 10 mm de diâmetro), calha Parshall e caixa de gordura. O tratamento secundário, cujo objetivo principal é a remoção de matéria orgânica e, eventualmente, nutrientes como N e P, é composto por seis reatores UASB

(*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) e seis reatores filtros biológicos aerados submersos (FBAS). A aeração para os FBAS é promovida por um compressor de ar que é operado por 15 h/dia.

Por fim, tem-se o tratamento terciário que é composto por quatro filtros, sistema de desinfecção com hipoclorito de cálcio e sistema de radiação ultravioleta (UV). O tratamento terciário objetiva a retenção de lodo do tratamento secundário (FBAS) e a remoção de organismos patogênicos.

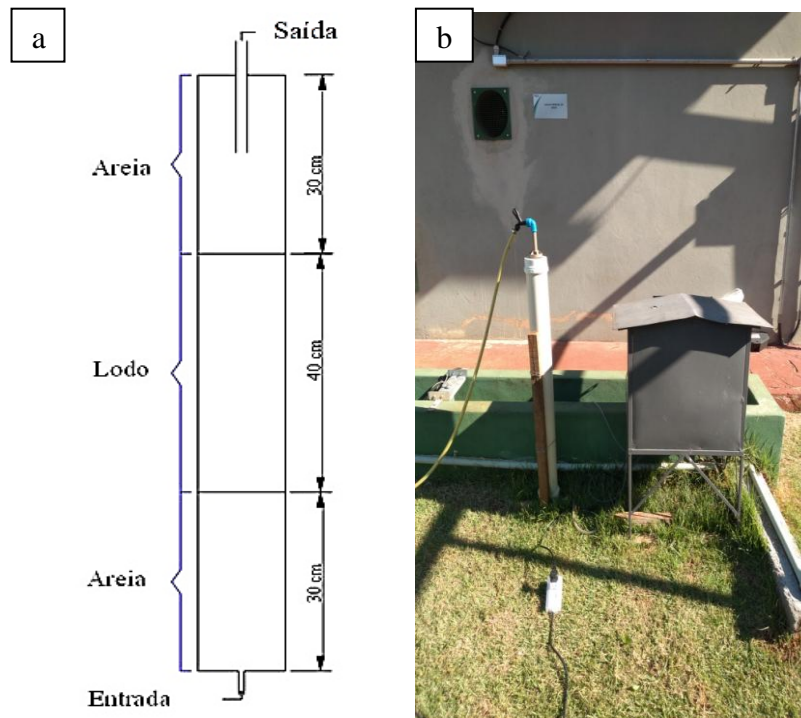
O efluente utilizado no presente trabalho foi coletado no medidor de vazão Parshall, instalado no final da linha de tratamento anteriormente descrita.

4.2.3 Instalação e monitoramento do filtro com lodo da ETA

O filtro empregado nos ensaios (R1, R2 e R3) foi construído com material PVC, compreendendo as dimensões: 1 m de altura e 0,1 m de diâmetro interno o que resultou em um volume total de 7,85 L. O escoamento empregado no sistema foi o ascendente, sendo a entrada do efluente localizada na parte inferior do equipamento e a saída na parte superior. A tubulação de entrada possuía diâmetro menor, em relação à tubulação de saída, sendo esta de 21,3 mm e aquela de 5 mm. Tanto a tubulação de entrada quanto a de saída do efluente foram instaladas em orifícios previamente perfurados nos tampos de vedação acoplados nas extremidades do equipamento.

O material filtrante (areia média e lodo) foi distribuído no interior do filtro na seguinte ordem: 0,30 m de areia, 0,40 m de lodo e 0,30 m de areia (Figura 3a). As camadas dos materiais foram separadas por anéis de PVC revestidos com tela com malha de 0,5mm em polietileno. Duas camadas dessa mesma tela foram afixadas de forma cruzada, na parte interna do filtro, na entrada do afluente, a fim de se evitar a formação de caminhos preferenciais. Além disso, antes de serem realizados os testes iniciais (R1, R2 e R3) da primeira fase da pesquisa, a areia e o lodo utilizados foram previamente pesados, para cada um dos ensaios, sendo as massas úmidas do lodo e da areia apresentadas na ordem: 3,5 kg e 2,97 kg.

Figura 3 - Esquema do filtro de escoamento ascendente empregado nos ensaios e suas camadas (a); e filtro instalado na lateral do medidor Parshall que mede a vazão efluente do esgoto tratado da ETE (b).



Fonte: Do autor (2019).

A partida no sistema instalado na ETE foi dada na primeira semana de dezembro de 2018. O filtro foi instalado na lateral da calha parshall, equipamento responsável por medir a vazão efluente do esgoto tratado da estação. O sistema foi afixado em uma estaca de madeira e adequadamente nivelado (Figura 3b). Na saída, instalou-se uma mangueira de 21,3 mm acoplada a uma torneira de mesma dimensão. O propósito da instalação dessa mangueira foi o de evitar que houvesse o contato do efluente proveniente da saída com o equipamento, instalações elétricas e com o ambiente.

Para aferir a porção de material filtrante empregado no sistema, foram utilizados dois tubos de PVC, com 0,3 m e 0,4 m de altura e diâmetro interno igual ao do filtro. O tubo menor foi utilizado, para determinar a fração de areia, enquanto o maior foi empregado, para a determinação do montante de lodo. Ressalta-se que, para todos os ensaios, ambos os medidores foram submetidos a golpes moderados de martelo para a compactação do material. Cumprida essa etapa, a areia e o lodo foram submetidos à pesagem, sendo verificadas, respectivamente, as massas: 2,97 kg e 3,5 kg. Depois de averiguadas as massas dos materiais, esses eram inseridos no filtro, repetindo-se a prática dos golpes aplicados nos medidores, também, para o equipamento. Executadas as etapas anteriores, o tampo superior do filtro foi

vedado com cola própria para PVC e, então, dada a partida no sistema. O tempo necessário, para o cumprimento de cada um dos ensaios, foi de 24 h, sendo esse tempo dividido em três baterias ou carreiras de 8 h. Os testes eram encerrados, quando observada uma sequência de três análises, que apresentassem concentrações de PT efluente maior ou igual às concentrações de PT afluente. Assim, pôde-se verificar, em todos os testes, que ocorreu a saturação do lodo no período de 20 h de funcionamento do equipamento. Os ensaios R1, R2 e R3 foram encerrados em 22 de janeiro de 2019.

Para o bombeamento do efluente, empregou-se uma bomba dosadora ProMinent, modelo Concept Plus. As vazões afluente e efluente foram medidas a cada 2 h com auxílio de um cronômetro, para o estabelecimento do tempo e uma proveta graduada de 50 mL, para a coleta da amostra. Esse procedimento foi adotado, nas primeiras 20 h de funcionamento do equipamento, sendo as vazões, a partir desse período, aferidas a cada 1 h, perfazendo as 24 h de trabalho antes mencionadas. Frisa-se, também, que não foram constatados vazamentos no equipamento durante os ensaios. O tempo de detenção hidráulica (TDH) do efluente foi calculado por meio da Equação 2 (CHERNICHARO, 2007).

$$TDH = V / Q_{\text{méd.}} \quad (2)$$

em que:

TDH: tempo de detenção hidráulico (h)

V: volume total do reator ou filtro (L)

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

O processo de coleta das amostras (afluente e efluente), para análises do P e pH, seguiu o mesmo padrão temporal adotado para a aferição das vazões. Salienta-se, ainda, que não houve uma sequência lógica, no que diz respeito aos dias da semana trabalhados, na avaliação do sistema. Da mesma forma, ocorreu, com relação às análises do PT, ou seja, respeitou-se o tempo máximo de armazenamento determinado pela metodologia adotada, no entanto não houve uma sequência lógica, para a realização das análises, exceto para as análises do pH que eram realizadas imediatamente após às coletas. As análises de pH foram realizadas por potenciometria e as de PT por colorimetria, no Laboratório de Análise de Água do Departamento de Recursos Hídricos e Saneamento da UFLA, seguindo a metodologia descrita por APHA, AWWA e WEF (2005).

Constatada a saturação do lodo, por meio das análises de concentrações do PT afluente e efluente, o tampo superior do filtro era cuidadosamente retirado com auxílio de um martelo e uma chave de fenda. Para a retirada do lodo e da areia do interior do filtro, foi empregada uma estaca de madeira com resistência e dimensões apropriadas para essa atividade. Depois dessa etapa, o lodo foi armazenado em um recipiente apropriado e conduzido, para secagem ao ar livre, nesse mesmo recipiente. Transcorridas 72 h de exposição ao sol, o material era retirado do vasilhame e pesado. Em seguida, o resíduo foi submetido ao processo de secagem em estufa a 105°C por período de 24 h e, por fim, pesado e acondicionado em sacos plásticos. Esse procedimento foi empregado em todos os testes da primeira fase do projeto.

O material (lodo) retirado dos filtros, após os testes, foi homogeneizado e analisado no Departamento de Ciência do Solo da UFLA, sendo avaliado pH em água, KCl e CaCl₂: Relação 1:2,5. P, Na, K, Fe, Zn, Mn e Cu, em espectrometria de absorção atômica, após extração com Mehlich 1; Ca, Mg e Al, em espectrometria de absorção atômica, após extração com KCl - 1 mol L⁻¹; acidez potencial (H + Al), por titulometria, após extração com SMP; Soma de Bases Trocáveis (SB); Capacidade de Troca Catiônica Efetiva (CTCt); Capacidade de Troca Catiônica a pH 7,0 (CTCT); Índice de Saturação de Bases (V); Índice de Saturação de Alumínio (m); Matéria orgânica (MO) por oxidação com Na₂Cr₂O₇ 4N + H₂SO₄ 10N; Fósforo Remanescente (P-rem); Boro (B) com extração em água quente; Enxofre (S) com extração em fosfato monocálcio em ácido acético e os metais crômio (Cr), cádmio (Cd), chumbo (Pb) e mercúrio (Hg), por espectrometria de absorção atômica após a digestão ácida das amostras (TEIXEIRA et al., 2017).

4.3 Segunda etapa: utilização do lodo como fonte de fósforo

4.3.1 Descrição da área utilizada para o plantio de milho

O experimento foi conduzido em vasos acondicionados em uma casa de vegetação (Figura 4). O local apresentava as características: pé direito 3,5 m de altura, 15 m de comprimento e 7,5 m de largura, resultando numa área de 112,5 m². A estrutura era composta por material metálico com fachadas laterais e frontais apoiadas sobre um rodapé com base de concreto de 0,30 m. O teto era de estrutura metálica arqueada, com cobertura constituída por filme de polietileno transparente com baixa densidade (150 micra de espessura) e tratamento anti-UV. Além disso, o entorno do local não possuía barreiras naturais ou artificiais que interferissem na incidência da luz solar no ambiente.

Figura 4 - Vista geral da casa de vegetação utilizada para a acomodação dos vasos cultivados com milho.



Fonte: Do autor (2019).

4.3.2 Caracterização inicial do solo empregado no cultivo do milho

A caracterização físico-química do solo, coletado na camada 0-20 cm e peneirado em malha de 2 mm, precedeu a instalação do experimento. As amostras foram encaminhadas para análise no Laboratório de Análise de Solo do Departamento de Ciência do Solo da UFLA. Foram avaliados pH em água, KCl e CaCl₂; Relação 1:2,5; P, Na, K, Fe, Zn, Mn e Cu, em espectrometria de absorção atômica, após extração com Mehlich 1; Ca, Mg e Al, em espectrometria de absorção atômica, após extração com KCl - 1 mol L⁻¹; acidez potencial (H + Al), por titulometria após extração com SMP; Soma de Bases Trocáveis (SB); Capacidade de Troca Catiônica Efetiva (CTCt); Capacidade de Troca Catiônica a pH 7,0 (CTCT); Índice de Saturação de Bases (V); Índice de Saturação de Alumínio (m); Matéria orgânica (MO) por oxidação com Na₂Cr₂O₇ 4N + H₂SO₄ 10N; Fósforo Remanescente (P-rem); Boro (B) com extração em água quente; Enxofre (S) com extração em fosfato monocálcio em ácido acético (TEIXEIRA et al., 2017).

O solo empregado no cultivo do milho foi classificado como argiloso (41 dag kg⁻¹ de argila) e apresentou as propriedades químicas descritas no Quadro 1.

Quadro 1 - Características químicas do solo (camada 0-20 cm) empregado no cultivo do milho

pH	K	P	Na	Ca	Mg	Al	H+Al	SB	t	T
4,8	---- mg dm ⁻³ ----			----- cmol _c dm ⁻³ -----						
	12,5	0,58	ND*	0,44	0,16	0,05	2,17	0,63	0,68	2,80
V	m		MO	P _{rem.}	Zn	Fe	Mn	Cu	B	S
----- % -----			dag kg ⁻¹	mg L ⁻¹	----- mg dm ⁻³ -----					
22,57	7,35		0,95	6,8	0,10	47,40	11,4	2,20	0,03	53,12

* Não detectado.

Fonte: Do autor (2019).

4.3.3 Cálculos aplicados para a obtenção das dosagens dos fertilizantes utilizados na correção do solo

A quantidade de calcário foi determinada com o propósito de promover um aumento da porcentagem de cátions que condicionem os valores de CTC em 70% utilizando a Equação 3 (RONQUIM, 2010).

$$NC = CTC (V2-V1) \div PRNT \times p \quad (3)$$

em que:

NC: necessidade de calcário (t ha⁻¹).

T: CTC - Capacidade de troca catiônica (cmol_c dm⁻³).

V2: de saturação em bases desejada (70%, valor utilizado no presente trabalho).

V1: de saturação em bases encontrada pela análise de solo (%).

PRNT: Poder Relativo de Neutralização Total do Calcário (%).

p: fator de profundidade de incorporação do calcário (1 para 0-20 cm ou 1,5 para 0-30 cm, valor utilizado no presente trabalho = 1).

Consideradas as características do solo e, também, a variedade de milho utilizada, seguiram-se as recomendações de adubação para campo sugeridas por Aguiar (2014). Os autores recomendam, para a cultura de milho destinada à produção de grãos, elevar a SB do solo para 70% e incorporar (na semeadura) de 30 a 40 kg ha⁻¹ de N para uma meta de produtividade de 12 a 14 t ha⁻¹. Além disso, para essa mesma meta e teores muito baixos de P

e K no solo, realizou-se a incorporação de 120 kg ha⁻¹ de P₂O₅ (no plantio) e 110 kg ha⁻¹ de K₂O, sendo 50 kg ha⁻¹ de K₂O no plantio e o restante por cobertura junto à primeira aplicação do N.

Para a meta de produtividade pretendida e um solo assumido como de média resposta (solo muito ácido, que será submetido à correção), foi empregada a dosagem de 150 kg ha⁻¹ de N. Assim, a dosagem necessária de N, para a adubação de cobertura, foi aplicada em duas parcelas nos dias 16 e 26 de abril de 2019.

Embora os cálculos iniciais fossem baseados no cultivo em campo, a adubação aplicada nesse experimento seguiu as recomendações de adubação para vasos. Nesses recipientes, em decorrência das maiores perdas de nutrientes, especialmente por lixiviação, as dosagens são normalmente cinco ou mais vezes superiores às dosagens adotadas para o campo, dependendo, nesta circunstância, do tipo de solo e da planta (ROSSI et al., 1994). Dessa forma, foi aplicada uma dosagem cinco vezes maior em relação às dosagens inicialmente calculadas, exceto para as dosagens do calcário.

Para a obtenção das doses de fertilizantes aplicadas, converteu-se a área do vaso em volume, considerando a sua profundidade útil de 0,26 m.

4.3.4 Determinação da capacidade de campo (Cc) dos vasos

Utilizou-se o método da proveta, baseado na determinação da umidade do solo, na capacidade máxima de retenção de água (Cc) e na determinação da umidade do solo no momento da coleta das amostras. Neste contexto, foi observado se havia correspondência entre a umidade do solo coletado com a umidade desejada (FABIAN; OTTONI FILHO, 2000; SILVA; AZEVEDO; DE-POLLI, 2007; ZONTA et al., 2016).

Preencheu-se uma proveta de 100 mL com solo recém-coletado e já peneirado em peneira com malha de 2 mm. O solo foi adicionado na proveta, em três etapas, e, a cada parcela inserida, eram aplicadas batidas moderadas para melhor acomodação do material no recipiente. Cumprido esse estágio, foi acrescentada água destilada deionizada com auxílio de um funil até que a frente de molhamento atingisse, aproximadamente, dois terços do volume da proveta. Logo depois, a proveta foi recoberta com plástico, ficando o recipiente em repouso por 5 h. Passado esse período, constatou-se que a frente de molhamento não tocou o fundo da proveta, o que invalidaria o procedimento (Figura 5).

Figura 5 - Visualização da proveta preenchida com solo na qual foi adicionada água e mantida em repouso por 5 horas.



Fonte: Do autor (2019).

Assim, três porções de solo em alturas diferentes foram retiradas da parte úmida, sendo as amostras pesadas e levadas para a estufa a 105°C por período de 24 h. Da mesma forma, foram feitas a pesagem e secagem (105°C) das amostras coletadas em campo. Por fim, foi determinada a umidade total do solo na Cc e das três amostras oriundas do campo (para umidade total do solo) com auxílio da Equação 4.

$$UT = (Pu - Ps)/Ps \times 100 \quad (4)$$

em que:

UT: umidade total do solo (g de água por g de solo).

Pu: peso do solo úmido (g).

Ps: peso do solo seco: usado tanto para a amostra de solo trazida do campo quanto para a retirada da proveta (g).

Para a determinação da umidade percentual relativa (Ur) das amostras frescas de solo frente à umidade do solo na Cc, foi utilizada a Equação 5.

$$UR = (Ua/Uc) \times 100 \quad (5)$$

em que:

UR: umidade relativa do solo fresco quanto à Cc (%).

Ua: umidade do solo amostrado (g de água por g de solo).

Uc: umidade do solo na Cc (g de água por g de solo).

5 Tratamentos e delineamento experimental

O experimento foi conduzido em ambiente protegido, sendo as sementes do milho semeadas em vasos com volume útil de 11,8 L e 13 kg de massa seca (Figura 6). A variedade de milho empregada no cultivo foi o AL Bandeirante (*Zea mays*). O delineamento experimental foi composto por ensaios com três tratamentos distintos do solo (F1, F2 e F3) com quatro repetições cada (R1, R2, R3 e R4), perfazendo o esquema fatorial 3 x 4. Os tratamentos do solo seguiram as configurações:

- F1: adubação convencional composta por NPK.
- F2: adubação híbrida composta por N e K e 50% de P e 50% proveniente do lodo de ETA.
- F3: adubação híbrida composta por NK e 100% de P proveniente do lodo de ETA.

O lodo empregado nos tratamentos híbridos (F2 e F3) foi o material resultante dos testes (R1, R2 e R3) realizados na primeira fase do projeto. Assim, com exceção do P (P_2O_5) comercial não utilizado no tratamento F3, empregaram-se os seguintes fertilizantes nos demais tratamentos: sulfato de amônio $(NH_4)_2SO_4$ como fonte de N (21% de N); superfosfato simples como fonte de P (18% de P_2O_5) e cloreto de potássio como fonte de K (58% de K_2O).

A correção da acidez do solo foi feita com calcário dolomítico B com PRNT de 85%; conforme o fabricante. Os teores dos insumos utilizados, para o tratamento do solo, estão em conformidade com os valores mínimos estabelecidos pela Instrução Normativa nº 39 de 2018, publicada pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento-MAPA (BRASIL, 2018).

Figura 6 - Vista geral dos vasos com o solo preparado para receber as sementes de milho.



Fonte: Do autor (2019).

O experimento foi conduzido, no ano agrícola 2018/19, compreendendo o período de março de 2019 a maio de 2019. A variedade de milho Al Bandeirante (*Zea mays*), utilizada no presente estudo, tem um ciclo de aproximadamente 130 a 140 dias, florescendo quase 63 dias após a semeadura.

O plantio da cultura foi realizado, em 27 de março de 2019, dezessete dias após a correção da acidez do solo. A correção da acidez foi feita com a aplicação de 10 g de calcário por vaso, sendo realizadas (24 h antes do plantio) três análises do pH do solo em água que resultaram no valor médio de 6,88. Foram semeadas quatro sementes por vaso. As sementes foram introduzidas no solo, a uma profundidade de 5 cm, resguardando-se uma distância entre sementes de 3 cm.

A incorporação dos fertilizantes e do lodo no solo foi realizada imediatamente antes de as sementes serem plantadas. Para os cálculos, seguiram-se, inicialmente, as recomendações de adubação em campo, descritas por Aguiar (2014), no entanto as doses aplicadas respeitaram as orientações de adubação para vasos sugeridas por Rossi et al. (1994).

Neste caso, foram incorporados nos três tratamentos: 2,8 g de Cloreto de Potássio (K_2O) e 6 g de Sulfato de Amônio (N) na semeadura. Além desses últimos, foram adicionados 20g de Superfosfato Simples (P_2O_5) no tratamento F1. No tratamento F2, foram incorporados 10 g de Superfosfato Simples (P_2O_5). O restante do P_2O_5 utilizado nesse tratamento foi obtido da conversão do P disponível no lodo, que resultou na adição de 444 g (50%) do resíduo. Por fim, no tratamento F3, foram incorporados 888 g (100%) de lodo como fonte substitutiva ao P_2O_5 .

Em 9 de abril de 2019, treze dias após o plantio, ocorreu a máxima resposta de germinação das sementes. Nessa mesma data, foi realizado o desbaste das plantas, mantendo-se apenas uma planta por vaso, sendo priorizada a planta com melhor aspecto visual.

Transcorridos 7 e 17 dias, após a emergência (16 e 26 de abril/2019), foram realizadas a primeira e a segunda adubação de cobertura com sulfato de amônio (N). Assim, foram adicionados 11,5 g de sulfato de amônio (por vaso), em cada adubação, perfazendo um total de 21 g empregados na adubação de cobertura. Além disso, junto à primeira adubação de cobertura (7 dias após a máxima germinação), foram introduzidos 2,8 g de K restantes da dose total inicialmente calculada, que foi de: 5,6 g.

5.1 Monitoramento e suprimento da demanda transpirativa da cultura

A água utilizada, para o suprimento da demanda transpirativa da cultura, foi adicionada de maneira uniforme com o auxílio de um regador. Além disso, foi utilizada uma proveta graduada para o controle das lâminas aplicadas em cada rega. Foram adotados dois turnos de rega fixos, conforme sugerido por Andrade et al. (2006), com intervalos de 6 e 5 dias, respectivamente. Foi adicionada a cada rega uma lâmina d'água que reestabelecesse a umidade do solo a 80% da Cc. O turno de rega de 5 dias foi praticado, a partir do dia 3 de maio, ou seja, 24 dias após a emergência.

O monitoramento do conteúdo de água no solo foi feito, por meio da técnica de lisimetria de pesagem, conforme a metodologia aplicada por Boeira (2018) e Pizani et al. (2015). O controle do armazenamento de água no solo e a reposição da lâmina foram realizados a cada pesagem individualmente para cada vaso. As lâminas de água adicionadas foram proporcionais ao consumo hídrico da cultura, em função da diferença de massa de cada vaso com a planta, empregando-se a Equação 6. Foi considerada a massa específica da água igual a $1,0 \text{ g cm}^{-3}$.

$$M\theta = (M\theta_{cc} - M\theta_a) \quad (6)$$

em que:

$M\theta$: Massa de água a ser adicionada no vaso (kg).

$M\theta_{cc}$: Massa do vaso e da cultura com o solo a 80% da Cc.

$M\theta_a$: Massa atual do vaso e da cultura com o solo fora do limite predefinido para a Cc.

Dessa forma, decorrido o intervalo entre duas regas consecutivas, realizava-se a pesagem dos vasos. Ao fim do processo, restituída a lâmina d'água consumida por evapotranspiração de forma que fosse reestabelecida a umidade do solo a 80% da Cc (Figura 7).

Figura 7 - Pesagem dos vasos e reposição da lâmina d'água consumida por evapotranspiração.



Fonte: Do autor (2019).

5.2 Diagnóstico foliar e caracterização do solo pós-colheita

Em 27 de maio de 2019, sessenta dias após o plantio e antes do estágio de pendramento da cultura, as folhas da parte aérea da planta foram coletadas e encaminhadas, imediatamente, após o procedimento para o Laboratório de Análise Foliar do Departamento de Química da UFLA. Antes que as folhas fossem coletadas, verificou-se o diâmetro dos colmos (a 0,20 m do solo), a altura das plantas e o comprimento de um par de folhas das plantas sobreviventes. As amostras foram submetidas à diagnose foliar, para a determinação do teor de macro e micronutrientes, na parte aérea da planta, utilizando-se como amostra o terço médio de quatro folhas da cultura. Além da determinação do teor foliar de macro e micronutrientes, foi avaliado o teor foliar de metais pesados, nos tecidos da cultura, nos tratamentos, que receberam o lodo (F2 e F3). Os macro (N, P, K, Ca, Mg e S) e micronutrientes (B, Cu, Mn, Zn e Fe) e os metais (Cd, Cr e Pb) foram determinados, nas

amostras da matéria seca foliar, por espectrometria de absorção atômica, após a digestão ácida das amostras (TEIXEIRA et al., 2017).

Cumpridos esses procedimentos, foi realizada a amostragem do solo, na camada 0-10, cm em todas as parcelas de cada tratamento, perfazendo os solos característicos do tratamento F1, F2 e F3. Essas amostras foram encaminhadas para o Laboratório de Análise de Solo do Departamento de Ciência do Solo da UFLA, para a análise pH em água, KCl e CaCl₂: Relação 1:2,5; P, Na, K, Fe, Zn, Mn e Cu, em espectrometria de absorção atômica, após extração com Mehlich 1; Ca, Mg e Al, em espectrometria de absorção atômica, após extração com KCl - 1 mol L⁻¹; acidez potencial (H + Al), por titulometria após extração com SMP; Soma de Bases Trocáveis (SB); Capacidade de Troca Catiônica Efetiva (CTCt); Capacidade de Troca Catiônica a pH 7,0 (CTCT); Índice de Saturação de Bases (V); Índice de Saturação de Alumínio (m); Matéria orgânica (MO) por oxidação com Na₂Cr₂O₇ 4N + H₂SO₄ 10N; Fósforo Remanescente (P-rem); Boro (B) com extração em água quente; Enxofre (S) com extração em fosfato monocálcio em ácido acético (TEIXEIRA et al., 2017).

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Resultados da primeira etapa

6.1.1 Caracterização do lodo de ETA

A caracterização físico-química do lodo resultante das operações de tratamento de água da UFLA está descrita na Tabela 6. Os resultados expostos na Tabela revelam os valores referentes ao lodo proveniente da lavagem do decantador, que ocorre geralmente a cada 15 dias e submetido ao processo de adensamento por gravidade.

Tabela 6 - Caracterização físico-química do lodo resultante da lavagem do decantador da ETA/ UFLA após o processo de adensamento.

Variável	Concentração média
pH	6,9
PT (mg L ⁻¹)	0,24
NTK (mg L ⁻¹)	17,8
ST (mg L ⁻¹)	1.403
SFT (mg L ⁻¹)	918
SVT (mg L ⁻¹)	485
SDT (mg L ⁻¹)	107
SST (mg L ⁻¹)	1.297
Ferro Total (mg L ⁻¹)	3,2

Fonte: Do autor (2019).

Observa-se que os resultados, apresentados na Tabela 6, divergem dos resultados encontrados por Rodrigues (2015), que caracterizou os resíduos da mesma unidade de tratamento. Nesse sentido, é interessante 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. Essas alterações, em geral, ocorrem em 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, a aplicação de maiores quantidades de produtos químicos para o tratamento (RODRIGUES, 2012). Além dessas variáveis, outros fatores relacionados à coleta do resíduo contribuem para a obtenção de resultados diferentes.

De acordo com a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01/2008 (MINAS GERAIS, 2008), verifica-se, também, que as concentrações de PT, identificadas na análise, superaram os limites de concentração estabelecidos para os padrões “físico-químicos” de qualidade da água nas classes: 1, 2 e 3 para ambientes lênticos, lóticos e intermediários.

Desde que não seja alterada classe, na qual a água bruta esteja enquadrada e a operação seja viável economicamente, então, uma hipótese que poderia ser estudada, em pesquisas futuras, seria o redirecionamento da água resultante das lavagens (decantador e filtros) para um único tanque de adensamento. Assim, o objetivo seria recircular a água resultante dos processos de lavagem, para a etapa inicial do tratamento, reaproveitando boa parte dos resíduos gerados nos processos de potabilização (OLIVEIRA; BARCELO; COLARES, 2012).

6.1.2 Resultados obtidos de vazão, TDH e massas do material de enchimento do filtro

Considerando as perdas de cargas, as vazões médias ($Q_{\text{méd.}}$) afluyente e efluente, resultantes dos três testes (R1, R2 e R3), foram, respectivamente, 85 mL min^{-1} e 46 mL min^{-1} , representando $5,1 \text{ L h}^{-1}$ e $2,76 \text{ L h}^{-1}$. Empregando a vazão efluente para os cálculos, observou-se que o TDH foi de 2,8 h. Nos três testes realizados, a massa inicial da areia (M_u : massa do material inserido no filtro antes da partida no sistema) “não sofreu variações”, sendo esta de: 3,05 kg. Ao contrário, a massa úmida inicial do lodo (M_u), em comparação à massa úmida do material retirado do filtro, sofreu variações nas escalas: 3,28 kg (R1), 3,10 kg (R2) e 3,10 kg (R3).

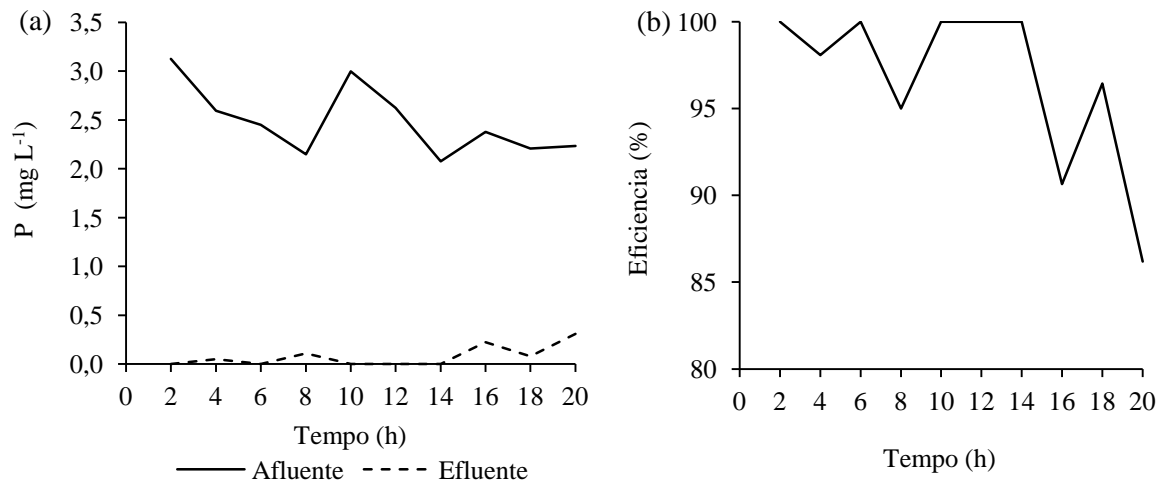
As massas secas (M_s) do resíduo (estufa a 105°C) verificadas, após os testes R1, R2 e R3, apresentaram-se, respectivamente, nesta ordem: 2,520 kg, 2,550 kg e 2,550 kg. A massa final da areia (seca ao sol por 72 horas) não sofreu variações significativas, sendo essas variações acrescidas em, no máximo, 80 g por teste. Esse acréscimo ocorreu em virtude de a mobilidade do lodo para as camadas de areia.

Acerca das diferenças da M_u do lodo, antes da partida no sistema e após a retirada desse material do filtro, é preciso considerar que ocorreram perdas por arraste, assim como as perdas por mobilidade do resíduo, para as camadas de areia, conforme descrito anteriormente. Desta forma, é possível constatar que os resultados da M_s do resíduo podem estar subestimados, em razão dessas diferenças.

6.1.3 Comportamento do lodo de ETA quanto à sorção do fósforo presente no efluente tratado

A remoção do PT ocorreu, em todos os testes, sendo importante observar que, no teste R1, essa remoção foi total em 50% das amostras e parcial nas demais (96%; 88%; 77%; 87% e 79%). Já nos testes R2 e R3, a remoção foi total em todas as amostras. Em vista disso, é preciso considerar que, além das interações do P com os sais de Fe utilizados, no processo de potabilização, ocorre também a interação do nutriente com os minerais do solo (argila) que abrange a bacia de captação, o que contribui ao processo de adsorção. As concentrações médias de P afluente e efluente do filtro, bem como as eficiências médias de remoção de P por sorção no filtro com lodo de ETA, estão apresentadas na Figura 8.

Figura 8 - Variação dos valores médios de P afluente e efluente do filtro com lodo de ETA nos três ensaios (a) e eficiência média de remoção de fósforo pelo lodo de ETA nos três ensaios realizados (b).



Fonte: Do autor (2019).

Em termos gerais, consideradas as remoções total e parcial, a eficiência do resíduo foi de 100% no que se refere à capacidade de adsorção. A partir dos valores médios observados nos três testes, constatou-se uma eficiência de 96% quanto à remoção total do P pelo lodo (Figura 8b). Em relação ao pH, os valores efluentes (saída) foram todos menores que o pH da entrada (afluente) em 100 % das amostras. No entanto não ocorreram alterações significativas no parâmetro. Os valores médios do pH de entrada e saída do líquido foram: 7,5 e 7,62, respectivamente. Assim, é possível concluir que a forma de P predominante, no efluente final da ETE/UFLA, é o HPO_4^{2-} (hidrogenofosfato).

Em pesquisa semelhante, 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 sorção do P presente nessas soluções. Nesse caso, verificou-se uma remoção média de 80% do PT presente na solução. Além disso, observou-se que o material atingiu maiores remoções em amostras com concentrações de até 150 mg L^{-1} de P. Destaca-se, então, a boa eficiência do lodo da ETA, operando no filtro e com esgoto doméstico, que apresenta competição entre os sais presentes e que poderia reduzir a eficiência de remoção.

Nessa mesma ótica, em ensaios realizados em jarros, Galarneau e Gehr (1996) avaliaram a capacidade de adsorção de P solúvel pelo lodo composto por alumínio (hidróxido de alumínio). Além de comprovar a remoção do P, os autores conseguiram esclarecer, também, que o processo não é dependente do pH, mas existe uma relação direta com a quantidade de alumínio em solução. Além disso, os autores revelaram a importância da idade do lodo, visto que foi constatada a diminuição na capacidade de adsorção do material em razão do tempo de estocagem. Sendo assim, o tempo de estocagem faz com que os sólidos percam os sítios capazes de adsorver o P, por ocorrer transformação de precipitados amorfos frescos para sólidos cristalinos (ASADA, 2007).

Chao, Yabroudi e Morita (2011), ao avaliarem o potencial de adsorção do lodo in natura de uma estação de tratamento de água, que empregava sais de alumínio como coagulante, observaram uma remoção superior a 90% (com doses de lodo de 131 mg L^{-1}) do PT presente em efluentes originários de lagoas de estabilização. Huang e Chiswell (2000), com o objetivo de estudar a adsorção do fosfato, presente no lodo de esgoto e a variação de espécies de nitrogênio, em águas residuárias, associada à remoção de fosfato, utilizaram lodo resultante de águas tratadas com sulfato de alumínio em um sistema de fluxo contínuo de pequena escala que permitia a reciclagem de efluentes. Os autores concluíram que a remoção inicial de fosfato foi rápida e, com os teores do elemento sendo reduzidos em, aproximadamente, 55% nos primeiros 20 minutos do experimento.

Diante do observado, pode-se constatar que os testes realizados, na presente pesquisa, corroboraram com os resultados encontrados por vários pesquisadores cujo objetivo, em seus trabalhos, foi avaliar a remoção do P presente em águas residuárias, a partir do lodo de ETA.

Além disso, o lodo à base de ferro mostrou-se bastante eficiente no que se refere ao potencial de adsorção do P. Embora os diferentes processos de tratamento unitário, incluindo diferentes qualidades de água bruta, contribuam, para diferentes resultados, algumas literaturas indicam que os resíduos à base de ferro têm maior eficiência na adsorção de P em

comparação à capacidade de sorção de resíduos à base de alumínio (GIBBONS et al., 2009; GIBBONS; GAGNON, 2011; KRISHNA; ARYAL; JANSEN, 2016).

6.1.4 Caracterização e avaliação do potencial agrícola do lodo empregado na sorção do fósforo

As características do lodo de ETA, após ser submetido à sorção de P, estão apresentadas no Quadro 2.

Quadro 2 - Características químicas do lodo de ETA empregado na sorção do P presente no efluente tratado da UFLA.

pH	K	P	Na	Ca	Mg	Al	H+Al	SB	t	T
5,7	----- mg dm ⁻³ -----			----- cmol _c dm ⁻³ -----						
	127,89	1,61	ND*	9,24	0,66	0,12	2,05	10,23	10,35	12,28
V	m		MO	P _{rem.}	Zn	Fe	Mn	Cu	B	S
----- % -----			dag kg ⁻¹	mg L	----- mg dm ⁻³ -----					
83,29	1,16		5,99	5,70	2,73	4.521,7	563,6	8,75	0,30	12,12

* Não detectado.

Fonte: Do autor (2019).

Além das variáveis descritas no Quadro 2, foi analisada a presença de metais pesados no resíduo. Os elementos identificados no lodo foram: Cr = 5,5 mg kg⁻¹; Cd = 1,41 mg kg⁻¹; Pb = 7,76 mg kg⁻¹ e Hg = 0,28 µg kg⁻¹.

Os metais pesados são elementos químicos altamente tóxicos, que podem acarretar várias consequências ao ambiente e à saúde humana. Aguiar, Novaes e Guarino (2002) afirmam que, mesmo em concentrações reduzidas, os cátions de metais pesados não se assimilam o ciclo metabólico dos organismos vivos, sendo neles armazenados. Em consequência, a concentração dessas substâncias é consideravelmente ampliada, nos tecidos dos seres vivos, que integram a cadeia alimentar do ecossistema. Os dois principais mecanismos de ação dos metais pesados, no ser vivo, são formação de complexos com os grupos funcionais das enzimas e a combinação com as membranas celulares.

Embora os metais pesados apresentem riscos ao sistema solo-planta e, sobretudo, à saúde humana, é preciso considerar os mecanismos de sorção, verificados entre os metais,

partículas argilominerais e a matéria orgânica. Em decorrência das forças de atração entre os metais e esses componentes do meio, os metais podem ficar aderidos na fração do solo, ser absorvidos pela planta ou ser lixiviados para o meio aquoso (OLIVEIRA et al., 2014). Assim, num primeiro momento, não se pode descartar a possibilidade de reaproveitamento do lodo como biofertilizante agrícola.

Nessa situação, é preciso que sejam observados os parâmetros do resíduo de forma genérica e que se considere a complexidade dos mecanismos de sorção existentes entre os componentes do solo. Além do mais, é importante frisar que os teores de metais encontrados no resíduo não superaram os valores de referência de qualidade do solo determinados pela Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH nº 02, de 8 de setembro de 2010, do estado de MG (MINAS GERAIS, 2010a). Observa-se, ainda, que as concentrações de metais foram inferiores aos valores de referência para lodo de esgoto e derivados com vista à aplicação no solo (BRASIL, 2006).

Efetuada essas considerações, porém, nesse mesmo contexto, o elevado teor de óxido de Fe constatado no lodo deve-se, principalmente, ao uso do cloreto de férrico (FeCl_3) como elemento coagulante no tratamento da água da UFLA. No solo, tanto o Fe quanto o Mn podem ser tóxicos às plantas em condições de baixo pH (4,5-5,0). Teixeira, Melo e Silva (2007) aplicaram 200 mg kg^{-1} de lodo de ETA, em solo cultivado e verificaram elevada concentração residual de Fe no solo (cerca de 3.300 mg kg^{-1} de Fe, valor calculado), entretanto não houve sinais de toxicidade às gramíneas cultivadas.

Quanto ao Fe, na prática, dificilmente é observada a toxidez provocada por esse elemento, exceto em solos mal drenados (áreas alagadas). Na planta de milho, a toxidez por Fe é caracterizada por sintomas como: clorose lateral e retilínea nas bordas das folhas mais velhas, com aparecimento posterior de manchas necróticas irregulares. Em relação ao Mn, presente em abundância, em razão das características do solo originário da bacia de captação, vários fatores podem contribuir para que as plantas apresentem níveis excessivos desse elemento. Os solos ácidos, com baixa drenagem ou compactados, induzem à maior disponibilidade de Mn. Além disso, fatores como a falta de calagem ou excesso de gessagem contribuem para a maior disponibilidade desse mineral no solo. Na cultura de milho, os níveis de $0,4 \text{ g kg}^{-1}$ de Mn na planta são considerados tóxicos (BAHIA FILHO et al., 1983; FAQUIN, 2005; LIMA FILHO, 2016).

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 e, também, à forma de avaliação do elemento químico. A análise foi realizada, após a extração ácida com Mehlich 1,

o que pode não ter quebrado as ligações entre o Fe e o P adsorvido. Esse extrator sofre diversas críticas em razão de subestimar as quantidades de P extraídas em solos argilosos (SANTOS et al., 2015).

Nesse contexto, à exceção dos baixos teores de P e altos teores de Fe e Mn encontrados no resíduo, é possível constatar que o lodo dispõe de macro e micronutrientes com teores significativos e indispensáveis à cultura de milho, como é caso do K, Cu e Zn. Além disso, outras características importantes apresentadas na análise, no que diz respeito à fertilidade do solo, não devem ser desprezadas, pois elas podem, num primeiro momento, colaborar para a ampliação da fertilidade do solo e aumento de produtividade (DUBE et al., 2018).

6.2 Resultados da segunda etapa

6.2.1 Influência do lodo nos atributos químicos do solo empregado no cultivo do milho

Na Tabela 7, estão apresentados os atributos do solo, antes e após o desenvolvimento da cultura do milho, submetido a diferentes fontes de nutrientes.

Tabela 7 - Caracterização do solo antes e após o cultivo do milho submetido a diferentes fontes de nutrientes.

Atributos	Solo inicial	F1	F2	F3
pH	4,8 ⁺ – 6,88*	5,8	5,4	6,4
MO (dag kg ⁻¹)	0,95	0,80	1,17	1,73
K (mg dm ⁻³)	12,5	477,86	358,06	426,90
P (mg dm ⁻³)	0,58	105,08	26,32	1,97
P _{rem} (mg L ⁻¹)	6,80	27,56	17,62	8,32
Ca (cmol _c dm ⁻³)	0,44	7,35	4,76	3,36
Mg (cmol _c dm ⁻³)	0,16	0,47	0,62	0,56
Al (cmol _c dm ⁻³)	0,05	0,13	0,18	0,09
H+Al (cmol _c dm ⁻³)	2,17	2,03	2,40	1,57
SB (cmol _c dm ⁻³)	0,63	9,05	6,30	5,01
t (cmol _c dm ⁻³)	0,68	9,18	6,48	5,10
T (cmol _c dm ⁻³)	2,80	11,08	8,70	6,58
V (%)	22,57	81,64	72,39	76,21
m (%)	7,35	1,42	2,78	1,76

⁺ Valor do pH do solo antes do processo de calagem. *Valor do pH após a calagem.

Fonte: Do autor (2019).

O emprego do lodo, nos tratamentos F2 e F3, aumentou o teor de matéria orgânica do solo utilizado no cultivo de forma linear (Tabela 7). As substâncias orgânicas, pelo efeito residual no solo, têm maior influência nos atributos de fertilidade do solo referentes à adubação mineral. Quanto aos atributos químicos, a adição de materiais orgânicos aumenta a CTC do solo, aumenta o fornecimento de nutrientes aos vegetais, sobretudo, em relação ao P (LOPES, 1998). No presente trabalho, apesar de o incremento da matéria orgânica, fornecido pelo lodo em F2 e F3, não se verificou, ao final do experimento aumento da CTC, nestes tratamentos, nem mesmo a maior disponibilidade de P (Tabela 7). Provavelmente, em função de suas ligações químicas com o Fe presente no lodo da ETA.

Além disso, a adição de materiais orgânicos no solo intensifica o poder tampão do meio, o que ocorreu, em pequena intensidade, no presente trabalho, principalmente, em F3 (Tabela 7). Tal fato que tem implicações práticas nas doses de corretivos necessários para neutralizar a acidez do solo (HIGASHIKAWA; MENEZES JÚNIOR, 2017; LACERDA, SILVA, 2014; TIRITAN et al., 2010).

A redução do pH do solo, após o processo de calagem e cultivo do milho por 48 dias, pode ser explicada pelo aumento das concentrações de Al e pela incorporação do sulfato de amônio no processo de adubação. Em relação ao Al, não foram observados aumentos de concentração que comprometessem a fertilidade do solo nos três tratamentos (Tabela 7). O Al, assim como o N, age como um elemento acidificante, ativando o H^+ presente no solo. Em relação aos fertilizantes nitrogenados, quando o processo de nitrificação converte o íon amônio a nitrato, íons hidrogênio são liberados, provocando acidez no solo (RONQUIM, 2010).

O solo que recebeu a maior dosagem de lodo (tratamento F3) apresentou a maior resistência às variações do pH do meio (Tabela 7). A influência positiva do lodo sobre o pH do solo corrigido não era esperada tendo em vista que o resíduo apresentou caráter levemente ácido (5,7). Assim, a elevação do pH pode ter ocorrido, em função da presença de cátions alcalinos (Ca e Mg) e que, em maiores concentrações, podem ter substituído o Al nos sítios de troca do solo. Tal como verificado por Garcia et al. (2008) que, ao aplicarem água residuária do café (ARC) no solo, observaram elevação linear nos valores do pH à medida que aumentaram as doses de ARC, pelo incremento de bases trocáveis, tendo em vista que a água residuária do café possui acidez elevada e valores de pH que variam de 3 a 4.

Quanto ao P disponível e remanescente, houve um aumento significativo, quando comparado ao solo do tratamento F3 com o solo inicialmente empregado no cultivo do milho (Tabela 7). Os teores de P disponível e remanescente demonstrados no solo inicialmente

empregado foram elevados de $0,58 \text{ mg dm}^{-3}$ e $6,8 \text{ mg L}^{-1}$ para $1,97 \text{ mg dm}^{-3}$ e $8,32 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente. Esse aumento pode ter ocorrido em razão da calagem combinada com teor de MO presente no lodo. A calagem proporciona inúmeros benefícios ao solo, como elevação do pH, a neutralização do Al e Mn tóxicos, aumento dos teores de Ca e Mg, aumento da atividade dos microorganismos e o aumento da disponibilidade de P e MO. Além da calagem, as cargas negativas da MO, provenientes da dissociação de íons H^+ de radicais carboxílicos e fenólicos, são bastante efetivas em solos com valores elevados de pH. A incorporação de MO no solo provoca uma exposição de cargas negativas no meio que repelem os fosfatos, aumentando a concentração de P na solução (RONQUIM, 2010). Isso indica que, em um primeiro momento, a aplicação do resíduo de ETA, abundante em substâncias orgânicas em comparação ao solo inicial, contribuiu para o aumento do potencial nutricional do solo, melhorando os atributos de fertilidade do meio.

6.2.2 Efeitos da incorporação do lodo quanto ao aporte de metais pesados

Além das concentrações foliares de macro e micronutrientes, foram analisadas as concentrações foliares de metais pesados nas plantas pertencentes aos tratamentos que receberam o lodo como biofertilizante (F2 e F3). Os elementos analisados e as concentrações foliares verificadas podem ser observados na Tabela 8.

Tabela 8 - Concentração foliar de metais nas plantas dos tratamentos que receberam lodo como biofertilizante.

Tratamento	Cd	Cr	Pb
	----- mg kg ⁻¹ -----		
F2R3	ND	ND	11,94
F3R2	ND	ND	8,74

ND = Não detectado

Fonte: Do autor (2019).

Dentre os metais presentes no lodo, o Pb apresentou, teoricamente, limites fitotóxicos. Os demais elementos presentes no resíduo não foram absorvidos pelas plantas. As concentrações foliares de Pb, constatadas nos tratamentos F2 e F3, foram, respectivamente, $11,94 \text{ mg kg}^{-1}$ e $8,74 \text{ mg kg}^{-1}$. A presença de Pb no resíduo deve-se, eventualmente, à composição mineralógica do solo que abriga a bacia de captação de água utilizada no processo de potabilização ETA/UFLA ou em razão da presença do metal no efluente de esgoto aderido às substâncias orgânicas do resíduo. Observa-se que o aumento da dose de lodo de ETA

reduziu os teores do Pb na planta, possivelmente, associado à complexação do metal pela matéria orgânica do lodo (JUNIO et al., 2011).

De acordo com Merlino et al. (2010), para que os metais existentes no solo sejam absorvidos e acumulados nas plantas, estes devem estar em formas fitodisponíveis. Essa disponibilidade depende de várias características do solo, como pH, CTC, teor de matéria orgânica, teor de óxidos e hidróxidos de Fe, Al e Mn, atividade biológica, entre outras. No caso do Pb, além das características do solo, a localização do metal é um fator importante, visto que o Pb tende a se acumular nas camadas superficiais do solo (camada 2 a 5 cm) pela ocorrência de substâncias orgânicas.

Nos organismos vivos, metais como o Pb passam por processos como a biomagnificação. Assim sendo, ocorre o fenômeno da amplificação biológica, quando o metal percorre pela cadeia alimentar dos organismos vivos. Ao percorrer pela cadeia alimentar, o metal passa a integrar o ciclo metabólico dos organismos, sendo neles armazenados. Em consequência, os efeitos de toxicidade provocados pela presença do metal são extraordinariamente ampliados nos tecidos dos seres vivos ao longo da cadeia (SOUZA; KONRAD; GONÇALVES JUNIOR, 2016). Para Kabata-Pendias e Pendias (2001), o teor de Pb, considerado fitotóxico para a cultura de milho, é de 56 mg kg^{-1} .

Neste contexto, é importante reiterar que, no Brasil, não há uma legislação específica que pautar sobre a fitotoxicidade foliar de culturas como o milho, existindo apenas a legislação que trata sobre os limites máximos de concentração permitidos referentes à parte comestível da planta. A Resolução - RDC nº 42, de 29 de agosto de 2013, publicada pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária – ANVISA, determina o limite máximo de $0,10 \text{ mg kg}^{-1}$ para as hortaliças e frutos distintos da família *Cucurbitaceae* (BRASIL, 2013).

Neste cenário, ressalta-se que há uma predisposição, no que se refere ao acúmulo dos metais pesados nos vegetais que se apresentam na seguinte ordem decrescente: raízes>folhas>flores>sementes. Esse comportamento, em princípio, não invalida a hipótese de reaproveitamento do lodo, para fins agrícolas, sendo que os frutos, em relação às partes vegetativas das plantas, acumulam menores quantidades de metais pesados. Assim sendo, o uso do lodo seria mais adequado nos casos em que são colhidos os frutos, sendo razoável, em um primeiro momento, não se utilizar as demais partes vegetativas da planta na alimentação animal (BETTIOL; CAMARGO, 2006; RANGEL et al., 2006; SEREGIN; IVANOV, 2001; SHARMA; DUBEY, 2005).

6.2.3 Germinação das sementes do milho, desenvolvimento da planta e dados fisiológicos observados

Do total de 48 sementes plantadas, somente, 39 germinaram, resultando em uma taxa de germinação de 81%. No geral, germinaram 15, 13 e 11 sementes, nos tratamentos F1, F2 e F3, respectivamente (Figura 9).

Figura 9 - Variação de resposta à germinação de sementes da cultura de milho.



Fonte: Do autor (2019).

Os principais os fatores de interferência na germinação de sementes do milho são o estresse hídrico e a temperatura (SBRUSSI; ZUCARELI, 2014). Esses dois fatores, provavelmente, não contribuíram para a resposta de germinação observada no presente estudo. No entanto Tavares et al. (2013) afirmam que o excesso de fertilizante aplicado próximo à semente ou plântula pode reduzir a germinação e ou causar danos às raízes em razão das altas concentrações salinas. Nesta circunstância, esse fator pode ter contribuído, para a obtenção da menor taxa de germinação, no presente trabalho.

De modo geral, todas as plantas do tratamento F1 sobreviveram, enquanto, nos tratamentos F2 e F3, restaram, respectivamente, três e duas plantas sobreviventes. Os tratamentos que apresentaram o melhor e o mais uniforme desenvolvimento de plantas foram os tratamentos F1 e F2, respectivamente. A maioria das plantas desses últimos tratamentos atingiu o estágio de desenvolvimento de V12 (doze folhas). O tratamento F1 apresentou quatro plantas nesse estágio de desenvolvimento, enquanto o tratamento F2 apresentou duas

plantas no estágio V12 (doze folhas) e uma planta no estágio de V10 (dez folhas). As duas plantas sobreviventes do tratamento F3 atingiram o estágio de desenvolvimento de V8 (oito folhas). O desenvolvimento das plantas pertencentes a cada tratamento pode ser observado na Figura 10.

Figura 10 - Desenvolvimento das plantas de milho ao receber diferentes fontes de fósforo.



Fonte: Do autor (2019).

A planta de milho no estágio V12 (doze folhas) atinge, aproximadamente, 90% da área foliar, iniciando-se, nessa fase, o desenvolvimento das raízes adventícias (“esporões”). É possível observar, também, a perda de duas a quatro folhas basais nessa etapa, sendo definido, além do número de óvulos em cada espiga, o tamanho da espiga (MAGALHÃES; DURÃES, 2006). Estádios de desenvolvimento V10 e V8 são caracterizados pela necessidade de acumulação de nutrientes pela planta. Assim, pode ser entendido que a adubação fosfatada fornecida pelo lodo da ETA não foi suficiente para o desenvolvimento satisfatório da planta.

Os dados fisiológicos das plantas de cada tratamento, como altura, comprimento de duas folhas e o diâmetro do colmo (0,20 m do solo), avaliados 48 dias após a emergência completa da cultura, podem ser observados na Tabela 9.

Tabela 9 - Dados fisiológicos de cada planta referentes à altura das plantas, comprimento de duas folhas e diâmetro do colmo (0,20 m do solo), avaliados 48 dias após a emergência completa da cultura.

Tratamentos	Diâmetro do colmo	Altura da Planta	Compt. das folhas
	----- cm -----		
F1(R1)	6,80	93	78-82
F1(R2)	6,80	79	88-84
F1(R3)	8,00	79	75-81
F1(R4)	7,30	94	84-93
Média	7,2	86	81-85
F2(R1)	6,8	88	67-64
F2(R2)	5,6	118	86-83
F2(R3)	4,8	60	63-71
Média	6,1	88	74-76
F3(R1)	3,5	41	46-51
F3(R2)	3,6	43	47-49
Média	4,5	58	58-62

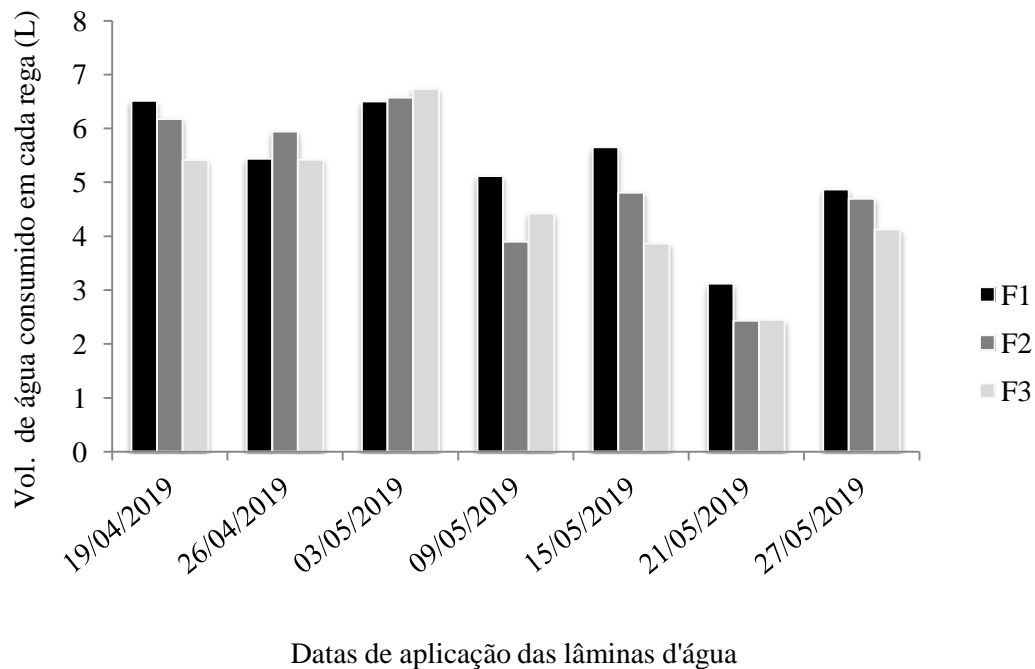
Fonte: Do autor (2019).

As plantas adubadas convencionalmente (F1) apresentaram, em média, folhas mais longas e colmos com maior diâmetro em relação aos tratamentos F2 e F3, entretanto a planta apresentou altura semelhante ao tratamento F2. Tal fato pode ser explicado pela menor disponibilidade de fósforo que, ligado fortemente ao lodo, não estava disponível à planta (SANTOS et al., 2015). Além disso, pode ter havido toxicidade à planta, em razão da presença de metais e, em maior quantidade, de Fe (TEIXEIRA; MELO; SILVA, 2007).

6.2.4 Demanda evapotranspirativa da cultura

O volume de água consumido pela cultura de milho e a distribuição dos turnos de rega podem ser observados na Figura 11.

Figura 11 - Volume de água consumido pela cultura e a distribuição dos turnos de rega.



Fonte: Do autor (2019).

Embora a pesquisa tenha sido conduzida em ambiente controlado e a cultura não tenha demonstrado características visuais de déficit hídrico, assinala-se que o milho é bastante sensível à disponibilidade hídrica, sobretudo, em algumas fases, como germinação, floração e enchimento de grãos. O déficit hídrico, atrelado ao cultivo em vasos, ocorre em decorrência da redução do espaço disponível ao sistema radicular da planta, assim como o espaço disponível à água, adquirindo o controle da “irrigação” muita importância, neste cenário, pois a planta torna-se mais susceptível aos déficits e excessos hídricos. No campo, a deficiência hídrica no solo afeta boa parte dos processos fisiológicos da planta. Assim sendo, em regiões em que as condições climáticas são desfavoráveis e o acesso à água é difícil, o uso de irrigação suplementar pode mitigar eventuais efeitos deletérios à cultura (GIRARDI, 2016; PAIXÃO et al., 2016).

É possível observar, na Figura 11, certa estabilidade na demanda evapotranspirativa, nas plantas de todos os tratamentos até o dia 03/05/2019, no entanto, a partir dessa data uma

parcela (planta) do tratamento F2, começa a perder turgescência, depois de ser submetida à adubação de cobertura. Em 9/5/2019, 30 dias após a emergência da cultura, essa parcela do tratamento F2 foi completamente perdida. Em 15/5/2019, 36 dias após a emergência, outras duas parcelas do tratamento F3 apresentaram indícios visuais de perda de turgescência. No dia 21/5/2019, 42 dias após a emergência, essas duas parcelas foram perdidas, restando, portanto quatro parcelas do tratamento F1, três parcelas do Tratamento F2 e duas parcelas do tratamento F3.

Acerca das parcelas perdidas nos tratamentos F2 e F3, Calonego, Palma e Foloni (2012) afirmam que o amônio pode provocar efeitos depressivos e fitotóxicos às plantas, afetando tanto a sua fisiologia como a sua morfologia. Isso ocorre, em razão do aumento da resistência ao movimento da água em plantas sob nutrição amoniacal, fazendo com que a planta apresente sintomas como a clorose, necrose ou desidratação até a morte.

6.2.5 Teor foliar de macro e micronutrientes verificados na cultura de milho

Embora as condições de cultivo e de contorno tenham sido diferentes, de forma geral, os teores foliares de macro e micronutrientes da cultura, quantificados 48 dias após a emergência da cultura, apresentaram valores bastante satisfatórios, quando comparados com os teores foliares do milho, observados por Junio et al. (2013). Com exceção do P, que apresentou teores abaixo do esperado, os teores médios dos demais macronutrientes corresponderam com as concentrações foliares apresentadas pelos autores que avaliaram, em campo, o efeito residual da adubação com composto de lodo de esgoto e fosfato natural de Gafsa sobre os teores de nutrientes no solo, na planta e na produtividade do milho. O aporte de macro e micronutrientes, verificado na cultura de milho (48 dias após a emergência da planta), pode ser observado na Tabela 10.

Tabela 10 - Teores médios de macro e micronutrientes, na parte aérea de milho cultivado, em solo com diferentes tratamentos.

Nutrientes	Tratamentos		
	F1	F2 ⁺	F3 ⁺
N (g kg ⁻¹)	26,78 a [*]	25,16 a	33,41 a
P (g kg ⁻¹)	1,86 a	1,20 a	0,98 a
K (g kg ⁻¹)	34,38 a	22,62 a	20,22 a
Ca (g kg ⁻¹)	7,2 a	7,15 a	5,67 a
Mg (g kg ⁻¹)	2,52 a	2,4 a	2,7 a
S (g kg ⁻¹)	2,35 a	2,19 a	2,00 a
B (mg Kg ⁻¹)	10,11 a	12,42 a	11,89 a
Cu (mg Kg ⁻¹)	9,51 a	5,83 a	5,9 a
Mn (mg Kg ⁻¹)	150,95 a	202,75 b	110,14 c
Zn (mg Kg ⁻¹)	15,08 a	7,79 a	14,41 a
Fe (mg Kg ⁻¹)	260,86 a	210,05 b	113,45 c

* Médias seguidas da mesma letra nas linhas não diferem significativamente pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. ⁺ Para a obtenção dos teores médios das parcelas perdidas, foi aplicada a média das parcelas sobreviventes.

Fonte: Do autor (2019).

Quanto ao aporte de N, a maior média de concentração foliar constatada foi no tratamento F3: 33,42 g kg⁻¹. Em seguida ao tratamento F3, os tratamentos F1 e F2 apresentaram, respectivamente, 26,79 g kg⁻¹ e 25,16 g kg⁻¹ de N, provavelmente, em virtude do efeito diluição. Em F3, as plantas apresentaram menor desenvolvimento, o que resulta em maior concentração do nutriente prontamente disponível no solo. Esse efeito é caracterizado quando a taxa de crescimento relativo de matéria seca é superior à taxa de absorção relativa do nutriente. Outro efeito que contribui, para a diminuição dos teores de alguns nutrientes na planta, é a retranslocação do nutriente das folhas mais velhas para o fruto que passa a se comportar como dreno, fato que é observado para elementos móveis na planta, como o nitrogênio (MAIA et al., 2005).

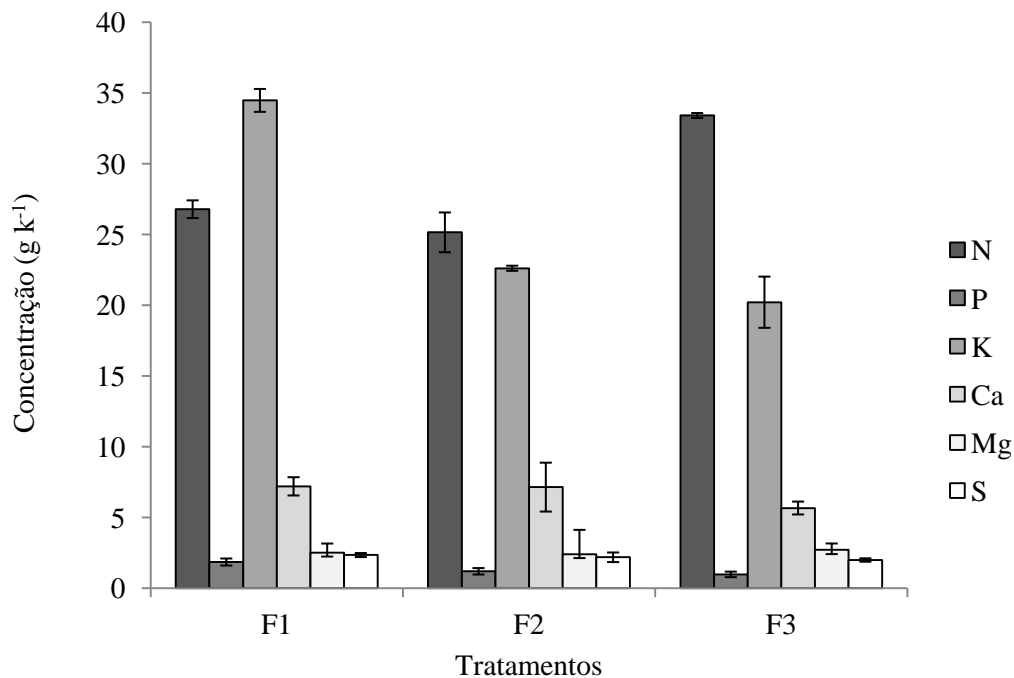
A maior média de concentração foliar de P verificada pertenceu ao tratamento F1: 1,86 g kg⁻¹. Na sequência, os tratamentos F2 e F3 apresentaram 1,20 g kg⁻¹ e 0,99 g kg⁻¹ de P, respectivamente. São vários os fatores que podem ter contribuído para os baixos teores foliares de P apresentados nos três tratamentos. O baixo teor de MO do solo, inicialmente (sem correção) empregado no cultivo, pode ter contribuído para a redução do poder tampão do meio, resultando em variações do pH durante o período de cultivo. A MO aumenta o poder tampão do solo e diminui os riscos de desequilíbrios minerais causados pela adubação. A

elevação do pH do solo (5,2-6,2), como observado no presente trabalho, contribui para um aumento da adsorção do P da ordem de 30%. Essa elevação neutraliza o Al e grande parte do Fe e do Mn, aumentando a atividade biológica e a eficiência dos fertilizantes. Além disso, os solos de textura argilosa, característica observada no solo utilizado, apresentam maior capacidade de adsorção do P (LOPES, 1998; RONQUIM, 2010; SILVA et al., 1997; VALLADARES; PEREIRA; ANJOS, 2003; VIVIANI et al., 2010).

Com relação ao K, a maior média de concentração foliar observada foi no tratamento F1: 34,49 g kg⁻¹. Na sequência, os tratamentos F2 e F3 apresentaram, respectivamente, 22,62 g kg⁻¹ e 20,22 g kg⁻¹ de K.

A média dos valores e medida de variação (erro padrão \pm) verificada, em relação às médias de concentração de nutrientes primários, para os três tratamentos, pode ser observada na Figura 12.

Figura 12 - Média dos valores e medida de variação (\pm), em relação às médias de concentração de macronutrientes observada, nas folhas de milho nos tratamentos F1, F2 e F3.



Fonte: Do autor (2019).

Quanto à concentração média de NPK no tratamento F3, é preciso considerar o processo de diluição, sendo que as características fisiológicas das plantas desse tratamento (Tabela 10), em relação aos padrões fisiológicos das plantas dos demais tratamentos,

apresentam algumas diferenças (RESENDE, 2014). Consideradas essas especificidades, o aporte de P, observado no tratamento F3, superou as concentrações foliares verificadas por Padilha (2007) que empregou (em um dos seus tratamentos) somente lodo de ETA, para atender as necessidades nutricionais da cultura de milho cultivada, em dois solos distintos. Esse maior aporte foliar observado, na presente pesquisa, em comparação ao trabalho conduzido por Padilha (2007), pode ser explicado pela incorporação do N ao solo.

Lopes (1998) destaca que o N participa da formação dos aminoácidos vegetais. Esses aminoácidos produzem protoplasma, promovendo a formação de células mais fortes nas plantas. Estas células concebem plantas vigorosas, com um sistema radicular que busca por outros nutrientes, para ajudá-las a satisfazer a necessidade de produção que o N promove. Os teores foliares de N e K, observados no presente trabalho, foram superiores às concentrações foliares observadas por Junio et al. (2013), em milho cultivado com lodo de ETE, sabiamente mais rico em nutrientes, quando comparado ao lodo de ETA.

Quanto aos macronutrientes secundários (Ca, Mg e S), as médias de concentração foliar constatadas nos tratamentos F1 e F2 foram bastante próximas. A ordem decrescente do acúmulo de macronutrientes secundários, verificada nos tratamentos F1, F2 e F3, foi a mesma: Ca>Mg>S.

Os teores de Ca, Mg e S, constatados no tratamento F3, também, não foram condizentes com as características fisiológicas das plantas sobreviventes desse tratamento. Já o equilíbrio observado entre as concentrações foliares dos tratamentos F1 e F2 deve-se ao aporte expressivo de Ca e Mg de uma das parcelas (R1) do tratamento F2. Além disso, outra parcela desse tratamento (R3) apresentou um aporte significativo de S em comparação às outras do mesmo tratamento, inclusive, em comparação às parcelas dos demais tratamentos.

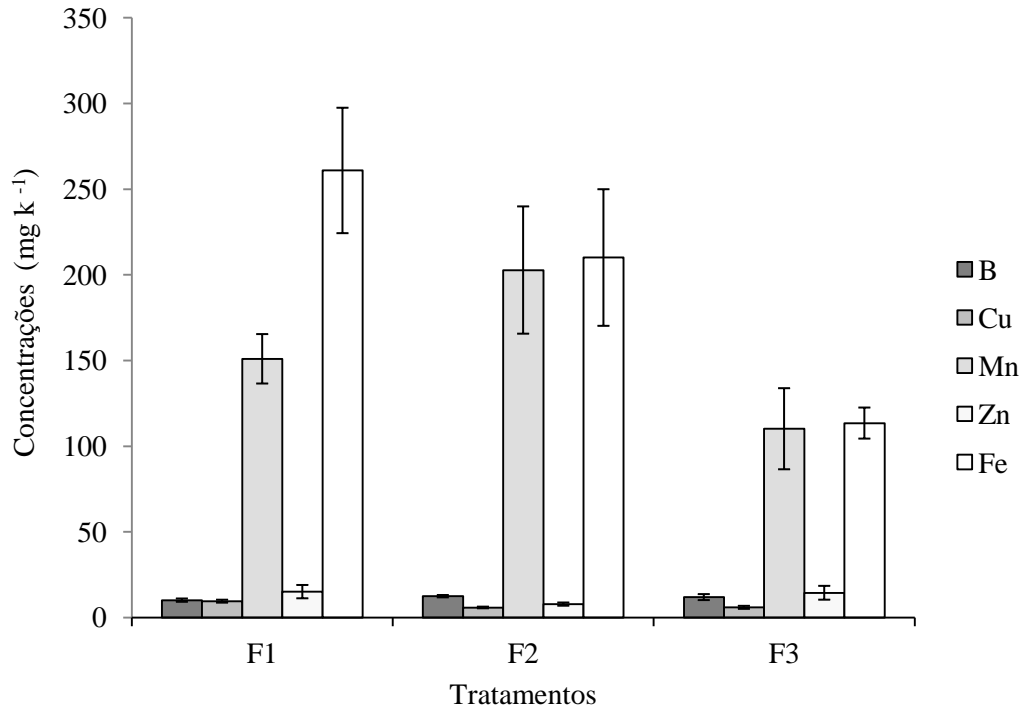
Dessa forma, as médias de concentração foliar verificadas, nos tratamentos F1, F2 e F3, referentes ao Ca, apresentaram-se nesta ordem: 7,21 g kg⁻¹; 7,15 g kg⁻¹ e 5,68 g kg⁻¹. Quanto ao aporte de Mg, as médias de concentração observadas nos tratamentos F1, F2 e F3 foram, respectivamente, 2,52 g kg⁻¹; 2,4 g kg⁻¹ e 2,72 g kg⁻¹. Em relação ao aporte de S, as médias de concentração foliar, constatadas nos tratamentos F1, F2 e F3, apresentaram-se na ordem: 2,35 g kg⁻¹; 2,19 g kg⁻¹ e 2,00 g kg⁻¹. Esses resultados superam as concentrações foliares observadas por Martins et al. (2018), que avaliaram o efeito de diferentes proporções de composto orgânico, contendo lodo de esgoto na composição de substrato, para o desenvolvimento inicial de plantas de milho. Em contraste ao presente estudo, Barros et al. (2011) obtiveram resultados mais satisfatórios, em relação ao aporte foliar de macro e micronutrientes, ao avaliarem a aplicação de biossólido, tratado quimicamente, na produção

de matéria seca e na absorção de nutrientes pela cultura de milho. Sendo assim, os autores empregaram como biofertilizante o lodo de esgoto tratado com cal, hipoclorito de sódio, peróxido de hidrogênio, ácido acético e peracético.

Quanto ao aporte de micronutrientes observado no experimento, com exceção do Zn que não apresentou teores satisfatórios, os demais elementos, como Cu, Mn e Fe, foram absorvidos em quantidades significativas em comparação às faixas de referência nutricional sugeridas por Malafaia et al. (2016). Os autores analisaram o teor foliar de macro e micronutrientes do milho cultivado em solo fertilizado com vermicomposto de lodo de curtume, suprimindo a demanda hídrica da cultura com água residuária doméstica. O aporte do Cu foi inferior à faixa de referência nutricional sugerida por Malafaia et al. (2016) em apenas duas parcelas: F2R3 e F3R2. Em relação ao aporte de Zn, não foram observados resultados que atingissem a faixa de referência sugerida pelos autores. O aporte de micronutrientes verificado na cultura de milho (48 dias após a emergência da planta) pode ser observado na Tabela 10.

Quanto ao Cu, o maior aporte foliar verificado pertenceu ao tratamento F1 e, em seguida, o tratamento F3. Os teores de Cu analisados seguiram esta ordem: $9,51 \text{ mg.kg}^{-1}$; $5,9 \text{ mg.kg}^{-1}$ e $5,84 \text{ mg.kg}^{-1}$, ou seja: $F1 > F3 > F2$. Com relação ao aporte de Zn, as maiores médias de concentração foliar constatadas pertenceram, respectivamente, aos tratamentos F1 e F3. O tratamento F2 não apresentou teores foliares satisfatórios de Zn, ficando muito abaixo do esperado. Os teores foliares de Zn constatados seguiram esta ordem decrescente: $15,08 \text{ mg kg}^{-1}$; $14,42 \text{ mg kg}^{-1}$ e $7,79 \text{ mg.kg}^{-1}$, ou seja: $F1 > F3 > F2$. Se comparado ao Cu e ao Zn, o B foi o segundo elemento mais absorvido pelas plantas. O tratamento F2 foi o que apresentou a maior média de concentração foliar de B: $12,42 \text{ mg kg}^{-1}$. Em sequência ao tratamento F2, o tratamento F3 apresentou a segunda maior média de concentração foliar de B: $11,89 \text{ mg kg}^{-1}$. No tratamento F1, foi verificada a menor concentração foliar de B: $10,11 \text{ mg kg}^{-1}$. Dessa forma, em relação aos teores foliares médios de B analisados, os tratamentos se comportaram da seguinte maneira: $F2 > F3 > F1$. As informações referentes ao aporte de B, Cu e Zn dos três tratamentos podem ser observadas na Figura 13.

Figura 13 - Média dos valores e medida de variação (\pm), em relação às médias de concentração de micronutrientes, observada nos tratamentos F1, F2 e F3.



Fonte: Do autor (2019).

O Fe e o Mn foram os micronutrientes mais absorvidos pelas plantas. O Fe é um catalisador na formação da clorofila e atua como portador de oxigênio. O Mn age, em princípio, como parte do sistema enzimático das plantas. Ele estimula várias reações metabólicas e tem função direta na fotossíntese, ajudando na síntese da clorofila (LOPES, 1998; MOUSAVI et al., 2011; ROUT; SAHOO, 2015).

Os teores foliares de Fe analisados se destacaram em comparação às médias de concentração foliar de Mn. As médias de concentração foliar de Fe analisadas, nos três tratamentos, apresentaram-se nesta ordem: 260,87 mg kg⁻¹; 210,05 mg kg⁻¹ e 113,45 mg kg⁻¹; isto é: F1>F2>F3. Ou seja, embora sejam verificadas altas concentrações, o Fe presente no lodo aplicado em F2 e F3 não foi assimilado pela planta, não sendo, portanto fator principal para a sua senescência. O aporte médio foliar de Mn não seguiu o mesmo arranjo, quando comparado ao aporte foliar médio de Fe. Nesse caso, a média dos teores foliares de Mn, verificada nos três tratamentos, comportou-se do seguinte modo: F2>F1>F3, ou 202,75 mg kg⁻¹; 150,96 mg kg⁻¹ e 110,14 mg kg⁻¹, respectivamente.

Coelho (2006) afirma que as quantidades de micronutrientes requeridas pelas plantas de milho são significativamente pequenas. Segundo o autor, para uma produtividade de 9 t ha⁻¹ de grãos, são extraídos: 2.100 g de Fe; 340 g de Mn; 400 g de Zn; 170 g de B; 110 g de Cu e

9 g de MO. Entretanto a deficiência de um desses elementos pode ter efeito na desorganização de processos metabólicos da planta, reduzindo a produtividade. Sendo assim, é importante ressaltar que a cultura de milho é altamente sensível à deficiência de Zn, moderadamente sensível à deficiência de Cu, Fe e Mn e mais resistente ao déficit de elementos como o B e o Mo. Dentre os micronutrientes, o Zn é o elemento de maior potencial limitante à cultura de milho. No presente trabalho, verificou-se que o menor teor de Zn foi apresentado, no tratamento F2, ou seja, aquele que recebeu adubação híbrida (50% P e 50% lodo). Salienta-se, ainda, que o aporte de Zn, observado no tratamento F2, é similar ao aporte deste nutriente pelas plantas do tratamento F1. O lodo aplicado em F2 e F3 apresentou-se como uma fonte razoável de B para o milho, quando comparado à adubação convencional.

Ao contrário do NPK, o aporte de Fe e Mn, constatado nas plantas do tratamento F3, mostrou-se mais harmônico em relação aos padrões fisiológicos das plantas. Plantas com déficit de Fe e Mn podem apresentar diminuição no porte, consequência que não se aplica ao caso do tratamento F3, uma vez que o aporte foliar médio, observado nas parcelas sobreviventes, corrobora com os valores de referência sugeridos por Malafaia et al. (2016).

7 CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos pode-se concluir que:

- O lodo de ETA apresentou um desempenho satisfatório no processo de sorção de P, presente no efluente tratado da UFLA, alcançando 96% de eficiência média após 20 horas de operação.
- No tratamento F3, que recebeu somente o lodo como fonte de P, as plantas demonstraram sinais de pouco desenvolvimento da parte aérea, clorose e senescência precoce das folhas mais velhas.
- Considerados o intervalo entre as faixas de suficiência nutricional, o tempo de cultivo, as diferenças entre os padrões fisiológicos das plantas e os baixos teores foliares de P, constatados nos três tratamentos, a concentração foliar de macro e micronutrientes, verificados na cultura de milho, atingiu níveis julgados adequados por outras literaturas.
- O aumento da dosagem do lodo contribuiu, positivamente, para a manutenção da capacidade tampão do solo e para os níveis de fertilidade do meio.
- Embora existam diferenças fisiológicas entre as plantas dos tratamentos F2 e F3, o aumento na dosagem do lodo no tratamento F3 não implicou maior mobilidade do Pb para o material vegetal analisado desse último.
- Embora os teores de metais pesados presentes no lodo não superassem os índices de contaminação do solo, permitidos pela legislação estadual, o aporte foliar de Pb, observado na cultura de milho compromete, em princípio, a utilização do material vegetal analisado na alimentação animal. No entanto é razoável reiterar que essa circunstância não se aplica à produção de grãos, visto que esse material não foi analisado. Isso indica que experimentos de longa duração devem ser conduzidos, em trabalhos futuros, a fim de que sejam avaliados não somente os efeitos da aplicação sucessiva do lodo, na fertilidade do solo, mas também as consequências do uso do biofertilizante aos grãos da cultura de milho.

REFERÊNCIAS

- ACHON, C. L.; BARROSO, M. M.; CORDEIRO, J. S. Resíduos de estações de tratamento de água e a ISO 24512: desafio do saneamento brasileiro. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 8, n. 2, p. 115-122, 2013.
- AGRICULTURAL MARKET INFORMATION SYSTEM. **WORLD**: maize at a glance. Disponível em: <<http://statistics.amis-outlook.org/data/index.html#>>. Acesso em: 6 fev. 2019.
- AGUIAR, A. T. da E. **Instruções agrícolas para as principais culturas econômicas**. 7. ed., rev. e atual. Campinas: Instituto Agrônômico, 2014. 452 p. (Boletim IAC, 200).
- AGUIAR, M. R. M. P. de; NOVAES, A. C.; GUARINO, A. W. S. Remoção de metais pesados de efluentes industriais por aluminossilicatos. **Química Nova**, São Paulo, v. 25, n. 6B, p. 1145-1154, 2002.
- 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.
- ALMEIDA NETO, A. F. de; MACENA, Í. M. de A.; OLIVEIRA, J. S. de. Análise da concentração de alumínio residual no Rio Gramame proveniente dos efluentes da ETA-Gramame, João Pessoa-PB. **Revista Ambiental**, João Pessoa, v. 2, n. 1, p. 88-96, 2016.
- AMÂNCIO, D. V. et al. Caracterização do lodo gerado numa estação de tratamento de água. **Revista Sustentare**, Três Corações, v. 1, n. 1, p. 29-44, 2017.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21th ed. Washington, 2005. 14 p.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION. WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 15th ed. Washington, DC, 1995. 1134 p.
- AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION. **American society of civil engineers**. New York: American Society of Civil Engineers, 1996. 294 p.
- ANDRADE, C. de L. T. et al. **Viabilidade e manejo da irrigação da cultura do milho**. Sete Lagoas: EMBRAPA, 2006. (Circular Técnica, 85).
- ANDREOLI, C. V. (Coord.). **Resíduos sólidos do saneamento**: processamento, reciclagem e disposição final. Rio de Janeiro: Rima, 2001. 282 p.
- ASADA, L. N. **Avaliação dos efeitos do recebimento do lodo de estação de tratamento de água em sistema de tratamento de esgoto pelo processo de lodo ativado com aeração prolongada**. 2007. 189 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia)-Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 1004**: resíduos sólidos: classificação. Rio de Janeiro, 2004. 6 p.

BABATUNDE, A. O.; ZHAO, Y. Q. Equilibrium and kinetic analysis of phosphorus adsorption from aqueous solution using waste alum sludge. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 184, n. 1/3, p. 746-752, 2010.

BAHIA FILHO, A. F. C. et al. **Nutrição e adubação do milho**. Sete Lagoas: EMBRAPA/CNPMS, 1983. 44 p.

BARAK, P. **Essential elements for plant growth**. Madison: Department of Soil Science University of Wisconsin, 1999.

BARROS, I. T. et al. Avaliação agrônômica de biossólidos tratados por diferentes métodos químicos para aplicação na cultura do milho. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 15, n. 6, p. 630-638, 2011.

BARROS, J. F. C.; CALADO, J. G. **A cultura de milho**. Évora: Universidade de Évora, 2014. 51 p.

BARROW, N. J. A mechanistic model for describing the sorption and desorption of phosphate by soil. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 66, n. 1, p. 9-18, 2015.

BASHAR, R. et al. Cost effectiveness of phosphorus removal processes in municipal wastewater treatment. **Chemosphere**, Oxford, v. 197, p. 280-290, 2018.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. de. **Lodo de esgoto: impactos na agricultura**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2006. 349 p.

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.

BOEIRA, L. dos S. **Produtividade da água na produção e crescimento de Melissa (officinalis L.) irrigada com água tratada magneticamente**. 2018. 66 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas)-Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2018.

BRASIL. **Lei nº 12.305**, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília, DF, 2010. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/12305.htm>. Acesso em: 3 set. 2018.

BRASIL. **Resolução Conama nº 375**, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. Brasília, DF, 2006. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/res/res06/res37506.pdf>>. Acesso em: 3 set. 2018.

BRASIL. **Resolução RDC nº 42**, de 29 de agosto de 2013. Dispõe sobre o Regulamento Técnico MERCOSUL sobre Limites Máximos de Contaminantes Inorgânicos em Alimentos. Brasília, DF, 2013. Disponível em:

<http://bvsmms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/anvisa/2013/rdc0042_29_08_2013.html>. Acesso em: 20 jan. 2019.

BRASIL. 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 o território nacional e dá outras providências. Brasília, DF, 2005. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=463>>. Acesso em: 10 mar. 2018.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 430**, de 13 de maio 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. Brasília, DF, 2011. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=17214>>. Acesso em: 10 mar. 2018.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instrução Normativa nº 39**, de 08 de agosto de 2018. Estabelece as regras sobre definições, exigências, especificações, garantias, registro de produto, autorizações, embalagem, rotulagem, documentos fiscais, propaganda e tolerâncias dos fertilizantes minerais destinados à agricultura. Brasília, DF, 2018. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/fertilizantes/legislacao/in-39-2018-fert-minerais-versao-publicada-dou-10-8-18.pdf>>. Acesso em: 10 mar. 2018.

BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS**: diagnóstico dos serviços de água e esgotos - 2016. Brasília, DF, 2018. 220 p.

BRITO, O. R.; VENDRAME, P. R. S.; BRITO, R. M. Alterações das propriedades químicas de um latossolo vermelho distroférrico submetido a tratamentos com resíduos orgânicos. **Ciências Agrárias**, Teresina, v. 26, n. 1, p. 33-40, 2005.

BROGGI, F. et al. Fator capacidade de fósforo em solos de Pernambuco mineralogicamente diferentes e influência do pH na capacidade máxima de adsorção. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 35, p. 77-83, 2011.

BULL, L. T. Nutrição mineral do milho. In: BULL, L. T.; CANTARELLA, H. (Ed.). **Cultura do milho**: fatores que afetam a produtividade. Piracicaba: Potafos, 1993. p. 63-145.

CALIJURI, M. L. et al. Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/wetlands construídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 14, n. 3, p. 421-430, 2009.

CALONEGO, J. C.; PALMA, H. N.; FOLONI, J. S. S. Adubação nitrogenada foliar com sulfato de amônio e ureia na cultura do milho. **Journal of Agronomic Sciences**, Umuarama, v. 1, n. 1, p. 34-44, 2012.

CASTRO, L. R. et al. Doses e formas de aplicação de fósforo na cultura do milho. **Agrarian**, Dourados, v. 9, n. 31, p. 47-54, 2017.

CASTRO, S. R. et al. Precipitação química de estruvita: Recuperação de nutrientes em reator cônico de leito fluidizado utilizando magnésia industrial de baixo custo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 20, n. 2, p. 259-268, 2015.

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.

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**, Caracas, v. 36, n. 10, p. 774-778, 2011.

CHAVES, H. F. **Atenuação natural dos solos nas áreas mineiras, com sistemas de tratamento passivo das águas ácidas de Minas**. 2016. 68 p. Dissertação (Mestrado em Ciências e Tecnologia do Ambiente)-Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, Porto, 2016.

CHEN, Y. S. R.; BUTLER, J. N.; STUMM, W. Kinetic study of phosphate reaction with aluminum oxide and kaolinite. **Environmental Science & Technology**, Easton, v. 7, n. 4, p. 327-332, 1973.

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: reatores anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: Ed. UFMG, 2007. v. 5, 380 p.

CHITTOO, V. S.; SUTHERLAND, C. Adsorption of Phosphorus using water treatment sludges. **Journal of Applied Sciences**, Islamabad, v. 14, n. 24, p. 3455-3463, 2014.

COELHO, A. M. **Nutrição e adubação do milho**. Sete Lagoas: EMBRAPA, 2006. 10 p. (Circular Técnica, 78).

COELHO, A. M. et al. **Cultivo do milho diagnose foliar do estado nutricional da planta**. Sete Lagoas: EMBRAPA, 2002. 4 p. (Comunicado Técnico, 45).

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.

COELHO, V. A. T. et al. Caracterização de sintomas visuais de deficiência de macronutrientes em abóbora italiana. **Horticultura Brasileira**, Brasília, DF, v. 28, n. 2, p. 3851-3858, 2010.

CONLEY, D. J. et al. Controlling Eutrophication: nitrogen and phosphorus. **Science**, New York, v. 323, n. 5917, p. 1014-1015, 2009.

CORNWELL, D. A. **Handbook of practice water treatment plant waste management**. Denver: American Water Works Association Research Foundation, 1987. 431 p.

CRITTENDEN, J. C. et al. **MWH's water treatment: principles and design**. New York: J. Wiley, 2012.

- DAI, Y. et al. The adsorption, regeneration and engineering applications of biochar for removal organic pollutants: a review. **Chemosphere**, Oxford, v. 223, p. 12-27, 2019.
- 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.
- DODDS, W. K. et al. Eutrophication of U.S. Freshwaters: analysis of potential economic damages. **Environmental Science & Technology**, Easton, v. 43, n. 1, p. 12-19, 2009.
- DUBE, S. et al. Effects of sludge water from a water treatment works on soil properties and the yield and elemental uptake of *Brachiaria decumbens* and lucerne (*Medicago sativa*). **Agricultural water management**, Amsterdam, v. 208, p. 335-343, 2018.
- ELLIOTT, H. A.; DEMPSEY, B. A. Agronomic effects of land application of water treatment sludges. **Journal AWWA**, Denver, v. 83, n. 4, p. 126-130, 1991.
- ESCOLA NACIONAL DE ADMINISTRAÇÃO PÚBLICA. **Eco Universidade: plano ambiental para uma universidade socioambientalmente correta**. Lavras: Ed. UFLA, 2009. Disponível em: <<http://repositorio.enap.gov.br/bitstream/1/281/1/Eco%20Universidade.pdf>>. Acesso em: 26 fev. 2019.
- ESTEVES, F. A. **Fundamentos da limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.
- ETIENNE, P.; MARIELINE, L.; MATHIEU, S. Excess sludge production and costs due to phosphorus removal. **Environmental Technology**, London, v. 22, n. 11, p. 1363-1371, 2001.
- FABIAN, A. J.; OTTONI FILHO, T. B. Determinação de capacidade de campo in situ ou através de equações de regressão. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 35, n. 5, p. 1029-1036, maio 2000.
- FAQUIN, V. **Diagnose do estado nutricional das plantas**. Lavras: Ed. UFLA/FAEPE, 2002.
- FAQUIN, V. **Nutrição mineral de plantas**. Lavras: Ed. UFLA/FAEPE, 2005.
- FERREIRA, A. C. B. et al. Características agrônomicas e nutricionais do milho adubado com nitrogênio, molibdênio e zinco. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 58, n. 1, p. 131-138, 2001.
- FERREIRA FILHO, S. S.; MARGUTI, A. L.; PIVELI, R. P. Produção de lodo e comportamento químico de sais de ferro empregados no pós-tratamento de esgoto sanitário por precipitação química. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 14, n. 1, p. 49-58, 2009.
- FIA, F. R. L. et al. Efeito da vegetação em sistemas alagados construídos para tratar águas residuárias da suinocultura. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 2, p. 303-311, 2016.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **World fertilizer trends and Outlook and trends to 2018**. Rome, 2015. 53 p.

FORREST, A. L. et al. Optimizing struvite production for phosphate recovery in WWTP. **Journal of Environmental Engineering**, New York, v. 134, n. 5, p. 395-402, 2008.

FRANCO, E. S. **Avaliação da influência dos coagulantes sulfato de alumínio e cloreto férrico na remoção turbidez e cor da água bruta e sua relação com sólidos na geração de lodo em estações de tratamento de água.** 2009. 207 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental)-Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2009.

GALARNEAU, E.; GEHR, R. Phosphorus removal from wastewaters: experimental and theoretical support for alternative mechanisms. **Water Research**, New York, v. 31, n. 2, p. 328-338, 1996.

GARCIA, G. de O. et al. Alterações químicas em três solos decorrentes da aplicação de águas residuárias da lavagem e despolpa de frutos do cafeeiro conilon. **Revista Engenharia na Agricultura**, Viçosa, MG, v. 16, n. 4, p. 416-427, out./dez. 2008.

GIBBONS, M. K. et al. Phosphorus adsorption on water treatment residual solids. **Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua**, London, v. 58, n. 1, p. 1-10, 2009.

GIBBONS, M. K.; GAGNON, G. A. Understanding removal of phosphate or arsenate onto water treatment residual solids. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 186, n. 2/3, p. 1916-1923, 2011.

GIRARDI, L. B. **Disponibilidade hídrica na produção de Alstroemeria (Alstroemeria x hybrida) em vasos.** 2016. 90 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola)-Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2016.

GOTT, R. M. et al. Índices diagnósticos para interpretação de análise foliar do milho. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 18, n. 11, p. 1110-1115, 2014.

GRANT, C. et al. Soil and fertilizer phosphorus: effects on plant P supply and mycorrhizal development. **Canadian Journal of Plant Science**, Ottawa, v. 85, n. 1, p. 3-14, 2005.

HANO, T. et al. Removal of Phosphorus from wastewater by activated alumina adsorbent. **Water Science Technology**, London, v. 35, n. 7, p. 39-46, 1997.

HENRIQUE, I. N. et al. Remoção biológica de fósforo em reatores em bateladas sequenciais com diferentes tempos de retenção de sólidos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 15, n. 2, p. 197-204, 2010.

HIGASHIKAWA, F. S.; MENEZES JÚNIOR, F. O. G. de M. Adubação mineral, orgânica e organomineral: efeitos na nutrição, produtividade, pós-colheita da cebola e na fertilidade do solo. **Revista Scientia Agraria**, Cascavel, v. 18, n. 3, p. 1-10, 2017.

HOLETON, C. et al. Wastewater release and its impacts on Canadian waters. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Trabzon, v. 68, n. 10, p. 1836-1859, 2011.

- HOU, Q. et al. Phosphorus adsorption characteristics of alum sludge: adsorption capacity and the forms of phosphorus retained in alum sludge. **Materials Letters**, Amsterdam, v. 229, p. 31-35, 2018.
- HUANG, S. H.; CHISWELL, B. Phosphate removal from wastewater using spent alum Sludge. **Water Science and Technology**, Oxford, v. 42, n. 3/4, p. 295-300, 2000.
- IPPOLITO, J. A.; BARBARICK, K. A.; ELLIOTT, H. A. Drinking water treatment residuals: a review of recent uses. **Journal of Environment Quality**, Madison, v. 40, n. 1, p. 1-12, 2011.
- JANUÁRIO, G. F.; FERREIRA FILHO, S. S. Planejamento e aspectos ambientais envolvidos na disposição final de lodos das estações de tratamento de água da Região Metropolitana de São Paulo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 2, p. 117-126, 2007.
- JONES JUNIOR, J. B.; WOLF, B.; MILLS, H. A. **Plant analysis handbook: a practical sampling, preparation, analysis, and interpretation guide**. Athens: Micro-Macro, 1991. 213 p.
- JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 6. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2011. 1050 p.
- JUNIO, G. R. Z. et al. Metais pesados em milho fertilizado com fosfato natural e composto de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 15, n. 10, p. 1082-1088, 2011.
- JUNIO, G. R. Z. et al. Produção de milho adubado residualmente com composto de lodo de esgoto e fosfato de Gafsa. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 17, n. 7, p. 706-712, 2013.
- KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. 3rd ed. Boca Raton: CRC, 2001. 413 p.
- KAWAMURA, S. **Integrat design of water treatment facilities**. New York: J. Wiley, 1991. 720 p.
- KATAYAMA, V. T. et al. Quantificação da produção de lodo de estações de tratamento de água de ciclo completo: uma análise crítica. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 20, n. 4, p. 559-569, 2015.
- KEELEY, J. et al. Acidified and ultrafiltered recovered coagulants from water treatment works sludge for removal of phosphorus from wastewater. **Water Research**, New York, v. 88, p. 380-388, 2016.
- KLEIN, C.; AGNE, S. A. A. Fósforo: de nutriente à poluente. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, Santa Maria, v. 8, n. 8, p. 1713-1721, 2013.
- KRISHNA, K. C. B.; ARYAL, A.; JANSEN, T. Comparative study of ground water treatment plants sludges to remove phosphorous from wastewater. **Journal of Environmental Management**, New York, v. 180, p. 17-23, 2016.

LACERDA, J. J. de J.; SILVA, D. R. G. **Fertilizantes orgânicos: usos, legislação e métodos de análise**. Lavras: Ed. UFLA, 2014. 90 p. (Boletim Técnico, 96).

LAMEGO NETO, L. G.; COSTA, R. H. R. Tratamento de esgoto sanitário em reator híbrido em bateladas sequenciais: eficiência e estabilidade na remoção de matéria orgânica e nutrientes (N, P). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 16, n. 4, p. 411-420, 2011.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 3. ed. Campinas: Átomo, 2010. 496 p.

LIMA FILHO, O. F. **Toxicidade de micronutrientes em sorgo sacarino: diagnose visual**. Dourados: EMBRAPA, 2016. 10 p. (Circular Técnica, 38).

LIN, L. et al. Preparation of chitosan/lanthanum hydroxide composite aerogel beads for higher phosphorus adsorption. **Materials Letters**, Amsterdam, v. 218, p. 201-204, 2018.

LOMBARDI, R. **Desempenho de reator anaeróbico de fluxo ascendente alimentado com lodo de estação de tratamento de água e esgoto sanitário**. 2009. 174 p. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agropecuária)-Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2009.

LOPES, A. S. **Manual internacional de fertilidade do solo**. 2. ed. Piracicaba: Potafos, 1998. 177 p.

LOURENÇO, L. S. et al. Remoção de matéria orgânica e nutrientes de esgoto doméstico por wetland horizontal de fluxo subsuperficial na estação de tratamento de Aparecida - Campos Novos, SC. **Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável**, Viçosa, MG, v. 8, n. 1, p. 85-94, 2018.

LUSTOSA, J. B. et al. Tratamento e aproveitamento de água de lavagem de filtro em estação de tratamento de água. **Revista DAE**, São Paulo, v. 65, n. 206, p. 44-61, 2017.

MAGALHÃES, P. C.; DURÃES, F. O. M. **Fisiologia da produção de milho**. Sete Lagoas: EMBRAPA Milho e Sorgo, 2006. 10 p. (Circular Técnica, 76).

MAIA, C. E. et al. Teores foliares de nutrientes em meloeiros irrigado com águas de diferentes salinidades. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 9, p. 292-295, 2005. Suplemento.

MALAFAIA, G. et al. Teor de nutrientes em folhas de milho fertilizado com vermicomposto de lodo de curtume e irrigado com água residuária doméstica. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 11, n. 4, p. 799-809, 2016.

MALAVOLTA, E. **Manual de nutrição mineral de plantas**. Piracicaba: Ceres, 2006. 631 p.

MARONEZE, M. M. et al. A tecnologia de remoção de fósforo: gerenciamento do elemento em resíduos. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 9, n. 3, p. 445-458, 2014.

MARTINS, C. A. da C. et al. Desenvolvimento inicial do Milho (*Zea mays* L.) em substrato contendo lodo de esgoto compostado. **RBCIAMB**, Rio de Janeiro, n. 48, p. 69-79, 2018.

MENEGAZ, R. C. et al. Remoção físico-química de fósforo por floco-sedimentação aplicada ao pós-tratamento de efluente de abatedouro avícola. **Revista Ciências Exatas e Naturais**, Guarapuava, v. 13, n. 2, p. 227-255, 2011.

MERLINO, L. C. S. et al. Bário, cádmio, cromo e chumbo em plantas de milho e em latossolo após onze aplicações anuais de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 34, n. 6, p. 2031-2039, 2010.

METCALF; EDDY; AECOM. **Wastewater engineering: treatment and resource recovery**. 5th ed. New York: McGraw-Hill Education, 2014. 2018 p.

MINAS GERAIS. **Deliberação Normativa Conjunta COPAM/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. Belo Horizonte, 2008.

MINAS GERAIS. **Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 02**, de 08 de setembro de 2010. Institui o Programa Estadual de Gestão de Áreas Contaminadas, que estabelece as diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por substâncias químicas. Belo Horizonte, 2010a. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=14670>>. Acesso em: 27 maio 2019.

MINAS GERAIS. **Deliberação Normativa COPAM nº 153**, de 26 de julho de 2010. Convoca municípios para o licenciamento ambiental de sistemas de tratamento de água e dá outras providências. Belo Horizonte, 2010b. Disponível em: <file:///C:/Users/regin/Downloads/5_.Delibera%C3%A7%C3%A3o_Normativa_COPAM_n%C2%BA_153_de_26_de_julho_de_2010_-_original.pdf>. Acesso em: 24 fev. 2019.

MOUSAVI, S. R. et al. A general overview on manganese (Mn) importance for crops production. **Australian Journal of Basic and Applied Sciences**, Amman, v. 5, n. 9, p. 1799-1803, 2011.

NASCIMENTO, V. C. do et al. Quantificação e proposta de destinação final do lodo de decantador da Estação de Tratamento de Água (ETA) em Itabirito, MG. **Revista PETRA**, Belo Horizonte, v. 3, n. 1, p. 38-56, 2017.

NORRIS, M.; TITSHALL, L. W. The distribution of inherent phosphorus in fifteen water treatment residues from South Africa. **Water SA**, Gesina, v. 38, n. 5, p. 715-720, 2012.

NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Viçosa, MG: Ed. UFV, 1999. 399 p.

NUVOLARI, A. **Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reúso agrícola**. 2. ed. São Paulo: Blucher, 2011. 562 p.

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. A. de; BARCELO, W. F.; COLARES, C. J. G. Estudo do reaproveitamento da água de lavagem de filtro na ETA Anápolis/GO. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO AMBIENTAL, 3., 2012, Goiânia. **Anais...** Goiânia: IBEAS, 2012. p. 1-15.

OLIVEIRA, L. F. C. de. Sorção de elementos traços em solos de áreas de disposição final de resíduos sólidos urbanos. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 9, n. 2, p. 289-301, 2014.

PADILHA, J. C. **Aplicação de lodos de tratamentos de água e esgoto em latossolos cultivados com milho e soja**. 2007. 345 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo)- Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007.

PAIXÃO, J. S. et al. **Aptidão e potencial de produção de milho em municípios de Minas Gerais**. Sete Lagoas: EMBRAPA Milho e Sorgo, 2016. 41 p. (Documento, 199).

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.

PARFITT, R. L. Anion adsorption by soils and soil materials. **Advances in Agronomy**, San Diego, v. 30, p. 1-50, 1978.

PARFITT, R. L. Phosphate reactions with natural allophane, ferrihydrite and goethite. **Journal of Soil Science**, Oxford, v. 40, p. 359-369, 1989.

PARRON, L. M.; MUNIZ, D. H. de F.; PEREIRA, C. M. **Manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química da água**. Colombo: EMBRAPA Florestas, 2011.

PIZANI, M. A. M. et al. Monitoramento do conteúdo de água no solo no cultivo de *Baccharis Trimeris* (Lees.). In: INOVAGRI INTERNATIONAL MEETING, 3., 2015, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza, 2015. p. 1457-1462.

QUEIROZ, S. C. B. et al. Avaliação de desempenho do tratamento de esgoto sanitário por sistema combinado anaeróbio seguido de aeróbio. **Revista de Engenharia e Tecnologia**, Ponta Grossa, v. 10, n. 1, p. 217-228, 2018.

RANGEL, O. J. P. et al. Efeito de aplicações de lodos de esgoto sobre os teores de metais pesados em folhas e grãos de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 30, p. 575-582, 2006.

REALI, M. A. P. Principais características quantitativas e qualitativas do lodo de ETAs. In: _____. **Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. p. 21-39.

REETZ, H. F.; LOPES, A. S. **Fertilizantes e seu uso eficiente**. São Paulo: ANDA, 2017. 178 p.

RESENDE, A. Análise foliar complementa a adubação do milho. **Campo & Negócios**, Uberlândia, p. 18-23, fev. 2014.

RESENDE, A. V. de. **Agricultura e qualidade da água**: contaminação da água por nitrato. Planaltina: EMBRAPA Cerrados, 2002. 29 p.

RESENDE, A. V. de et al. **Fertilidade do solo e manejo da adubação NPK para alta produtividade de milho no Brasil Central**. Sete Lagoas: EMBRAPA, 2012. (Circular Técnica, 181).

MEURER, E. J.; RHENHEIMER, D.; BISSANI, C. A. Fenômenos de sorção em solos. In: MEURER, E. J. (Ed.). **Fundamentos de química do solo**. 3. ed. Porto Alegre: Evangraf, 2006. cap. 5, p. 117-162.

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.

RIBEIRO, R.; SILVA, C.; ROSA, M. J. Estratégia para recuperação de fósforo de águas residuais urbanas. **Águas e Resíduos**, Lisboa, v. 4, n. 2, p. 38-50, 2017.

RITCHER, C. A. **Tratamento de lodos de estações de tratamento de água**. São Paulo: E. Blucher, 2001. 112 p.

RITCHIE, S. W.; HANWAY, J. J.; BENSON, G. O. **Como a planta de milho se desenvolve**. Piracicaba: Potafos, 2003. 20 p. (Arquivo do Agrônomo, 15. Informações Agronômicas, 103).

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

ROCHA, R. E. M. da et al. Avaliação de biossólido de águas servidas domiciliares. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 38, n. 12, p. 1435-1441, dez. 2003.

RODRIGUES, E. B.; SANTOS, M. A. A. dos; LAPOLLI, F. R. Zona de raízes: experiência vivenciada numa escola rural no município de Campos Novos/SC. **Revista Engenharia e Construção Civil**, Curitiba, v. 2, n. 2, p. 34-44, 2015.

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.

RODRIGUES, L. P. **Incorporação de resíduo de estação de tratamento de água de Campos dos Goytacazes em corpos cimentícios para uso em tijolo solo-cimento**. 2012. 89 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia e Ciência dos Materiais)-Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes, 2012.

RONQUIM, C. C. **Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais**. Campinas: EMBRAPA Monitoramento por Satélite, 2010. 26 p. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 8).

ROSSI, C. et al. Níveis de adubação NPK para o milho e feijão em experimentos de casa de vegetação: I., produção de matéria seca. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 21., 1994, Petrolina. **Anais...** Petrolina: SBCS, 1994. p. 293-294.

ROUT, G. R.; SAHOO, S. Role of iron in plant growth and metabolism. **Reviews in Agricultural Science**, Champaign, v. 3, p. 1-24, 2015.

SÁ JUNIOR, A. de et al. Application of the Köppen classification for climatic zoning in the state of Minas Gerais, Brazil. **Theoretical and Applied Climatology**, Wien, v. 108, n. 1/2, p. 1-7, 2012.

SANTOS, D. R. dos; GATIBONI, L. C.; KAMINSK, J. Fatores que afetam a disponibilidade do fósforo e o manejo da adubação fosfatada em solos sob sistema plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 38, n. 2, p. 576-586, 2008.

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. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rmat/v23n3/1517-7076-rmat-23-03-e12167.pdf>>. Acesso em: 10 out. 2018.

SANTOS, Í. P. A. dos et al. Influência do fósforo, micorriza e nitrogênio no conteúdo de minerais de *Brachiaria brizantha* e *Arachis pintoi* consorciados. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, MG, v. 31, n. 2, p. 605-616, 2002.

SANTOS, L. da S. et al. Quantidade de fósforo extraído pelas soluções de mehlich-1 e mehlich-3 em razão de diferentes velocidades de agitação, tempos de contato e temperaturas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 39, n. 1, p. 109-119, 2015.

SATYAPRAKASH, M. et al. Phosphorous and Phosphate Solubilising Bacteria and their role in plant nutrition. **International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences**, Tamilnadu, v. 6, n. 4, p. 2133-2144, 2017.

SBRUSSI, C. A. G.; ZUCARELI, C. Germinação de sementes de milho com diferentes níveis de vigor em resposta a diferentes temperaturas. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 35, n. 1, p. 215-226, 2014.

SEREGIN, I. V.; IVANOV, V. B. Physiological aspects of cadmium and lead toxic effects on higher plants. **Russian Journal of Plant Physiology**, Moscow, v. 48, n. 4, p. 523-544, 2001.

SEZERINO, P. H. et al. Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 20, n. 1, p. 151-158, 2015.

SHARMA, P.; DUBEY, R. S. Lead toxicity in plants. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, Piracicaba, v. 17, n. 1, p. 35-52, 2005.

- SILVA, E. E. da; AZEVEDO, P. H. S. de; DE-POLLI, H. **Determinação do Carbono da Biomassa Microbiana do Solo (BMS-C)**. Seropédica: EMBRAPA, 2007. 6 p. (Comunicado Técnico, 98).
- SILVA, M. L. N. et al. Rotação adubo verde - milho e adsorção de fósforo em latossolo vermelho-escuro. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 32, n. 6, p. 649-654, 1997.
- SILVA, M. S. E.; SANTANA, G. P. Caulinita: estrutura cristalina, técnicas físicas e estudo de adsorção. **Scientia Amazonia**, Manaus, v. 2, n. 3, p. 54-70, 2013.
- SILVA, R. L. A. et al. Reatores biológicos em bateladas sequenciais com e sem material suporte para remoção simultânea de nitrogênio e fósforo de esgoto sanitário. **Revista de Ciências Ambientais**, Canoas, v. 12, n. 3, p. 51-61, 2018.
- SOUSA, D. M. G.; LOBATO, E. **Adubação fosfatada em solos da região do cerrado**. Piracicaba: Potafos, 2003. 16 p. (Informações Agronômicas, 102). Encarte Técnico.
- SOUZA, V. de; KONRAD, O.; GONÇALVES JUNIOR, A. C. Contaminação por chumbo, riscos, limites legais e alternativas de remediação. **Veredas do Direito**, Belo Horizonte, v. 13, n. 25, p. 249-276, 2016.
- STUMM, W.; SIGG, L.; SULZBERGER, B. **Chemistry of the solid-water interface: processes at the mineral-water and particle-water interface in natural systems**. Hoboken: A Wiley-Interscience, 1992. 428 p.
- TAVARES, L. C. et al. Potássio via recobrimento de sementes de soja: efeitos na qualidade fisiológica e no rendimento. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 43, n. 7, p. 1196-1202, 2013.
- TEIXEIRA, P. C. et al. **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed., rev. e atual. Brasília, DF: EMBRAPA, 2017. 573 p.
- TEIXEIRA, S. T.; MELO, W. J. de; SILVA, E. T. Plant nutrients in a degraded soil treated with water treatment sludge and cultivated with grasses and leguminous plants. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 39, n. 6, p. 1348-1354, 2007.
- TIRITAN, C. S. et al. Adubação fosfatada mineral e organomineral na cultura do milho. **Colloquium Agrariae**, Presidente Prudente, v. 6, n. 1, p. 8-14, 2010.
- TORRI, S. I.; CORREA, R. S.; RENELLA, G. Aplicação de biossólido em terras agrícolas: uma contribuição para a reciclagem global de fósforo: uma revisão. **Pedosphere**, Bethesda, v. 27, n. 1, p. 1-16, 2017.
- URANO, K.; TACHIKAWA, H. Process development for removal and recovery of phosphorus from wastewater by a new adsorbent: 2., adsorption rates and breakthrough curves. **Industrial Engineering Chemistry Research**, Washington, v. 30, n. 8, p. 1897-1899, 1991.
- VALLADARES, G. S.; PEREIRA, M. G.; ANJOS, L. H. C. dos. Adsorção de fósforo em solos de argila de atividade baixa. **Bragantia**, Campinas, v. 62, n. 1, p. 111-118, 2003.

VISSMAN, W. et al. **Water supply and pollution control**. 8th ed. New Jersey: Pearson Prentice Hall, 2009. 861 p.

VILAR, C. C. et al. Capacidade máxima de adsorção de fósforo relacionada a formas de ferro e alumínio em solos subtropicais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 34, n. 1, p. 1059-1068, 2010.

VIVIANI, C. A. et al. Disponibilidade de fósforo em dois latossolos argilosos e seu acúmulo em plantas de soja, em função do aumento do pH. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 34, n. 1, p. 61-67, jan./fev. 2010.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: Ed. UFMG, 2014. 452 p.

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.

ZONTA, J. H. et al. **Manejo da irrigação do algodoeiro**. Campina Grande: EMBRAPA, 2016. (Circular Técnica, 139).